SZENT ISTVÁN EGYETEM

ANAEROB ELŐKEZELÉS HATÁSA A SZENNYVÍZISZAPOK KOMPOSZTÁLÁSÁRA

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

Rózsáné Szűcs Beatrix

Gödöllő
2013

A doktori iskola

megnevezése: **Környezettudományi Doktori Iskola**

tudományága: **Környezettudomány**

vezetője: **Dr. Heltai György DSc.**
egyetemi tanár, tanszékvezető
SZIE Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Környezettudományi Intézet
Kémia és Biokémia Tanszék

témavezető: **Dr. Füleky György CSc.**
egyetemi tanár
SZIE Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Környezettudományi Intézet
Talajtani és Agrokémiai Tanszék

…… ……
Az iskolavezető jóváhagyása A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

JELÖLÉSEK ÉS RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE ... 5
1. BEVEZETÉS ... 9
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS ... 11
2.1. Szennyvíziszapok fajtái, jellemzőjük ... 11
2.2. Szennyvíziszap kezelés és hasznosítás helyzete a világon és Magyarországon ... 11
2.3. Szennyvíziszap víztelenítés ... 14
2.4. Szennyvíziszap biológiai stabilizálási módszerei ... 16
2.5. Szennyvíziszap rothasztás ... 18
2.5.1. Anaerob lebontás kémiája és biológiája ... 18
2.5.2. Anaerob lebontási folyamatot befolyásoló tényezők ... 21
2.5.3. Anaerob iszapkezelési technológiák ... 23
2.5.4. Száraz anaerob hulladékkezelési technológiák ... 24
2.5.5. Az anaerob lebontás kinetikája ... 26
2.5.6. Vizsgálandó paraméterek az anaerob lebontás során ... 27
2.6. Szennyvíziszap komposztálás ... 29
2.6.1. Szennyvíziszap komposztálás kémiája és biológiája ... 29
2.6.2. Komposztálást befolyásoló tényezők ... 31
2.6.3. A komposztálás kinetikája ... 34
2.6.4. Komposztálás termodinamikája ... 34
2.6.5. Komposztálás méretezése ... 37
2.6.6. Komposztálás levegőigényének méretezése ... 38
2.6.7. Vizsgálandó paraméterek a szerves anyag stabilitására vonatkozóan a komposztálás során ... 39
3. ANYAG ÉS MÓDSZER ... 45
3.1. Felhasznált anyagok ... 45
3.1.1. Az anaerob előkezelés módszertani kísérlete során felhasznált anyagok ... 45
3.1.2. Az anaerob előkezelés és a komposztálás vizsgálata során felhasznált anyagok ... 46
3.2. Anyagvizsgálati módszerek ... 46
3.3. Kísérlet beállítása ... 48
3.3.1. Az anaerob előkezelés módszertani kísérletének beállítása ... 48
3.3.2. Az anaerob előkezelés kísérletének beállítása ... 49
3.3.3. Komposztálás kísérletének beállítása ... 50
3.4. Mérési módszer ... 50
3.4.1. Az anaerob előkezelés módszertani kísérletének mérési módszere ... 50
3.4.2. Az anaerob előkezelés kísérletének mérési módszere ... 51
3.4.3. Komposztálás kísérletének mérési módszere ... 51

3.5. Számítási és méretezési módszerek ... 52
3.5.1. Metántermelés számítása ... 52
3.5.2. Metanogén aktivitás értékének számítása ... 55
3.5.3. Szervesanyag-veszteség és szén / nitrogén arány számítása ... 56
3.5.4. Oxigénfogyasztás és szén-dioxid termelés számítása ... 56
3.5.5. Komposztálás energiamérlegének számítása ... 58
3.5.6. Komposztálás méretezése ... 61
3.5.7. Statisztikai adatelemzés ... 62
4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK ... 65
4.1. Az anaerob előkezelés módszertani kísérletének eredményei ... 65
4.1.1. Oltóanyag anaerob bonthatóságának vizsgálata ... 65
4.1.2. Az anaerob lebontási folyamat jellemzése ... 66
4.1.3. Oltóanyag hatása a szerves anyag degradációjának mértékére ... 70
4.1.4. Reaktortérfogatra vonatkoztatott metántermelés ... 72
4.2. Anaerob előkezelés eredményei ... 76
4.2.1. Oltóanyag anaerob bonthatóságának vizsgálata ... 76
4.2.2. Anaerob előkezelés értékelése ... 77
4.3. Komposztálás kísérletének értékelése ... 80
4.3.1. Szerkezetjavító anyag aerob bonthatósága ... 81
4.3.2. Oxigénfogyasztás és szerves anyag degradáció értékelése ... 81
4.3.3. Széndioxid termelés értékelése ... 85
4.4. Anaerob és aerob degradáció összehasonlítása ... 87
4.5. Energiamérleg számítások ... 90
4.6. Komposztálás méretezése ... 97
4.7. Új tudományos eredmények ... 100
5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK ... 101
6. ÖSSZEFOGLALÁS ... 103
7. SUMMARY ... 106

JELÖLÉSEK ÉS RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

μ_{max}	biomassza maximális növekedési sebessége (d^{-1})
σ	Stefan-Boltzmann állandó (5,67 $W \cdot m^{-2} \cdot K^{-4}$)
A	komposzt prizma keresztmetszete (m^2)
BD	biológiailag degradálható szerves anyag
BND	biológiailag nem degradálható szerves anyag
c	anyagszerkezettől függő állandó, kb. 0,3
C_{OC}	szerves szén-tartalom (g $C \cdot kg^{-1}$ sza)
$c_{keverék}$	a keverék szárazanyag-tartalomtól függő fajhője (1,046 $kJ \cdot kg^{-1} \cdot °C^{-1}$ 40% sza-tartalomnál)
$c_{v,\ levegő}$	a levegő fajhője (0,712 $kJ \cdot kg^{-1} \cdot °C^{-1}$)
$c_{v,víz}$	a vízgőz fajhője (1,386 $kJ \cdot kg^{-1} \cdot °C^{-1}$)
D%	szerves anyag degradációjának mértéke (%)
F_a	konfigurációs tényező (figyelembe véve a komposztprizma relatív helyzetét és geometriáját) (0,9)
F_e	emissziós tényező (figyelembe véve a nem fekete testek sugárzását is) (1,0)
felszab. en.	felszabaduló energia
hőm.	hőmérséklet
IR	infravörös spektroszkópia
k	reakciósebességi állandó
k	komposzt hővezetési tényezője, 0,46 $W \cdot m^{-1} \cdot K^{-1}$
KOI	kémiai oxigén igény (g $O_2 \cdot kg^{-1}$ sza)
L_p	a víz párolgási hőigénye 55°C-on (2370,3 $kJ \cdot kg^{-1}$ H_2O)
LE	lakosegyenérték
m_c	szennyvíziszap és szalma halmazsűrűsége
m_m	szennyvíziszap, szalma és visszaforgatott komposzt halmazsűrűsége
m_p	kész komposzt halmazsűrűsége
M_c	szennyvíziszap és szalma nedves tömege
M_m	szennyvíziszap, szalma és visszaforgatott komposzt nedves tömege
M_p	kész komposzt nedves tömege
MA	metanogén aktivitás (g CH_4-KOI $\cdot g^{-1}$ szea $\cdot d^{-1}$)
min.	minimális
OM-loss	szerves anyag veszteség (%)

OUR	oxygen uptake rate = oxigén felvételi hányados vagy röviden oxigénfogyasztás
q	recirkuláltatott komposzt hozama ($m^3 \cdot h^{-1}$)
Q_{m1}	komposztálandó szennyvíziszap és szalma hozama ($m^3 \cdot h^{-1}$)
Q_{m2}	komposztálandó szennyvíziszap és szalma hozama a recirkuláltatott komposzttal ($m^3 \cdot h^{-1}$)
Q_p	kész komposzt hozama ($m^3 \cdot h^{-1}$)
q_a	száraz levegő felfűtésének energiaigénye ($kJ \cdot kg^{-1}$ száraz levegő)
q_r	komposzt prizma sugárzási hőveszteségе ($kJ \cdot h^{-1}$)
q_k	komposzt prizma konduktív hőveszteségе ($kJ \cdot h^{-1}$)
q_s	szilárd anyag felfűtésének energiaigénye ($kJ \cdot kg^{-1}$ száraz levegő)
q_v	párolgás hőigénye ($kJ \cdot kg^{-1}$ száraz levegő)
q_w	pára felfűtésének energiaigénye ($kJ \cdot kg^{-1}$ száraz levegő)
RI	statikus respirációs index
RQ	respirációs hányados
sza	szárazanyag
szea	szerves anyag
t	idő (d)
ΔT	komposzt prizmába belépő (5°C vagy 25°C) levegő hőmérsékletének és komposzt prizma maghőmérsékletének (55°C) különbsége
T_{a1}	komposzt hőmérséklete a komposztprizma belsejében (55°C)
T_{a2}	komposzt hőmérséklete a komposztprizma felületén (15°C)
TOC	összes szerves szén
v_{3d}	OUR vagy CO_2-termelés vagy D% pillanatnyi sebessége a 3. napon aerob lebontás során
v_{5d}	CH_4-termelés vagy D% pillanatnyi sebessége az 5. napon anaerob lebontás során
v_{20d}	OUR vagy CO_2-termelés vagy D% pillanatnyi sebessége a 20. napon aerob lebontás során
v_{25d}	CH_4-termelés vagy D% pillanatnyi sebesség a 25. napon anaerob lebontás során
V	a komposztáló telep térfogatigénye (összes prizma- vagy reaktortérfogat) (m^3)
V_c	egységnyi szárazanyag mennyiségű szennyvíziszap és szalma térfogata ($m^3 \cdot t^{-1}$ sza)

V_m	egységnyi szárazanyag mennyiségű szennyvíziszap, szalma és visszaforgatott komposzt térfogata ($m^3 \cdot t^{-1}$ sza)
V_p	egységnyi szárazanyag mennyiségű kész komposzt térfogata ($m^{3} \cdot t^{-1}$ sza)
W_T	elméleti relatív víztartalom (kg $H_2O \cdot kg^{-1}$ O_2)
W	számított relatív víztartalom (kg $H_2O \cdot kg^{-1}$ O_2)
$W_{5°C}$	5°C-on az egységnyi száraz levegővel elszállítható víz mennyisége (0,006 kg víz $\cdot$ kg^{-1} száraz levegő)
W_{el}	egységnyi száraz levegővel elszállítható víz mennyisége 5°C-on (0,110 kg víz $\cdot$ kg^{-1} száraz levegő)
X	hamutartalom (%)
Δx	felületi szigetelő részeg vastagsága (30 cm)
x_c	naponta feldolgozandó szennyvíziszap mennyisége (számításaimban 1 t sza $\cdot$ d^{-1})

1. BEVEZETÉS

A szennyvíztisztításról, szennyvíziszap kezelésről mintegy 100 éve (Juhász, 2011) számoltak be először, ennek ellenére ez a témakör még a mai napig is sok érdekes, megoldandó kutatási feladatot tartogat. Az egyre növekvő mennyiségű biológiailag bontható hulladék, így a szennyvíziszap kezelése, hasznosítása napjaink alapvető környezeti problémája.

A szennyvíziszapok kezelése, elhelyezése és hasznosítása nemcsak a környezeti elemek védelme miatt fontos, hanem az emberi egészség, higiénia szempontjából is. Az Európai Unió előírásaival (91/271/EGK) összhangban a kormány megalkotta a Nemzeti Települési Szennyvíz-elvezetési és –tisztítási Megvalósítási Programot (25/2002. (II. 27.) Korm. rendelet), mely értelmében a 2 000 lakosegyenérték (továbbiakban: LE, 1 LE = 150-400 $dm^3 \cdot d^{-1}$ szennyvíz = 56 g $O_2 \cdot d^{-1}$ oxigénfogyasztás) feletti terheléssel jellemezhető szennyvízkibocsátású településeken 2015 végig meg kell oldani a települési szennyvizek elvezetését és azok biológiai tisztítását, illetve ártalommentes elhelyezését.

A fenti jogi szabályozás következménye, hogy a szennyvíztisztítási technológiából kikerülő szennyvíziszapok mennyisége az Európai Unióban kétszeresére (Fytili és Zabaniotou, 2008), hazánkban két-háromszorosára fog növekedni (Juhász, 1990). Ez a tendencia nemcsak a szennyvíztisztító telepek számának növekedésével magyarázható, hanem a hatékonyabb tisztítási hatásfokkal is. A növekvő mennyiségű szennyvíziszap minél nagyobb arányú hasznosítására, illetve ártalommentes elhelyezésre kell törekedni.

A szennyvíziszapok hasznosítása történhet mezőgazdasági területen stabilizálást követően. A stabilizálás biokémiai módszereihez tartozik a rothasztás és a komposztálás. A szennyvíziszapok anaerob eljárásokkal történő kezelésének előnye, hogy a lebontás során biogáz képződik, amely energiaforrásként hasznosítható. Így a fenntartható fejlődés irányelveinek jobban megfelel, mint a komposztálás. Az anaerob kezelést azonban csak a 100 000 LE feletti telepek esetében alkalmazzák a hőveszteség és a korlátozott hasznosítási feltételek miatt.

Települési szerves hulladékok anaerob kezelésére alkalmazzák a száraz, szakaszos üzemű technológiákat (Ten Brummeler, 1991, 1992). Az eljárás előnye az alacsony technológiai színvonal. A lebontási folyamat beindításához és folyamatos egyensúlyban tartásához oltóanyagra van szükség, mely arányának meghatározása a kezelés kritikus pontja. A száraz, szakaszos üzemű anaerob kezelés technológiáját kifejezetten szennyvíziszap anaerob kezelésére nem használják, és a lebontási folyamat kinetikai paraméteri nincsenek meghatározva. Feltételezhető, hogy a szennyvíziszap is stabilizálható száraz, szakaszos üzemű anaerob kezeléssel.

Az anaerob kezelés hátránya, hogy a stabilizált végtermék minősége kedvezőtlenebb, további kezelés nélkül csak korlátozottan hasznosítható (Juhász, 2002). A mezőgazdasági felhasználás elősegítése érdekében, így általában további aerob utókezelést alkalmaznak.

A szennyvíziszapok komposztálással történő kezelésének előnye, hogy a lebontási folyamat viszonylag egyszerű, a végtermék minősége kedvezőbb és közvetlen mezőgazdasági felhasználásra alkalmas. Hátránya azonban, hogy energiatermelés helyett energiafogyasztással jár (Epstein, 1997).

Az anaerob és az aerob eljárások előnyeinek együttes kihasználása céljából a települési szennyvíziszapok stabilizálása során a gyakorlatban egyre szélesebb körben használnak rothasztást követően komposztálást (Baki et al., 2013; Juhász, 2011). Ellentmondásként jelentkezik, hogy mindkét kezelési mód esetében a könnyen degradálható szerves anyag lebontása történik. Feltételezhető, hogy a rothasztás mértéke kihat a komposztálás folyamatára és a végtermék stabilitására, valamit a szennyvíziszap anaerob előkezelése hatással van a komposztálás energia- és anyagmérlegére. A két kezelési módszer együttes optimalizálásának vizsgálatáról nem találtam információt sem a hazai, sem a külföldi szakirodalomban.

A fentiek alapján kutatásaim fő célja vizsgálni a kommunális szennyvíziszap anaerob előkezelésének hatását a komposztálásra.

Doktori értekezésemben az alábbi kérdéskörök tisztázást tűztem ki célul:

- a különböző mértékben anaerob úton kezelt iszapok előállítása érdekében vizsgálni és igazolni a szennyvíziszap kezelhetőségét félszáraz, szakaszos üzemű anaerob körülmények között és meghatározni a lebontás során alkalmazandó oltóanyag arányt, valamint a lebontás kinetikai paramétereit,
- laboratóriumi kísérletekkel meghatározni a különböző mértékben anaerob úton kezelt iszapok aerob szerves anyag degradációjának menetét és mértékét, és vizsgálni az anaerob és aerob degradáció közötti kapcsolatot,
- kísérleti eredményeim alapján, szakirodalmi számítások felhasználásával meghatározni a komposztálás anyag és energia mérlegét különböző mértékben anaerob úton kezelt iszapok esetén.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Szennyvíziszapok fajtái, jellemzőjük

Az alábbiakban ismertetem a doktori értekezésemben használt szennyvíziszap fajtákat és azok jellemzőit.

A szennyvíztisztítás során a tisztítási technológiából különböző fajtájú és minőségű szennyvíziszapok kerülnek ki. A szennyvíziszap fajtája, mennyisége és minősége függ a tisztított szennyvíz mennyiségétől és minőségétől, az alkalmazott tisztítási technológiától, hatásfokától, valamint a tisztítási folyamatban felhasznált anyagoktól és energiáktól (Juhász, 2002).

A szennyvíztisztítási technológiából kikerülhet: nyers iszap, fölösiszap, kevert iszap, az iszapvonalról pedig rothasztott iszap.

A nyers iszap (más néven primer iszap) az előülepítő medencékből leválasztott iszap. Meglehetősen durva és szálas anyagokat is tartalmaz, sűrűsége a víznél jelentősen nagyobb. Szárazanyag-tartalma 2-8% körüli, szervesanyag-tartalma 60-80% közötti (Fytili és Zabaniotou, 2008), fűtőértéke 25,5 $MJ \cdot kg^{-1}$ sza (Juhász, 2009).

Fölösiszap (más néven: szekunder vagy eleveniszap) alatt a biológiai tisztítási fokozatot követő utóülepítő medencében leválasztott iszapot, túltermelődött biomasszát nevezzük (Juhász, 2002). A fölösiszap részben oxidált, átalakított szerves anyag és az átalakítást végző mikroorganizmus tömeg keveréke. A fölösiszapban pehelyformájú és fonalas baktériumok, nem pelyhesedő, szuszpendált baktériumok, egysejtű és többsejtű szervezetek találhatók. Az eleveniszapot visszavezetik oltóanyagként az előülepítő utáni levegőztető térbe, a fölösiszapot pedig víztelenítik és stabilizálják. A nyers iszaphoz képest jóval inkább pelyhesedik, kevésbé szálas szerkezetű, sűrűsége kisebb, a vízéhez közelebb áll. Szervesanyag-tartalma 75-80%, víztelenítése nehézkes, fűtőértéke 20,9 $MJ \cdot kg^{-1}$ sza (Juhász, 2009).

Kevert iszap alatt az előülepítőből kikerülő nyers iszap és egyéb iszap (pl. fölösiszap) keverékét értjük (Juhász, 2002).

Rothasztott iszap alatt az anaerob iszapstabilizáción átesett iszapokat nevezzük. Szárazanyag-tartalma 6-12% körüli, szervesanyag-tartalma 30-60%, tápanyagtartalma a nyers iszapétól kisebb (Fytili és Zabaniotou, 2008), fűtőértéke 11,6 – 13,4 $MJ \cdot kg^{-1}$ sza (Juhász, 2009).

2.2. Szennyvíziszap kezelés és hasznosítás helyzete a világon és Magyarországon

A szennyvíztisztítás során keletkező melléktermékek (csatornaiszap, rácsszemét, szennyvíziszap) kezelése és ártalommentes elhelyezése, illetve hasznosítása jelentős gondot okoz (Vermes,

2006a). Az iszapelhelyezés és hasznosítás a teljes szennyvíztisztítási technológia legkritikusabb tényezője (Juhász, 1990). A szennyvíziszap mennyisége ugyan két nagyságrenddel kevesebb, mint a folyadékfázis, azonban a hatékony kezelésre fordított költséghányad a teljes beruházási költség 50%-át teszi ki (Juhász, 1990).

A szennyvíziszap elhelyezésben az elmúlt évtizedekben jelentős változások történtek. 1998 előtt a szennyvíziszapokat a tengerekben ártalmatlanították vagy mezőgazdasági területen helyezték el. Az európai jogszabályok (Urban Waste Water Treatment Directive: UWWTD) 1998 óta tiltják a szennyvíziszapok tengerekben történő elhelyezését, melynek következtében a szennyvíziszapok a hulladéklerakókba kerültek (Európában a szennyvíziszap 35-45%-a kerül lerakóra). Az Európában jelenleg hatékonyan alkalmazott szennyvíziszap kezelési folyamatokat mutatja az 1. táblázat. A táblázatból láthatjuk, hogy fizikai és kémiai stabilizálás mellett a biológiai iszapstabilizálást is hatékonyan alkalmazzák. A szennyvíziszap 40%-a kerül hulladéklerakóra, 37%-át mezőgazdasági területeken hasznosítják, 11%-át égetik és 12%-a kerül más területen (pl. erdészet, talajjavítás) hasznosításra (Fytili és Zabaniotou, 2008).

1. táblázat Európában alkalmazott hatékony iszapkezelési módszerek (Fytili és Zabaniotou, 2008)

Folyamat	Leírás
Iszap pasztörizálás	Min. 20 percig 70°C-on vagy min. 4 óra 55°C-on való kezelés, ezt követi minden esetben a mezofil anaerob kezelés.
Mezofil anaerob lebontás	Az átlagos tartózkodási idő legalább 12 nap 35±3°C-on vagy 24 nap 25±3°C-on elsődleges kezelésként.
Termofil aerob lebontás	Az átlagos tartózkodási idő 7 nap. A teljes iszapmennyiségnek min. 55°C-os hőmérsékleten kell lennie a kezelés idején, annak érdekében, hogy a komposztálás folyamata tejesen lejátszódjon.
Komposztálás (prizmás vagy levegőztetett prizmás)	A komposztot legalább 40°C-on kell tartani 5 napig, és ezen időszak alatt 4 órán át legalább 55°C-on kell legyen a prizma hőmérséklete, annak biztosítása érdekében, hogy a komposztálási folyamat teljesen lejátszódjon.
Folyékony iszap stabilizálása mésszel	Mész hozzáadásával a pH érték 12-nél nagyobb és legalább 2 órán keresztül a pH érték nem csökken 12 alá. Ezt követően közvetlenül hasznosítják.
Folyékony tároló	Visszamaradt folyékony iszap tárolása min. 3 hónapig.
Víztelenítés és tárolás	Kezeletlen iszap kondicionálása meszezéssel, ezt követően víztelenítés.

A 86/278/EKG irányelv a szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítását helyezi előtérbe, és a talajra, növényekre, állatokra és emberre kifejtett káros hatásokat kizárja. Mezőgazdasági területen (injektálás kivételével) tilos kezeletlen szennyvíziszapot kijutatni. A kezelés biológiai, kémiai, hőkezeléssel, tartós tárolással vagy egyéb módon biztosítható, mely csökkenti a szennyvíziszap rothadó képességét és egészség károsító hatását (Duarte et al., 2011).

Magyarországon a szennyvíztisztító telepeken keletkező szennyvíziszap éves mennyisége 170000 tonna sza (KSH, 2008), minősége az Európai Unió országaihoz képest átlagos vagy alacsonyabb szennyezettségű. Mennyisége a Vidékfejlesztési Minisztérium (2010) tájékoztatása szerint évi 300 000 tonna sza-ra növekszik 2015-ig.

Az utóbbi 10 évben a keletkező szennyvíziszapok elhelyezésében nagy változások tapasztalhatók. Míg 1999-ben a szennyvíziszapoknak mintegy 11%-a került komposztálásra (Alexa-Dér, 2001), addig 2008-ban a szennyvíztisztító telepek 44%-a (462 ezer $m^{3\cdot}$ $év^{-1}$) komposztálást alkalmazott (Sütő és Homola, 2009). Sütő és Homola (2009) tanulmányukban 230 szennyvíztisztító telep szennyvíziszap elhelyezését vizsgálva megállapították, hogy a komposztálás (44%) mellett mezőgazdasági elhelyezésre (22%), deponálásra (20%) és rekultivációs célra történő hasznosításra (14%) kerülnek az iszapok.

A települési szennyvíziszapok hulladéklerakókban való elhelyezése nem alternatívának, hanem kényszerű kiegészítő eljárásnak tekinthető (Juhász, 2002). Amennyiben az iszapban lévő szerves anyag a hulladéklerakót terheli, úgy nem biztosítható a Hulladék törvényben (2012. évi CLXXXV. törvény a hulladékról) előirányzott célérték, mely szerint a lerakott hulladék biológiailag bontható szerves anyag tartalmát 2016. július 1. napjáig 35%-ra (820 000 tonna alá) kell csökkenteni az 1995-ös bázisévhez képest.

A komposztálás szennyvíztisztító telepen belül, valamint a települési komposztáló telepen belül történik. 300 $m^3 \cdot d^{-1}$ alatti szennyvíztisztítási kapacitás alatt főként a szennyvíztisztító telepen belüli, míg 15 000 m^3 feletti kapacitás esetén a települési komposztáló telepen történő kezelés a számottevő.

A közel 60 hazai (városi) szennyvíztisztító telep közül 20 helyen termelnek biogázt (Budapesti Központi, Dél-pesti, Észak-pesti, Budaörsi, Debreceni, Dunakeszi, Gyöngyösi, Győri, Kazincbarcikai, Kecskeméti, Komlói, Nyíregyházai, Pécsi, Siófoki, Soproni, Szegedi, Székesfehérvári, Szombathelyi, Váci, Veszprémi Szennyvíztisztító Telepen). Magyarországon a 300 ezer tonna szennyvíziszapból 60 millió m^3 biogáz nyerhető évente (Bartha és Raisz, 2010). Az alábbi hőmennyiséget hő- és elektromos energiaként hasznosítják.

A rothasztott szennyvíziszap maradék szervesanyag-tartalma 35-45% között ingadozik (Öllős et al., 2010), mely szükségessé teszi annak komposztálással történő utókezelését. A rothasztott

iszap ugyanis közvetlenül csak beszántással, vagy injektálással helyezhető el mezőgazdasági területen (Baki et al, 2013).

Hazánkban több szennyvíztisztító telepen láthatunk példát a rothasztott szennyvíziszap komposztálására. A gyöngyösi rothasztott szennyvíziszapot (24%-os sza-tartalmú) városi zöldhulladékkal komposztálják levegőztetett technológiával (Baki et al., 2013). Győrött a rothasztott szennyvíziszapot nyáron szerves (zöld) hulladékkal együtt komposztálják közvetlenül a telep mellett elhelyezett komposztáló telepen (Juhász, 2011). Nyíregyházán a rothasztott iszap ugyancsak komposztálásra kerül a nemrég épült 10 $t \cdot d^{-1}$ kapacitású komposztáló telepen (http://www.nyirszennyviz.hu). A Soproni Szennyvíztisztító Telepen keletkezett rothasztott iszapot fa aprítékkal (Juhász, 2011) és repceszalmával keverik, és zártkamrás, levegőztetett gyorskomposztálási technológiával kezelik (Baki et al., 2013). A szombathelyi rothasztott szennyvíziszapot ugyancsak faaprítékkal komposztálják (Baki et al., 2013). Székesfehérváron korábban a víztelenített rothasztott iszapot szalmával keverve komposztálták, majd mezőgazdasági területen hasznosították (Juhász, 2011). A Kecskeméti Szennyvíztisztító Telepről származó rothasztott szennyvíziszapból (33%) és fűrészporból, faaprítékból (67%) készült komposzt – Hírös Komposzt néven – forgalomba hozatali és felhasználási engedéllyel is rendelkezik (www.bacsviz.hu). A komlói rothasztott szennyvíziszapból "Biomass Super Microkomplex Komló" nevű komposzt készül (www.komloviz.hu).

2.3. Szennyvíziszap víztelenítés

A szennyvíziszap szárítása (víztelenítése) és komposztálása szorosan kapcsolódik egymáshoz (Haug, 1980), így az alábbi fejezetben összefoglalom az iszap víztelenítés során alkalmazott technológiákat és az elérhető iszap sza-tartalmakat.

A szennyvíziszap víztelenítés célja a kellően kondicionált iszap nedvességtartalmának csökkentése (Tamás, 1998). A szennyvíziszap víztelenítésnek a komposztálásnál nagy jelentősége van. A szennyvíziszap komposztálás egyik célja – a szerves anyag stabilizáláson kívül – a sza-tartalom csökkentése (Haug, 1980). Minél nagyobb a komposztálás során a felhasznált iszap víztartalma, annál nagyobb energia szükséges a megfelelő sza-tartalmú komposzt előállításához.

A víztelenítés történhet természetes és mesterséges (gépi) úton (Tamás, 1998). A természetes víztelenítési módszerek közül az iszapszikkasztó ágyakat, szárító tavakat már csak 300 $m^3 \cdot d^{-1}$ alatti kapacitású telepek esetében használják (Sütő és Homola, 2009) nagy területigényük, valamint a szaghatásuk miatt.

A természetes víztelenítési módszerekhez tartozó szoláris iszapszárítók a napenergiát használják fel a víztartalom csökkentésére. A „szárító ágyakat” melegházhoz hasonló építményekben helyezik el, ahol a napenergia hatására a folyadékmennyiség 75%-a párologással, 25%-a beszivárogással távozik. A beszivárgott vizek összegyűjtését drénhálózat biztosítja, melyet telepen belüli tisztítás követ. A párolgást szabályozható szellőzéssel gyorsítják fel. Az előzetesen víztelenített iszap sza-tartalma a 30-80 napos száradást követően 75-85% is lehet (Juhász, 2003).

A gépi víztelenítési módszerekhez tartoznak (Juhász, 2000):

- dinamikus víztelenítő berendezések (centrifuga, szeparátor),
- statikus (nyomó) erő hatására működő berendezések (szalagszűrő, kamrás szűrő prések),
- szívóerő hatására működő gépek (vákuum szűrők, vákuumágy),
- kombinált (dinamikus-statikus, vákuumos-statikus stb.) berendezések.

A gépi víztelenítési módszerek csak vegyszerek alkalmazásával biztosítanak megfelelő hatékonyságot.

A centrifugával elérhető sza-tartalom 15-35% az iszapkondicionálás függvényében. A centrifugával történő iszap víztelenítés előnyei a kis helyigény, az alacsony vegyszerfelhasználás (Tamás, 1998), a széles teljesítmény intervallum (0,5 – 60 $m^{3.}$ h^{-1}), hátránya a nagy fordulatszám miatt a karbantartási igény (Juhász, 2000).

A szalagszűrőprések a kis- és közepes kapacitású szennyvíztisztító telepeken alkalmazott víztelenítő berendezések. Az iszapot két vagy több egymással fedésben lévő, általában vízszintes elrendezésű mozgó szűrőszalag közé vezetik, ahol az előzetesen hozzákevert vegyszer (polielektrolitok) hatására a kapilláris vizet statikus erőhatással távolítják el (Oláh et al., 1984).

Az elérhető szárazanyag tartalom:

- rothasztott primer és eleveniszap keverékénél 30-35%,
- friss primer iszapnál 25-30%,
- friss eleveniszapnál 20-26%,
- aerob kezelt eleveniszapnál 25-30%,
- teljes oxidációs rendszer fölös iszapjánál 18-28%.

A vákuum (dob) szűrők a kirothadt és primer iszapok víztelenítésére gyakran alkalmazott berendezések. A kondicionálásához meszet, fémsókat (vas(II)-szulfátot, vas(II)-kloridot, alumínium-kloridot) és polielektrolitot alkalmaznak (Oláh, et al., 1984). Az elérhető szárazanyag tartalom (Juhász, 2000):

- friss primer iszapnál 23-28%,
- friss kevert iszapnál 20-25%,
- kirohadt kevert iszapnál 25-30%,

- teljes oxidációs fölös iszapnál 20-25%,
- friss fölös eleveniszapnál 15-20%.

A kamrás (keretes) szűrőpréseket az ipari felhasználás mellett általában 5 000 $m^3 \cdot d^{-1}$-nál nagyobb kapacitású telepek alkalmazzák abban az esetben, ha 40-50% szárazanyag-tartalmú iszaplepényt kívánnak elérni. A berendezés szakaszos üzemű (35 – 150'), automatizálható, friss és kirothadt iszap víztelenítésére egyaránt alkalmas. Az iszap kondicionálása szerves és szervetlen vegyszerekkel és egyéb anyagokkal történhet (Juhász, 2000).

Sütő és Homola (2009) tanulmánya szerint a hazai kis kapacitású szennyvíztisztító telepekről kikerülő iszapok sza-tartalma 2-15% közötti. Így kerülnek injektálással mezőgazdasági hasznosításra vagy nagyobb víztelenítő kapacitással rendelkező szennyvíztisztító telepre. Nagyobb kapacitású szennyvíztisztító telepek iszapjának sza-tartalma 16-27% közötti. A víztelenítés szalagszűrő présekkel és centrifugával történik.

Baki és munkatársai (2013) szerint a hazai szennyvíztisztító telepekről kikerülő víztelenített szennyvíziszap rendszerint 20-25% sza-tartalmú.

2.4. Szennyvíziszap biológiai stabilizálási módszerei

Az iszapkezelés célja, hogy a szennyvíziszap tulajdonságait oly módon változtassa meg, hogy a hasznosítás és elhelyezés során káros hatást ne fejtsen ki, ugyanakkor a hasznosítható anyagokat (kevés veszteséggel) a felhasználás helyén piacképes termékké tegye (Juhász, 1990). Cél, hogy jelentősen csökkentsük a patogén mikroorganizmusok számát, ezzel minimálisra csökkentve az egészségügyi kockázatot, ellenőrizzük és korlátozzuk a szaghatásokat és a szerves anyag további bomlását (Duarte et al., 2011).

Szennyvíziszap komposztálása során a lebomló szerves anyagból szén-dioxid, víz és stabil szerves anyag keletkezik. Az aerob biológiai lebontás során hő keletkezik, melynek egy része az anyagban lévő víz elpárologtatására fordítódik. Komposztálás folyamata alatt alapvető fontosságú a nedvesség, a hőmérséklet és az oxigéntartalom optimalizálása (Kárpáti, 2002).

Komposztálásnál, ha nincs elegendő szerves anyag, akkor a lebontás során nem keletkezik elegendő hő, mely kihat a higiénizációra, valamint a végtermék víztartalmára. Ebben az esetben a szén-tartalom pótlásáról kell gondoskodnunk, mely történhet egyéb szerves anyag tartalmú hulladék hozzáadásával, azonban ebben az esetben a komposzt mennyisége növekszik (Haug, 1986b).

A szennyvíziszap rothasztása olyan szabályozott technológia, mely során anaerob körülmények között történik a szerves anyag lebontása. A lebontás során az iszap szervesanyag-tartalma

stabilizálódik, ártalmatlanabb, könnyebben víztelenítheő formájúvá alakul (Kárpáti, 2002), mennyisége csökken, miközben biogáz keletkezik. A biogáz főként metánt (55-70%) és szén-dioxidot (25-40%) tartalmaz, ezen kívül nyomokban vízgőzt, kén-hidrogént, ammóniát, merkaptánokat, sziloxánokat (Mata-Alvares, 2003). Legmagasabb metántartalma a szennyvíziszapoknak (70%) van (Bai et al, 2002).

2. táblázat Aerob és anaerob iszapstabilizálás előnyei és hátrányai

	Komposztálás		Rothasztás	
	előnye	hátránya	előnye	hátránya
Kezelés ideje		min. 60 nap	kb. 20 nap	
Szerves anyag lebontás	gombák, sugárgombák segítségével a lignin vegyületek is lebontásra kerülnek			lignin tartalmú vegyületek nem kerülnek lebontásra, alacsonyabb szerves anyag degradáció
Lebontás folyamata	kevésbé érzékeny a hulladék minőségének változására			mikrobiális populáció érzékeny a környezeti tényezőkre, hulladék minőségére
Energia ellátás		levegőztetés energiaigénnyel jár	képződött biogáz hasznosítható a reaktorok fűtéséhez, keveréshez	
Fertőzőképesség	nem fertőzőképes			mezofil hőmérsékleti tartományú kezelés esetén patogén szervezeteket tartalmazhat
Végtermék mennyisége		végtermék mennyisége nő a struktúraanyagok, egyéb hulladékok hozzáadása miatt	iszap tömege és térfogata csökken (szea-tartalom 25-50%-ban)	
Végtermék minősége	jó minőségű, közvetlenül hasznosítható			hasznosítás előtt aerob utókezelés vagy tárolás szükséges
Területigény		nagy területigényű	kisebb területigényű	
Beruházási költség	alacsony beruházási költség			nagyméretű zárt tartályokat igényel, keverés, hőcserélés, gáztárolás, gázhasznosítás kiépítése
Üzemeltetés		levegőztető rendszer		keverés, reaktorok fűtése

A szennyvíziszap komposztálás és rothasztás előnyeit és hátrányait a 2. táblázatban foglaltam össze Kárpáti (2002), Kerroum et al. (2012) munkái felhasználásával. A 2. táblázatban láthatjuk, hogy a komposztálásnak és a rothasztásnak is számtalan előnye és hátránya van. Nehéz lenne bármelyik iszapkezelési technológiát előnyben részesíteni a másikkal szemben. A 2.2. fejezetben már láthattuk, hogy a hazai szennyvíztisztító telepeken, ahol a szennyvíziszapot rothasztással stabilizálják gyakran komposztálással biztosítják az utókezelést. Az összekapcsolt anaerob rothasztás és az aerob komposztálás folyamata a szennyvíziszap hasznosítási módszerek között a legalacsonyabb szén-dioxid lábnyomot eredményezi (AECOM, 2011; Burton and Turner, 2003).

2.5. Szennyvíziszap rothasztás

Az anaerob lebontás több mint egy évszázados múltra tekint vissza a szennyvizek biológiai tisztítási eljárásain belül, ennek ellenére az anaerob iszapkezelés még mindig nagyrészt tapasztalati megfigyelések alapján működik (Sötemann et al., 2005).

Bai és munkatársai (2002) szerint a különböző szerves anyagok egy kilogramm száraz anyagából 230-400 dm^3 biogáz kinyerésével számolhatunk. 1 m^3 biogáz hőenergiája (21,5-22,6 $MJ \cdot m^{-3}$) tisztítás nélkül megközelítőleg megfelel 0,5 liter tüzelőolaj, 1 kg feketeszén vagy 0,66 m^3 földgáz energiájával, tisztítást követően pedig fűtőértéke megegyezik a földgáz fűtőértékével (Bai et al., 2002). A szennyvíziszap rothasztás célja ugyan elsődlegesen a szerves anyag stabilizálása, azonban az energetikai hasznosítása ugyanolyan fontossággal bír.

Az alábbi fejezetben a szennyvíziszap rothasztás folyamatát, a lebontást befolyásoló tényezőket, a rothasztók típusait, a lebontás során vizsgálandó paramétereket tekintem át a komposztálást megelőző anaerob kezelés laboratóriumi vizsgálatának megtervezése érdekében.

2.5.1. Anaerob lebontás kémiája és biológiája

Az anaerob lebontás természetes körülmények között is végbemegy nagy nedvességtartalmú szerves anyagok esetében oxigénhiányos helyeken (pl. hulladéklerakók, tavak iszapja) (RISE-AT, 1998).

A szennyvíziszap anaerob lebontása során az összetett szerves anyagok az anaerob mikroorganizmusok különböző csoportjainak aktivitása következtében egyszerű végtermékké: szén-dioxiddá és metánná bomlanak, olyan más elektron akceptorok távollétében, mint a szulfát és a nitrát (Gujer és Zehnder, 1983; Koster, 1988). A termelt biogáz hozama függ a hulladék összetételétől és a lebontás körülményeitől (RISE-AT, 1998). A folyamat során a keletkező biogáz mennyiségét a Buswell-formula (1936) felhasználásával becsülhetjük:

$$C_nH_aO_bN_d + (n-a/4-b/2+3/4d)H_2O \rightarrow (n/2-a/8+b/4+3/8d)CO_2 + (n/2+a/8-b/4-3/8d)CH_4 + dNH_3$$

Az anaerob lebontást Kiely és munkatársai (1997) egyszerűen csak két lépésben írják le: hidrolízis/savképzés és metánképzés. Gujer és Zehnder (1983) 6 lépést választ el egymástól:

- nagy molekulák (fehérjék, szénhidrátok, zsírok) hidrolízise,
- aminosavak és kisebb molekulájú szénhidrátok keletkezése,
- alkoholok és hosszú szénláncú zsírsavak oxidációja,
- illékony zsírsavak oxidációja,
- metánképzés ecetsavból és
- metánképzés H_2-ből és CO_2-ból.

Az anaerob lebontás egyszerűsített folyamatábráját mutatja az 1. ábra, figyelmen kívül hagyva a szulfát redukálás lehetséges közreműködését (Batstone et al., 2002).

Az 1. ábra a szerves anyag lebontása során a kémia oxigénigény (továbbiakban: KOI) változását %-os értékekben mutatja. A szubsztrát felbontás kezdeti lépését nem biológiai folyamatként (komplex poliszacharidok, zsírok és fehérjék) tartják számon (Thiele, 1991), így a szerves anyagok anaerob lebontása során négy lépést különböztethetünk meg (Batstone et al., 2002).

1. Hidrolízis. A lebontó baktériumok által termelt exoenzimek a komplex, nem oldott anyagokat kevésbé összetett, oldott anyagokká alakítják, pl. aminosavakká, cukrokká, hosszúszénláncú zsírsavakká és alkoholokká.

2. Acidogenezis. Ebben a lépésben az oldott összetevők (aminosavak, cukrok, hosszúszénláncú zsírsavak, alkoholok) fermentációja zajlik illékony zsírsavakká, acidogén baktériumok által. A domináns lebontási útvonal függ a szubsztrát koncentrációjától, a kémhatástól és a hidrogén koncentrációjától (Balk et al., 2002). Nagyon magas szerves anyag terhelés esetén tejsav (Mattiasson, 2004), 5 pH értéknél kisebb esetén etanol is keletkezhet (Ren et al, 1997).

3. Acetogenezis. Az acidogenezis termékeinek oxidációja történik ecetsavvá, szén-dioxiddá, hidrogénné acetogén baktériumok által.

Az ecetsav képződés propionsavból és vajsavból az alábbi reakciókkal írhatók le (Öllős et al., 2010):

$$C_2H_5COOH + 2\ H_2O \rightarrow CH_3COOH + CO_2 + 3\ H_2 \qquad (\Delta G° = +\ 76{,}1\ kJ \cdot mol^{-1})$$

$$C_3H_7COOH + 2\ H_2O \rightarrow 2\ CH_3COOH + 2\ H_2 \qquad (\Delta G° = +\ 48{,}1\ kJ \cdot mol^{-1})$$

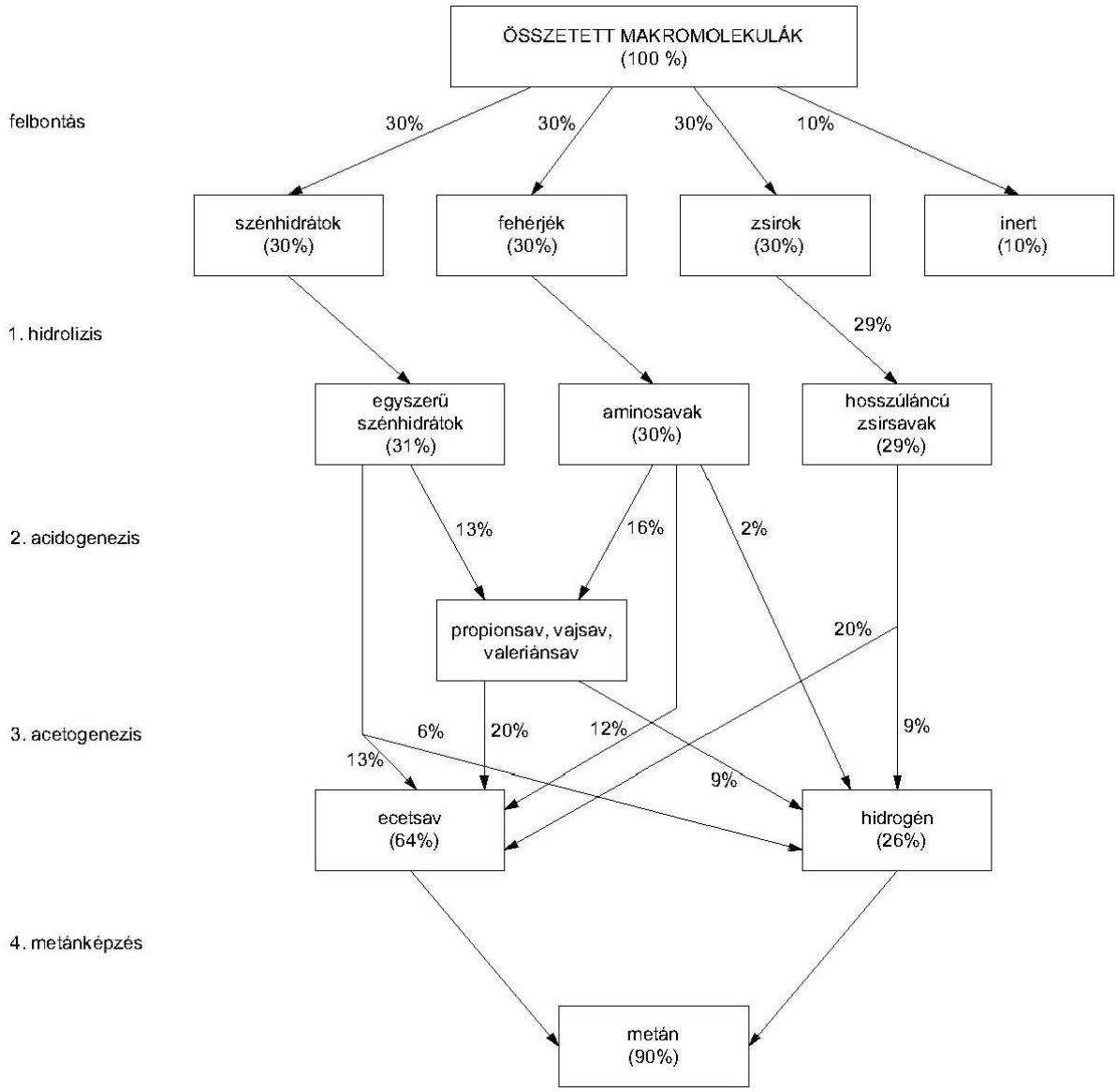
4. Metanogenezis. Az acetogenezis termékeiből metánképződés azáltal, hogy az acetogén metanogének dekarboxilálják az ecetsavat és hidrogenotróf szervezetek redukálják a szén-

dioxidot. A kutatások és a termodinamikai számítások azt mutatják, hogy a metán 70%-a az ecetsav dekarboxilálása során keletkezik, a fennmaradó 30% pedig a szén-dioxid redukciójából (Jeris és McCarthy, 1965; Kaspar és Wuhrmann, 1978).

$$CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2 \qquad (\Delta G° = -39{,}5\ kJ \cdot mol^{-1})$$

$$CO_2 + 4\ H_2 \rightarrow CH_4 + 2\ H_2O \qquad (\Delta G° = -145\ kJ \cdot mol^{-1})$$

A metanogén szakaszt befolyásolják a reaktorok működési feltételei: hőmérséklet, hidraulikus és szerves anyag terhelés mértéke és a lebontandó szubsztrát összetétele (McHugh et al., 2003).



1. ábra *Anaerob lebontás folyamatábrája (Batstone et al., 2002)*

2.5.2. *Anaerob lebontási folyamatot befolyásoló tényezők*

Az anaerob lebontásra főként a rothasztó működési feltételeit befolyásoló tényezők vannak hatással, úgymint a hőmérséklet, a pH, a tápanyag ellátottság és a toxikus anyagok jelenléte.

Hőmérséklet

A hőmérséklet jelentős befolyással van a kémiai és biokémiai átalakításokra. A hőmérséklet meghatározza a kialakuló heterogén baktérium-populáció összetételét (Cecchi et al. 1993). A különböző baktérium populációk eltérő hőmérsékleti tartományban érik el maximális növekedési sebességüket. Az anaerob lebontást széles hőmérsékleti tartományban alkalmazhatjuk:

- pszichrofil, <20 °C (Vavilin és Angelidaki, 2005),
- mezofil, 24-40°C és
- termofil, 45-60°C (Angelidaki et al., 2005).

A mezofil tartományban az optimális hőmérséklet 32-37 °C között, termofil tartományban 50-56 °C között van (Malina és Pohland, 1992). Szennyvíziszap rothasztás esetén a mezofil és a termofil hőmérsékleti tartományokat alkalmazzák, fűtetlen rothasztókat csak fázis szétválasztásra alkalmaznak (Juhász, 2003). Nges és Lui (2009) szennyvíziszap rothasztás során megállapította, hogy termofil kezelés során gyorsabb a lebontás és magasabb a szerves anyag csökkenés, azonban a metán hozam alacsonyabb, mint mezofil rothasztás esetén.

A mikroorganizmusok növekedési sebessége a mikrobák által tolerált tartományban a hőmérséklettel nő. A hőmérséklet hat a lebontási folyamathoz szükséges enzimek aktivitására. Túl alacsony hőmérséklet (10°C alatt) esetén a metántermelés nem indul be az alacsony enzimaktivitás miatt, túl magas hőmérséklet (>60°C) esetében az enzimek elvesztik aktív konformációjukat és nem katalizálják a reakciót.

A metanogén baktériumok sokkal érzékenyebbek a hőmérsékletváltozásra, mint a rothasztásban részvevő más mikroorganizmusok (Kárpáti, 2002). Ez a többi faj nagyobb növekedési sebességének eredménye. A hidrolízist végző fermentáló mikroorganizmusok nagyobb energianyerésük eredményeként alacsonyabb hőmérsékleten is nagyobb átalakítási sebességre képesek.

A hőmérséklet az általános fizikai és kémiai paraméterekre is hatással van, így pl. az anyagok oldhatóságának mértéke is függ a hőmérséklettől. A hőmérséklet emelkedésével a gázok oldhatóságának mértéke csökken, mely a lebontási folyamatokra ható toxikus gázok, úgymint NH_3, H_2S és H_2 kiválását eredményezi.

Anaerob lebontási folyamatoknál a hőmérséklet beállítása és szabályozása alapvető jelentőségű a reaktorok üzemeltetése szempontjából.

C/N arány

Anaerob lebontás során is fontos jellemző a rothasztott anyag C/N aránya, melynek optimális értéke 20-30:1 (Santosh et al., 2004). Túl magas C/N arány esetén a metanogén baktériumok nitrogén fogyasztása gyors, mely kisebb biogáz termelést eredményez. Az alacsonyabb C/N arány toxikus környezetet eredményez az ammónia felhalmozódása következtében és növekvő pH értéket eredményez (≥8,5) (Balat et al, 2009).

pH

A kémhatás közvetlenül és közvetve fontos szerepet játszik az anaerob lebontás folyamatában. Közvetlenül az enzimek fehérjestruktúrájának megváltoztatásával befolyásolja az aktivitásukat, közvetve pedig számos összetevő toxicitására hat.

A fermentáló baktériumok kevésbé érzékenyek az alacsony pH értékre (pH < 6,0), mint a metanogének (Koster, 1988), amelyek optimális pH tartománya 6,8-7,4 (Zehnder et al., 1982; Malina és Pohland, 1992; Chugh et al., 1999). Ha a pH 6,0 alá csökken, a metántermelők inhibíciója figyelhető meg, mivel az illó savak felhalmozódása jelentkezik a rothasztóban. Magas sza-tartalmú hulladékok esetében a 6,1 pH alatt és a 8,3 pH felett a metántermelés leáll (Lay et al., 1997).

Az anaerob technológiákban egymással párhuzamosan zajlik le a savtermelés és a metántermelés, így nagyon fontos a két folyamat kiegyensúlyozása. Ellenkező esetben olyan alacsony pH érték is előfordulhat, amelynél a metántermelés leáll, azonban a savtermelő baktériumok még mindig aktívak.

A szén-dioxid és hidrogén-karbonát ionok egyensúlya mellett az ammónium ionok is bizonyos pH kiegyenlítést, puffer-kapacitást jelentnek, azonban a rendszer kémhatásának alapvető meghatározója a szénsav egyensúly (Kárpáti, 2002).

Illó savak

Az anaerob lebontás során keletkező köztes termékek, az illékony zsírsavak egyidejűleg a közeg kémhatását is befolyásolják, túlzott növekedésük gátolja a mikrobiológiai aktivitást, lelassítja a fermentációs folyamatokat. 10 000 mg $\cdot$ dm^{-3} illó zsírsav koncentráció alatt nincs számottevő toxikus hatás a metanogén baktériumokra, ha a pH semleges tartományban marad. McCarty (2001) szerint 2-3 g $\cdot$ dm^{-3}-nél alacsonyabb illósav koncentráció szükséges az anaerob lebontás során. Hill és Bolte (1989) szerint az anaerob lebontás folyamatának gátlását jelzi, ha az izo-valeriánsav és izo-vajsav koncentrációja 5-15 mg $\cdot$ dm^{-3} közötti.

Különösen a nem disszociált zsírsavak akadályozhatják erőteljesen az acetogenezist és a metanogenezist azáltal, hogy könnyen áthatolnak a sejtfalon, megszüntetve a membránon

keresztüli pH-grádienst (Van den Heuvel, 1986). A szabad illékony zsírsavak növekvő disszociációja csökkenést idéz elő a pH-értékben, ami alacsonyabb enzimaktivitást eredményez.

Hidrogén

A hidrogéntermelő baktériumok az energiát zsírsavakból és alkoholokból nyerik. Ennek a baktériumcsoportnak a szaporodása lassú, vagy egyáltalán nincs. Csak akkor szaporodnak jól, ha együtt vannak hidrogénfogyasztó baktériumokkal. Ha a hidrogénfogyasztó baktériumok működésében zavar keletkezik, akkor a hidrogén-átviteli folyamat megszakad. A hidrogéntermelő reakciót befolyásolja a hidrogén gáz jelenléte vagy hiánya. A hidrogén parciális nyomása max. 10-20 Pa lehet.

A felhalmozódott hidrogén azonnal gátolni fogja a propionsav és az összegyűlt ecetsav oxidációját, ami pH csökkenést fog eredményezni. Ez ismét hatással lesz a hidrogén oxidációjára, csökkenve a reakció hatásfokát és növelve a hidrogén parciális nyomását (Gujer és Zehnder, 1983).

Ammónia

Anaerob lebontásnál a metanogén aktivitás függ az ammónium (NH_4^+) (nem az ammónia NH_3) koncentrációjától. Meglehetősen tág (6,5-8,5 pH között) kémhatás között a metanogén aktivitás csökken az ammónia koncentrációjának növekedésével (5 880-6 600 mg $\cdot$ dm^{-3} koncentráció között az aktivitás nulla lett) (Lay et al., 1997). A lag fázis azonban már az ammónia 500 mg $\cdot$ dm^{-3} feletti NH_3-N koncentrációjára is érzékeny (Lay et al., 1997).

Nehézfémek

A nehézfémek az anaerob mikroorganizmusokra már kis koncentrációban is toxikus hatásúak lehetnek. Toxicitásuk oldott formában jelentkezik, mely a kémhatás csökkenésével nő. Mennyiségük a lebontás során keletkező kénhidrogén hatására csökken, mely vas(II)-szulfát adagolással tovább javítható (Kárpáti, 2002). Igazi megoldást azonban a beérkező szennyvíz forrás kontrollja jelenti.

2.5.3. Anaerob iszapkezelési technológiák

Az anaerob lebontást végző reaktorok működési módjuk szerint folyamatosak (anyagok folyamatos ki- és betárolása), szakaszosak (Batch-eljárás, szakaszos ki- és betárolás) és kombináltak lehetnek (Bai et al., 2002). Szennyvíziszap kezelésre általában folyamatos áramlású (CSTR) rothasztókat alkalmaznak. Ezekre a rothasztókra jellemző, hogy a hidraulikus

tartózkodási idő (HRT) megegyezik a szilárd anyag tartózkodási idejével (SRT). A hidraulikus tartózkodási idő 10-20 nap körüli.

A folyamatos eljárás előnye a kisebb energiaveszteség a rothasztó fűtésénél, egyszerű töltés-ürítés, teljes automatizáció lehetősége. A szakaszos technológiák előnye a nagyobb fajlagos gázkihozatal, könnyen kezelhető és értékesebb szilárd biotrágya.

Működési hőmérséklet alapján megkülönböztethetünk pszichrofil, mezofil és termofil rothasztókat. A termofil rothasztók előnye az iszap könnyebb víztelenítheté és a patogén mikroorganizmusoktól mentes végtermék (Juhász, 2003; Öllős et al., 2010). Hátránya a terhelésre való érzékenység és a magas üzemeltetési hőmérséklet. A tartózkodási idő mezofil hőmérsékleti tartományban 20 nap, termofil hőmérsékleten 10 nap (Juhász, 2003; Öllős et al., 2010).

10 000 LE-nél kisebb telepek estén alkalmazták a kétszintes ülepítőket, melyek pszichrofil hőmérsékleti tartományban működnek (Juhász, 2003). A műtárgy alsó rothasztó terébe csúszik a kiülepedett iszap, ahol 40-60 napos tartózkodási időt követően stabilizálódik (Öllős et al., 2010).

Egylépcsős két-reaktoros nagyterhelésű rendszereket elterjedten alkalmazzák, ahol a fázisszétválasztás az utórothasztóban megy végbe. Az előrothasztás 15-20, az utórothasztás 5-10 napos. A technológia továbbfejlesztése során recirkulációt alkalmaznak, mely előnye a reaktorban lévő magasabb szárazanyag koncentráció (Öllős et al., 2010).

Kétlépcsős rothasztók előnye, hogy a savtermelők és metántermelők különböző tápanyag igényét külön reaktorban biztosítja. A kétlépcsős rendszer célja az anaerob iszap visszatartása, és jó anyagátadási folyamatok biztosítása, hátránya a magas hidrogén képződés, mely gátló hatású a savtermelő mikroorganizmusokra (Anderson et al., 1994). A kétlépcsős eljárással a szerves anyag lebontásban kb. 10-15%-kal, metántermelésben 20%-kal jobb eredményt lehet elérni, mint egylépcsős rendszerrel (Öllős et al., 2010).

2.5.4. Száraz anaerob hulladékkezelési technológiák

A biológiailag lebomló hulladékok anaerob kezelése során az alapanyagok szárazanyag-tartalma alapján nedves (<15% sza), félszáraz (15-24% sza) és száraz (>25% sza) eljárást különböztethetünk meg (Bai, 2007). Öllős és munkatársai (2010) szerint 20-40% sza-tartalom esetén beszélhetünk száraz rendszerekről. Tchobanoglous és munkatársai (1993) szerint 10% sza-tartalom alatt alacsony, 10-20% sza-tartalom között közepesen száraz, 22-40% sza-tartalom között száraz technológiákról beszélünk. Bolzonella és munkatársai (2003) szerint a 10% alatti sza-tartalom esetében nedves, 20%-os sza-tartalom felett száraz eljárásokról van szó. Munkám

során – figyelembe véve a szennyvíziszap halmazállapotát – Tchobanoglous és Bolzonella csoportosítását veszem alapul.

A biológiailag lebomló hulladékok anaerob kezelése történhet egy vagy kétlépcsős technológiákkal. Az egylépcsős kezelések egyszerűbb kialakításúak, a legolcsóbb anaerob rothasztók (Lissens et al., 2000). Az egylépcsős kezelésen belül kb. egyenletesen oszlik meg a „nedves" és „száraz" technológiák (Vandevivere et al., 2003). Az egylépcsős rendszerek akkor hatékonyak, ha a hulladékokat hígítás nélkül használjuk 20-32% szárazanyag-tartalom mellett (Ten Brummeler et al, 1991).

A kétlépcsős kezelésnél külön reaktortérben történik a savképzés és a metánképzés. A kezelés hátránya a magas költség, a metántermelő reaktor indítási problémái, a szűrő reaktorok eltömődése (Ten Brummeler et al, 1991).

Lissens és munkatársai (2000) szerint a leggyakrabban alkalmazott száraz hulladékkezelési technológiák a DRANCO, a KOMPOGAS és a VALORGA. Mindhárom technológia folyamatos üzemű.

A DRANCO technológia 20-40% sza-tartalmú települési szilárd, szerves hulladékok kezelésére szolgál (www.ows.be). A reaktorok mezofil és termofil hőmérsékleti tartományban is működnek, a keverést a recirkuláció szolgáltatja.

A VALORGA technológiában a hulladékok keverését biogáz injektálással biztosítják, ezért a hulladék sza-tartalma nem emelhető 15% fölé (Öllős et al., 2010). Ezt a települési száraz szerves hulladékok trágyákkal történő keverésével biztosítják (www.valorgainternational.fr). A technológia termofil hőmérsékleti tartományban (55°C) működik. A hidraulikus tartózkodási idő 20-40 nap. Magas sza-tartalom miatt könnyen bontható vegyületek (fehérjék, szénhidrátok) kezelésére alkalmas (Öllős et al., 2010). A kezelt anyag harmadát jutatják vissza oltóanyagként (www.axpo.com).

Száraz, szakaszos üzemű anaerob technológiák közé tartozik a holland BIOCEL, a német BEKON, BIOFERM és KOMPOFERM.

A BIOCEL technológia egy száraz, szakaszos eljárás, mellyel konyhai és kerti szilárd szerves hulladékok anaerob kezelését végzik. A technológia során a hulladékot hígítás nélkül (kb. 35%-os sza-tartalom mellett) oltóanyaggal keverik, majd a szakaszos üzemű reaktorban keverés nélkül kezelik mezofil hőmérsékleti tartományban. A lebontás során keletkező csurgalékvizeket összegyűjtik is visszavezetik a hulladékra, ezáltal a szubsztrát és a baktériumok közötti kapcsolatot intenzifikálják (ten Brummeler et al., 1991). A kezelés időtartama 30-36 nap körüli (ten Brummeler et al., 1991 és 1992). Száraz, szakaszos üzemű anaerob kezelésnél az optimális hulladék : oltóanyag arány települési szerves hulladékok esetében laboratóriumban 1 : 2,3, míg üzemi körülmények között 1 : 1 – 1 : 1,5 (ten Brummeler et al., 1992, ten Brummeler, 1993).

A BEKON technológia során a magas sza-tartalmú hulladékokat gáztömör rothasztó épületekbe töltik. A kezelés mezofil hőmérsékleti tartományon, 38°C-on történik. Főként növényi hulladékok kezelésére használják. A hidraulikus tartózkodási idő 4-5 hét. A kirothadt anyag 50%-át visszavezetik beoltás céljából, így a szilárd anyag tartózkodási ideje 8-10 hét (www.bekon.eu).

A BIOFERM technológiában 60% sza-tartalom alatt felhasználhatók a hulladékok. A biogáz metántartalma meghaladja a 60%-ot (www.bioferm-energy.com).

A KOMPOFERM technológia során a hulladék egy aerob előkezelésen esik át, mely biztosítja a mezofil hőmérsékleti tartományt. A hulladék metanogén oltóanyaggal való érintkezését előmelegített perkolátum segítségével biztosítják. A kezelés időtartama 3 hét (www.kompoferm.com).

2.5.5. Az anaerob lebontás kinetikája

Az anaerob lebontás kinetikai jellemzőit nemcsak a szubsztrát minősége, hanem a kialakuló mikroorganizmus-populáció és az anaerob táplálékláncban végbemenő átalakítási folyamatok is befolyásolják. Gosh és Klass (1978) az anaerob lebontás egyes lépéseinek (pl. szennyvíziszap hidrolízise és metánképződés ecetsavból) kinetikai vizsgálata során arra a megállapításra jutott, hogy a teljes folyamat sebesség-limitáló tényezője a metanogenezis. Ezen a téren végzett kutatások szerint a hidrolízis legjobban elsőrendű kinetikával írható le (Pavlostathis és Giraldo-Gomez, 1991). Vavilin (2008) és munkatársai azonban kimutatták, hogy az elsőrendű kinetika kiegészíthető magas és ingadozó szerves anyag terhelés esetében a Conious modellel. Ha a hulladék nem tartalmaz nehezen bontható összetevőket, akkor a könnyen bontható összetevőinek (cukrok, aminosavak stb.) hidrolízise és acidogenezise sohasem sebesség limitáló tényező (Hoeks, 1983). A metántermelés sebességéhez képest a savtermelés sebessége nagy. Kiegyensúlyozott anaerob lebontási folyamatnál a biológiailag lebontható szerves száraz anyag eltávolítási sebessége majdnem megegyezik a metántermelés sebességével (Gujer és Zehnder, 1983), mert a biomassza termelés elhanyagolható. Könnyen belátható, hogy ha nem a hidrolízis a sebesség limitáló, akkor a folyamat fenntartása érdekében be kell avatkozni, hogy a savtermelés és metántermelés közötti egyensúlyt megteremtsük.

Az anaerob folyamatok kinetikai paramétereinek becslésére Lokshina (2001) és munkatársai a Monod és Haldene integrált modellt alkalmazták mezofil hőmérsékleti tartományban, és megállapították, hogy nem mutatkozott különbség a Haldane és a Monod modellek között, így az egyszerűbb Monod modellt részesítették előnyben.

Szennyvíziszapok anaerob lebontásának kinetikai paramétereit vizsgálva (Tomei et al., 2008) megállapították, hogy a szubsztrát : oltóanyag arány (0,1 : 2,0) növelésével, egy nagyságrenddel emelkedett a lebontás sebessége, magasabb oltóanyag arányok esetében (2,0–4,0) csak mérsékelt emelkedés mutatható ki a lebontás sebességben.

A szakaszos üzemű száraz anaerob (BIOCEL) technológia matematikai modellezésével Veeken és Hamelers (1999) foglalkozott, amelynek tovább fejlesztett formáját Kalyuzhnyival publikálták (Kalyuzhnyi et al. 2000). Az általuk kifejlesztett matematikai modell figyelembe veszi a technológia magas oltóanyag arányát (mintegy 50%). A modell sajátossága, hogy a két különböző anyag, az oltóanyag és a hulladék, együttes jelenlétével számol. Számítások szerint a jól működő szakaszos eljárás szempontjából meghatározó feltétel az oltóanyag megvédése a feldolgozó-kapacitás feletti illékony zsírsav felhalmozódásától.

Vallini és munkatársai (1993) félszáraz anaerob úton kezelt települési szerves hulladék és anaerob úton előkezelt szennyvíziszap sikeres komposztálásáról számolt be.

2.5.6. Vizsgálandó paraméterek az anaerob lebontás során

Az anaerob lebontás egy összetett folyamat, melyet több mikroorganizmus csoport végez. A lebontást végző mikroorganizmusok számos tényezőre érzékenyek, így a folyamatok egyensúlyát ellenőrizni kell. Mint más biológiai folyamatoknál az anaerob lebontásnál is mérhetjük a szubsztrát lebontását (KOI vagy szea formában), a felhalmozódás jellemzőit (illékony zsírsavak, pH, lúgosság, H_2) és a termék képződését (CH_4 és CO_2).

A *metán* és *szén-dioxid* arány stabil, azonban értéke függ a szubsztrát összetételétől, a hőmérséklettől, a nyomástól és a pH-tól (Hickey és Switzenbaum, 1991). Mivel a szerves anyag bontása erősen függ a kémhatástól, így a pH ingadozása módosítja a gáz összetételét. Ezért nem a biogáz mennyiségével és összetételével, hanem a termelődött metán mennyiségével jellemezhetjük a folyamatot (Anderson és Yang, 1992, Feitkenhauer et al., 2002). Ten Brummeler és munkatársai (1991) a biogáz metántartalmának meghatározását hőmérséklet érzékenységi detektorral felszerelt (TCD) gázkromatográfiás készülékkel végezték, a metántartalmat normál hőmérsékleten (0°C) és nyomáson (1 bar) adták meg.

A *pH* az egyetlen paraméter, melynek mérése a folyadék fázisban folyamatosan is biztosítható. A pH változása az anaerob folyamat stabilitását mutatja, mivel a metanogén mikroorganizmusok csak egy specifikus pH-tartományban képesek növekedni. A pH csökkenése a felhalmozódott zsírsavak mennyiségére utal (Kerroum, 2012).

A *lúgosság* a pH-tól jobban mutatja a zsírsav felhalmozódást. A titrálással mért összes lúgosság (pH 4,3) nem megfelelő érzékenységű, mivel az összes lúgosság a hidrogén-karbonát és az

illékony zsírsavak összessége (Hill és Bolte, 1989). A titrálással mért hidrogén-karbonát lúgosságból (pH 5,75) empirikus képlet segítségével viszont számolható a felhalmozódott zsírsav mennyisége (Wang et al., 2005). Abban az esetben, ha a mintában ammónia halmozódik fel, a lúgosság értéke növekszik, így a számítás nem pontos (Wang et al., 2005).

Illékony zsírsavak felhalmozódása a savtermelők és fogyasztók (metántermelők) egyensúlyi folyamatának megbomlását jelenti (Hickey et al., 1989). A rothasztók működésének nyomon követésére és ellenőrzésére alkalmas az illékony zsírsavak meghatározása (Hill és Bolte, 1989). Meghatározásuk általában lángionizációs detektorral felszerelt gázkromatográfiás készülékkel vagy összes mennyiségük titrálással is történhet (Kerroum, 2012).

Mivel az anaerob lebontás egyik fő célja a szerves anyag tartalom csökkentése, így a lebontási folyamat jellemezhető a kezdeti és kezelés utáni szervesanyag-tartalommal. Ez mérhető a szárazanyag-tartalom, a szervesanyag-tartalom, az összes szerves széntartalom, a KOI vagy a BOI meghatározásával (Boe et al, 2005).

A szakirodalmi feltárásból láthatjuk, hogy a szerves hulladékok és a szennyvíziszap anaerob kezelésével sok kutató foglalkozik és gyakorlati alkalmazásuk is elterjedt. Az anaerob lebontás során a környezeti tényezők beállítására, a savtermelők és metántermelők egyensúlyának biztosítására nagy hangsúlyt kell fektetni. Szennyvíziszap rothasztására főként folyékony, folyamatos üzemű reaktorokat alkalmaznak. A száraz, szakaszos üzemű anaerob kezelés technológiáját azonban kifejezetten szennyvíziszap anaerob kezelésére nem használják, az alkalmazandó oltóanyag mennyisége és a lebontási folyamat kinetikai paraméteri nincsenek meghatározva. Az anaerob lebontás jellemzésére a biogáz mennyiségének és metántartalmának mérése, valamint a zsírsavak felhalmozódásának jellemzésére szolgáló paraméterre van szükség.

Az anaerob előkezelés laboratóriumi megvalósítása a folyamatos üzemeltetés és az iszap laboratóriumi víztelenítése miatt problémákba ütközik, ezért doktori értekezésemben módszertani kísérlet keretében kívánom vizsgálni a szennyvíziszap félszáraz, szakaszos üzemű anaerob kezelhetőségét. A metántermelés és szerves anyag lebontás kinetikai paramétereinek segítségével meghatározható a lebontás sebessége, az anaerob kezelés ideje.

Az anaerob lebontás során elengedhetetlen a megfelelő oltóanyag arány megválasztása, mely a metántermelés hatékonyságának biztosításához szükséges. Vizsgálni kívánom a különböző oltóanyag arányok hatásait az anaerob előkezelés során. Célom az optimális oltóanyag arány meghatározása a szerves anyag lebontás és az egységnyi reaktortérfogatra jutó metántermelés figyelembevételével optimalizált körülmények között.

A szennyvíziszap minősége (bontható szervesanyag-tartalma) hatással van az alkalmazott oltóanyag arányra, így az optimális oltóanyag arány meghatározását két különböző minőségű

szennyvíziszap (kevert iszap és fölösiszap) esetében kívánom vizsgálni. A vizsgálatok eredményei nemcsak az anaerob előkezelés beállításához szolgálnak majd információkkal, hanem a szennyvíziszap félszáraz, szakaszos üzemű kezelhetőségéről is.

2.6. Szennyvíziszap komposztálás

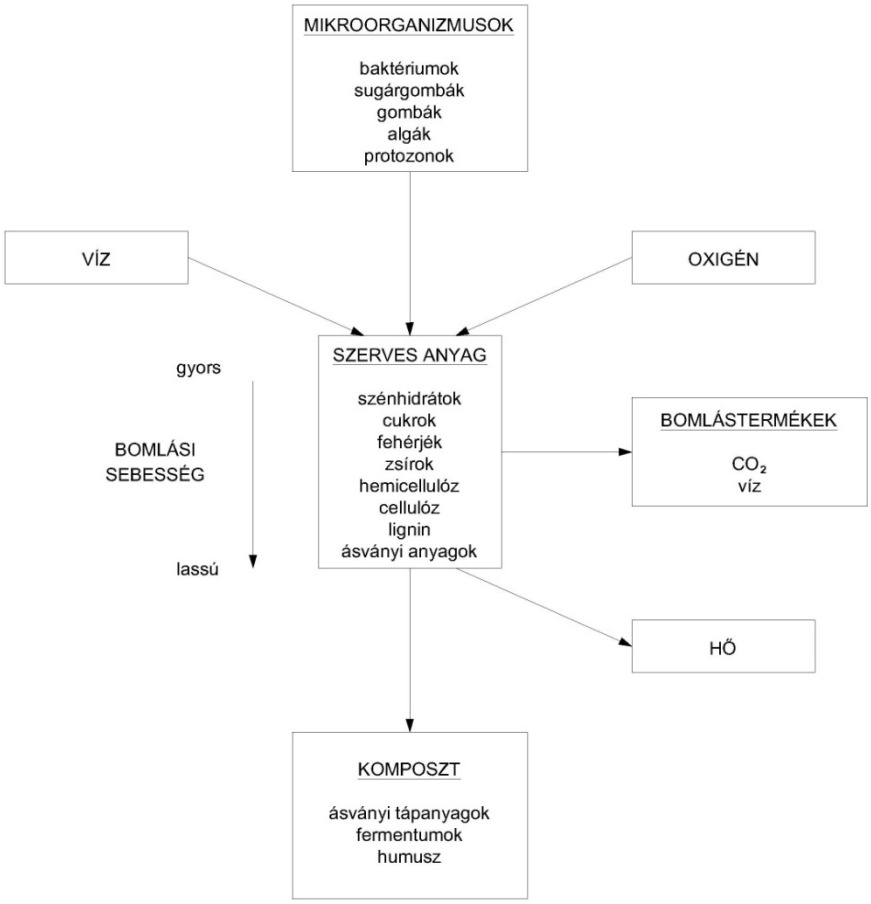
A komposztálás a víztelenített szennyvíziszap kezelésének és hasznosításának környezetvédelmi és gazdasági szempontból megfelelő lehetősége (Metcalf and Eddy, 1991). A szennyvíziszap komposztálás célja a szerves anyag stabilizálása, fertőtlenítése, mennyiségének csökkentése a víztartalom szabályozásával.

A 40/2008. (II. 26.) Korm. rendelettel módosított 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet szerint a szennyvíziszap komposzt alatt olyan szennyvíziszapot ért, amely a rendelet előírásainak megfelelő minőség elérése érdekében biohulladékot és ásványi eredetű adalékokat kevertek, mely külön jogszabály szerint szabályozott komposztáló telepen kerül előállításra.

2.6.1. Szennyvíziszap komposztálás kémiája és biológiája

A komposztálás az az irányított biológiai folyamat, mely során a szerves anyagból makro- és mikroorganizmusok hatására, aerob körülmények között, hőtermelés közben humuszanyagok és egyszerű alapvegyületek (CO_2, H_2O, SO_4, NO_3) keletkeznek (Epstein, 1997, Alexa és Dér, 2001). A komposztálás egyszerűsített folyamatábráját mutatja a 2. ábra Epstein (1997) és Alexa és Dér (2001) nyomán.

A komposztálás során gondoskodni kell a megfelelő tápanyag arányokról, a nedvességtartalomról és oxigén ellátásról, mely során optimális körülmények között a szerves és szervetlen anyagok lebontása és felépítése végbemegy (Duarte et al., 2011). Aerob és fakultatív anaerob baktériumok, sugárgombák, gombák, algák és protozonok végzik a szerves anyag lebontását és átalakítását (Alexa és Dér, 2001; Kocsis, 2005). A magas hő hatására az iszapban lévő kórokozó szervezetek elpusztulnak, így a kész komposzt környezetére veszélytelen, ugyanakkor felhasználható a talajok termékenységének fokozására és szerkezetük javítására (Vermes, 2006a.b; Duarte et al., 2011). A komposztálás végterméke olyan földszerű anyag, mely kb. 40-60% nedvességtartalmú, humuszképző szervesanyag- és növényi tápanyagtartalma (N, P, K) miatt mezőgazdasági, kertészeti és egyéb hasonló célokra alkalmas.



2. ábra *Komposztálás egyszerűsített folyamatábrája*

A mérhető paraméterek közül a hőmérsékleti adatok alapján különíthetők el legjobban a komposztálás szakaszai (Alexa és Dér, 2001) prizmás komposztálás esetén. A hőmérséklet emelkedése befolyásolja a mikrobiális folyamatokat, mely hatással van a bomlás sebességére (Epstein, 1997).

Hőmérséklet-változás alapján négy szakaszt különíthetünk el (Alexa és Dér, 2001):

- bevezető szakasz,
- lebomlási szakasz,
- átalakulási szakasz és
- felépülési szakasz.

A komposztálás bevezető szakasza a legdinamikusabb része a folyamatnak, melyre jellemző a hőmérséklet gyors növekedése, az egyszerű szerves vegyületek bomlása és a nagy pH ingadozások (Schloss et al., 2003). A felszaporodó mikroorganizmusok a könnyen bontható vegyületekkel (pl. cukor, fehérjék) táplálkoznak. A pH érték a felszaporodó szerves savtartalom miatt csökken (Epstein, 1997). Az intenzív tápanyagbomlás miatt az első mezofil fázis rövid ideig, néhány óráig, esetleg 1-2 napig tart (Alexa és Dér, 2001).

A fokozatosan emelkedő hőmérséklet átvezet a második, termofil fázisba, melyben a hőmérséklet néhány nap elteltével a 70-75°C-ot is elérheti. Hőmérsékleti optimumuk 50-55°C (Alexa és Dér, 2001). A termofil szakasz mikroorganizmusai elkezdik a szénhidrát polimerek bontását, aktív cellulóz és hemicellulóz bomlás figyelhető meg (Epstein, 1997). A pH érték a szerves savak miatt emelkedik, értéke a lúgos tartományba csap át. A lebomlás időtartama a tápanyag összetételétől függően 3-5 hét. A termofil szakaszban a patogénok szinte órák alatt elpusztulnak, legfeljebb kevés spóra marad a komposztban (Epstein, 1997).

Az első két szakaszban képződött ammónia a harmadik szakaszban felemésztődik, illetve elillan, ezáltal a C/N arány kedvezőtlenül megváltozik. Ha ez az arány a 30/1 arányt meghaladja, akkor mesterséges nitrogénpótlást kell adni a komposztnak.

A tápanyagtartalom csökkenésével a hőmérséklet is csökken, kezdetét veszi a harmadik fázis. Jellemzője a mezofil hőmérsékleti tartomány (kb. 40-45°C). Megkezdődik a nehezen bontható lignin vegyületek bomlása (Alexa és Dér, 2001). A második mezofil, úgynevezett átalakulási fázis időtartama 6 hét (Alexa és Dér, 2001).

A folyamatosan csökkenő hőmérséklet átvezet a negyedik fázisba, amelyet érési vagy felépülési szakasznak nevezünk (Alexa és Dér, 2001). A mezofil fázisban már megkezdődik a huminanyagok képződése, az érési fázisban ezekből stabil huminfrakciók és huminsavak képződnek.

A levegőztetéssel a folyamatok jobban kézben tarthatók. Az oxigén bejuttatásával nem alakul ki anaerob állapot (a savtermelés nem indul be), így nem csökken a komposztálandó anyagok pH értéke.

A komposztálás során Epstein (1997) szerint az 55°C-ot kell elérni és fenntartani a kórokozó mikroorganizmusok pusztulása érdekében. Az ECN minőségügyi kézikönyve (2011) szerint nyitott prizmás rendszereknél magasabb kell legyen a hőmérséklet 65°C-nál 3 napig vagy 55°C-nál 10 napig, zárt rendszereknél 60°C-nál 3 napig. A hazánkban érvényben lévő jogszabály (23/2003. (XII. 29.) KvVM rendelet) az ECN-nél szigorúbban szabályozza a komposztálás során a termofil szakasz hosszát. Prizmás komposztálás esetén 55°C-ot 2 hétig vagy 65°C-ot ír elő 1 hétig, zárt rendszereknél pedig 60°C-os hőmérséklet szükséges 1 héten keresztül. Prizmás komposztálás esetén a forgatás gyakoriságát külön szabályozzák.

2.6.2. Komposztálást befolyásoló tényezők

A komposztálás folyamatát számos tényező befolyásolja, köztük a legfontosabbak az oxigén ellátás, a nedvességtartalom, a C/N arány, a pH, az oldható sók (Epstein, 1997; Duarte et al, 2011).

C/N arány

A komposztálás során a tápanyagellátásnak fontos szerepe van. A mikrobasejt C/N aránya 5:1, azonban ilyen mértékben nem kell dúsítani az alapanyagokat nitrogénnel. A széntartalomnak csak 20%-át használják fel bioszintézisükhöz, 80%-át energianyerés céljából elégetik a mikrobák (Alexa és Dér, 2001). A komposztálás során az optimális C/N arány 25-35:1 (Epstein, 1997; Kocsis, 2005, Alexa és Dér, 2001), mely a nehezen bontható szervesanyag-tartalom függvényében változik. Szűkebb C/N arány esetében a nitrogén ammónia formájában távozik, tágabb C/N arány esetén a komposztálás időtartama nő (Epstein, 1997; Kocsis, 2005, Alexa-Dér, 2001). A kezdeti magas nitrogén tartalom előnye a komposzt prizma gyorsabb felmelegedése (Ogunwande el al., 2008).

A szennyvíziszap C/N aránya széles tartomány között változhat, Kocsis (2005) szerint 10:1, Alexa és Dér (2001) 15:1 arányban határozta meg, Kádár és Draskovics (2012) a csepeli rothasztott szennyvíziszap esetében 6:1 értéket adott meg. Ugyancsak 6:1 értékben határozta meg Kosobucki és munkatársai (2000). A szűk C/N arány növelhető tágabb C/N arányú anyagok bekeverésével. Szennyvíziszap komposztáló telepeken leggyakrabban szalmát alkalmaznak széntartalom pótlásaként, de más természetes eredetű melléktermék és hulladék is felhasználható (pl. fűrészpor, kerti hulladékok, biohulladék). Ezen hulladékok felhasználása azért is kedvező, mert együttesen kezelhető a településen keletkező összes szerves hulladék (Vermes, 2006a,b).

Komposztálás végén a C/N arány 10:1 (CCQC, 2001; Epstein, 1997) értékre csökken, míg más szerzők szerint 15:1 – 20:1 (Juhász és Kárpáti, 2002).

Nedvességtartalom

A komposztálás folyamatában a víztartalomnak fontos szerepe van, mivel a mikroorganizmusok és kémiai reakciók számára is szükséges. A nedvességtartalom a komposztálás során befolyásolja a mikrobiális aktivitást, így a hőmérsékletet, a lebontás sebességét és a mikrobiális populációt (Epstein, 1997). A vízhiány a mikroorganizmusok anyagcseréjének és fejlődésének lassulását okozza, valamint a lebontás és a hőfelszabadulás lassulását is eredményezi. Túlzott mennyiségű víz ugyanakkor a komposzt halom összeesését és anaerob körülmények kialakulását idézi elő (Alexa és Dér, 2001). A víztartalom kihat az hulladék szerkezetére, így az átlevegőztetésre is. A vízzel telített vagy anaerob viszonyok által kialakult feltételek gátolják a növények gyökerének metabolizmusát, és lecsökkentik az ionfelvétel arányát (Salisbury és Ross, 1978).

Komposztálás során az optimális nedvességtartalom Alexa és Dér (2001) szerint 40-60%, Schultz (1962) szerint 50-60% közötti. 40% nedvességtartalom alatt a komposztálás folyamata

leáll, 60% felett pedig az iszap átlevegőztethetősége csökken, 70% feletti nedvességtartalom anaerob körülményekhez vezet (Bidlingmaier, 1983). A szennyvíziszapokra jellemző a magas nedvességtartalom (víztelenített iszap nedvességtartalma 75-85%), mely komposztálás során a porozitás hiányát okozza. A szennyvíziszap magas nedvességtartalmát alacsony nedvesség-tartalmú biológiailag lebomló hulladékokkal történő keveréssel, kész komposzt visszaforgatásával vagy struktúrát javító anyag iszaphoz keverésével tudjuk biztosítani (Kárpáti, 2002). A komposztálás kezdetén a feldolgozandó anyagok nedvességtartamát 60%-ra kell beállítani, a végterméké pedig 40% körül kell legyen (Haug, 1980).

pH

Komposztálás esetén az optimális pH tartomány Nakasaki és munkatársai (1993) szerint 6-9 közötti, Kocsis (2005) szerint 6,0-7,5 között van. Epstein (1997) szerint a komposztálás termofil szakaszában a 7,5-8,5 közötti kémhatás volt optimális. A kémhatás összefüggésben van a komposztálandó anyag kémhatásával. Ha a pH<6 vagy pH>9,6, akkor a hőmérséklet nem éri el az 55°C-os értéket. A fenti megállapítást azonban befolyásolja a komposztálandó anyag nedvességtartalma is (Epstein, 1997).

Oldható sók, nehézfémek

A szennyvíziszap komposztálást befolyásolják a szennyvízkezelési eljárások és szennyvíziszap víztelenítése során alkalmazott flokuláló és kondicionáló szerek, melyek az oldható sótartalmat növelve néhány sóérzékeny növényre káros hatást fejtenek ki (Kocsis, 2005).

A mikroorganizmusok is igényelnek mikrotápanyagokat (Cu, Ni, Mo, Fe, Mg, Zn és Na) (Stevenson, 1991), melyek az enzimatikus folyamatokhoz szükségesek, de a komposztálás folyamatában szerepük kevésbé ismert (Epstein, 1997). A fémek bizonyos koncentráció felett kedvezőtlen hatással lehetnek a mikroorganizmusok fejlődésére és anyagcsere folyamataikra (Kocsis, 2005).

Oxigénellátás

A komposztálásnál elengedhetetlen az oxigén a mikrobiális aktivitáshoz, az oxigén hiány anaerob körülményeket eredményez, mely szaghatással jár (Epstein, 1997). A komposztálás során a hőmérséklet és az oxigénfogyasztás között szoros kapcsolatot mutatott ki Schulz (1962). Az oxigén igény és a levegőztetés mértéke változik az alapanyag minőségétől és a komposztálás módjától (Viel et al., 1987). A levegőztetés történhet az anyag fizikai keverésével, hőszállítás hatására kialakuló és mechanikai levegőztetéssel (Epstein, 1997). A mikroorganizmusok oxigén-ellátásának biztosításához állandó vagy időszakos levegőztetés szükséges. Állandó keverés

mellett a lebomlás gyors, de energiaigényes. Időszakos levegőztetést alkalmazva a lebomlás lassabb, nagyobb kezelőterületre van szükség. Epstein (1997) szerint az oxigénfogyasztás kapcsolatban van az anyag nedvességtartalmával. Max. oxigénfogyasztási értékeket 65%-os nedvességtartalomnál és 30% pórustérfogatnál érhetünk el.

2.6.3. A komposztálás kinetikája

A komposztálási folyamatok modellezésével több szerző is foglalkozott (Hammelers, 1992; Stombaugh, 1996; Agamuthu, 2000). A komposztálási folyamatok leírása során a Monod egyenletet alkalmazták (Keener et al., 1993; Haug, 1986d., Haug, 1993), mely a mikrobák növekedésének arányát fejezi ki a tápanyag – mint növekedést korlátozó tényező – függvényében (Xi et al, 2005).

A komposztálási folyamat matematikai modellezése elviekben lehetőséget nyújt a bontható szervesanyag-tartalom hatásának vizsgálatára. Sok szerző próbálkozott ennek a rendkívül összetett folyamatnak a modellezésével (Hammelers, 2000; Agamuthu, 2000), azonban a legtöbb létező modell statikus, számtalan limitációval az optimális üzemelési feltételek meghatározása tekintetében (Xi et al., 2005).

Mohee és White (1998) egy dinamikus szimulációs modellt dolgozott ki a komposztálás biodegradációs folyamatainak leírására, ismerve a fizikai és kémiai változásait a folyamatnak. A szerves hulladékok, így a szennyvíziszap minőségének állandó változása szükségessé teszi a dinamikus modellek alkalmazását. A modell figyelembe veszi a hőmérsékletet, oxigént, a pórusok közötti légteret, a nedvességtartalmat és a mikrobiális biomassza növekedését (Xi et al., 2005).

2.6.4. Komposztálás termodinamikája

A komposztálás egy exoterm folyamat, a szerves anyag lebontása során hő termelődik (Alexa és Dér, 2001). Ez a hőmennyiség a komposztálandó anyag hőmérsékletének megtartását, víztartalmának csökkenését (szárítását), valamint a mikroorganizmusok számára szükséges magas hőmérsékletet biztosítja (Kárpáti, 2002).

A folyamat során felszabaduló hő szárító hatást fejt ki, melynek következtében a komposztban lévő víz elpárolog. Mivel a komposzt magasabb hőmérsékletű, mint a környezete, felületén hőveszteség alakul ki.

A komposztálás hő és energia transzportja három mechanizmussal írható le (Haug, 1980):

- hővezetéssel,

- hőszállítással,
- sugárzással.

A hővezetés (kondukció) hőátadás két pont között hőmérséklet különbség hatására. A hővezetést leírhatjuk Fourier egyenlet integrálásával és a termikus vezetőképesség (*k*) egyszerűsítésével (Haug, 1980):

$$q_k = k \cdot A \cdot \frac{\Delta T}{\Delta x},\ ahol \qquad (1)$$

q_k:	hőátadás mértéke
k:	átlagos termikus vezetőképesség (feltételezett állandó) komposzt esetében 0,46 $W \cdot m^{-1} \cdot K^{-1}$
A:	áramlási keresztmetszet
ΔT:	hőmérséklet különbség
Δx:	áramlási út hossza

A hőszállítás (konvekció) során adott idő alatt a hő a magasabb hőmérsékletű hely felől áramlik az alacsonyabb felé anyagáramlás nélkül. Komposztálás során sok esetben a kondukciós és konvekciós hőtranszportok együttesen működnek (Haug, 1980). A hőszállítást így az alábbi egyenlettel írhatjuk le (Haug, 1980):

$$q = U \cdot A \cdot (T_1 - T_2),\ ahol \qquad (2)$$

U:	hőátbocsátási tényező, mely magába foglalja a konduktív és konvektív hőáramlást
A:	hőátadásra merőleges felület
T_1, T_2:	hőmérséklet az 1. és a 2. ponton

A sugárzási (radiális) hőveszteség számítása Stefan-Boltzmann törvény segítségével történik (Haug, 1980):

$$q_r = \sigma \cdot A \cdot (T_{a1}^4 - T_{a2}^4) \cdot F_a \cdot F_e \qquad (3)$$

q_r:	sugárzási hőveszteség
σ:	Stefan-Boltzmann állandó, 5,67 $W \cdot m^{-2} \cdot K^{-4}$
A:	felület (m^2)
T_{a1}:	a komposzt hőmérséklete a komposztprizma belsejében, 55°C

T_{a2}: a komposzt hőmérséklete a komposztprizma felületén, 15°C

F_a: konfigurációs tényező (figyelembe véve a komposztprizma relatív helyzetét és geometriáját), 0,9

F_e: emissziós tényező (figyelembe véve a nem fekete testek sugárzását is), 1,0

Abban az esetben számolhatunk sugárzással (radiális hőátadással), ha a komposzt felülete melegebb, mint a levegő.

A szennyvíziszap összetételének ismeretében becsülhető a felszabaduló energia mennyisége a komposztálás folyamán. Nem elegendő azonban a kezelendő hulladék égéshőjének meghatározása, hanem a biológiai bonthatóságát is figyelembe kell venni az anyagnak. A szennyvíziszap aerob bonthatóságát Kárpáti (2002) 60%-ban adja meg. Sötemann és munkatársai (2005) a szennyvíziszap képletét $C_{3,5}H_7O_2N_{0,196}$ összegképletűnek, 64-68%-ban biológiailag bonthatónak feltételezték. Haug (1980, 1986a) $C_{10}H_{19}O_3N$ összegképletűnek és 50%-ban biológiailag bonthatónak adja meg.

A komposztálás során felszabaduló hő mennyiségének egy része az anyag felfűtésére, másik része víztartalmának elpárologtatására szolgál. Optimális esetben az energiaellátás bőséges, a komposztálás során felszabaduló energia mennyisége fedezi a szerves anyag lebontáshoz és a szárításhoz szükséges energia mennyiségét. Másik esetben az komposztálandó anyag energia tartalma csak a komposztáláshoz, a szerves anyag lebontáshoz elegendő, és a szárítás csak korlátozott mértékben történik meg.

Szennyvíziszap komposztálás esetén a hőtermelés alakulásával foglalkozott Miller (1998). Fizikai modell segítségével mérhető a szennyvíziszap komposztálás során a hőtermelés, a hő elvezetése, szellőztetése. A szennyvíziszap hőtermelése 15 000-22 000 $J \cdot g^{-1}$ szea volt, maximális értéke 700 $J \cdot g^{-1}$ szea iszap volt 12 óra alatt. Miller (1998) megállapította, hogy a komposztálás folyamatát elősegítette a levegőztetés függetlenül a hőmérséklettől és a magas oxigén tartalomtól.

Hay és munkatársai (1990) rothasztott szennyvíziszap komposztálását végezték késztermék visszakeverésével és fűrészpor adagolásával. Megállapították, hogy csak a visszaforgatott komposzttal történő sza-tartalom beszabályozása esetén a téli időszakban a komposztprizma hőmérséklete nem érte el az 55°C-ot.

A komposztálás során egy viszonyszámmal *(W_T = 10)* jellemezhetjük a termodinamikai egyensúlyt, a komposztálás és szárítás együttes lejátszódását. Kárpáti (2002) a W_T-t relatív víztartalomnak definiálta, mely egységnyi tömegű biológiailag degradálható szerves anyagra jutó víz tömegét adja meg. Haug (1980) és Kocsis (2005) szerint a *W* értékét így számíthatjuk ki.

W = víz tömege / biológiailag bontható szerves anyag tömege *(4)*

Amennyiben $W<10$ elegendő energia áll rendelkezésre a hőtermelésre és a párolgásra, a felületi száradás és túlzott mértékű csapadék kiküszöbölése estén. Ha $W>10$, akkor a komposztálás során alacsonyabb hőmérséklet és részleges szárazanyag-tartalom csökkenés várható. A *W* értékét nagymértékben befolyásolja a kezelt anyag sza-tartalma, az alkalmazott energiapótló adalékanyag és annak biológiailag lebontható szea-tartalma (Haug, 1980).

A *W* érték csak tájékoztató értéket ad a komposztálás energiaellátottságával kapcsolatban, mivel az alapanyagok biológiai degradálhatósága nem ad információt azok égéshőjével kapcsolatban (Kárpáti, 2002).

Amennyiben a szennyvíziszap komposztálása során a szerves anyag lebontásához szükséges oxigén mennyiségével jellemezzük a biológiai degradálhatóságot, úgy a *W* értékét pontosabban tudjuk meghatározni.

2.6.5. Komposztálás méretezése

A szennyvíziszap alacsony sza-tartalma miatt annak kondicionálása (nedvességtartamának csökkentése) szükséges. A kondicionálás történhet kész komposzt visszakeveréssel, biológiailag bontható adalékanyag visszakeverésével, kész komposzt és energiatartalmú adalékanyag kombinációjával, valamint strukturáló anyagok adagolásával (Haug, 1980).

Kész komposzt visszaforgatása esetén csak a szárazanyag-tartalom növelését tudjuk biztosítani, mivel a kész komposzt már nem tartalmaz biológiailag lebontható szerves anyagot, melyből a komposztálás során energia szabadul fel. Cél a minél kisebb arányú kész komposzt visszaforgatása, ezáltal a minél magasabb termék hozam.

Biológiailag bontható adalékanyagként szalmát, fűrészport keverhetünk a víztelenített szennyvíziszaphoz. A biológiailag bontható adalékanyagok iszaphoz keverésének előnye, hogy az adalékanyag bontható szervesanyag-tartalma is részt vesz a komposztálásban, ezáltal a belőle felszabaduló energia is biztosítja a komposztálás során a higiénizációt. A módszer hátránya, hogy az adalékanyag költséges, alkalmazása esetén növekszik a kész komposzt hozama.

A kész komposzt visszaforgatás biológiailag bonható adalékanyag együttes alkalmazásával is történhet. A módszer előnye, hogy kisebb mennyiségű adalékanyagra van szükség. Az adalékanyag mennyiségének meghatározásakor fontos szempont, hogy a szennyvíziszap és az adalékanyag biológiailag bontható szerves anyag tartalmának lebontása során felszabaduló energia mennyiség fedezze a komposztálás során elpárolgó víz energia igényét.

Strukturáló anyagként alkalmazhatunk faaprítékot, mely a szennyvíziszap víztartalmának csökkentésére is alkalmas, vagy biológiailag nem bomló anyagot pl. gumiapríték. A struktúraanyagok alkalmazásának előnye, hogy megfelelő porozitást biztosítanak komposztálás során, és ismételten felhasználhatók (Kárpáti, 2002).

2.6.6. Komposztálás levegőigényének méretezése

A komposztálás során a levegőztetésnek három fő célja van (Haug, 1986c):

- a bontható szerves anyag oxidációja (sztöchiometrikus oxigén igény),
- a nedvességtartalom beállítása, a felesleges víztartalom eltávolítása a megfelelő szárazanyag-tartalom elérése érdekében és
- az oxidációnál keletkező felesleges hőmennyiség eltávolítása, a komposzt hőmérsékletének szabályozása.

A sztöchiometrikus oxigén igény a komposztálandó anyag kémiai összetételének ismeretében és biológiai bonthatósága alapján határozható meg. Haug (1986c) a szennyvíziszap összetételét a $C_{10}H_{19}O_3N$ képlettel írta le, mely oxidációja az alábbi reakcióval írható le:

$$\underset{\textit{201 g}}{C_{10}H_{19}O_3N} + \underset{\textit{400 g}}{12{,}5\ O_2} \rightarrow 10\ CO_2 + 8\ H_2O + NH_3 \qquad (5)$$

Tehát 1,99 g O_2 szükséges 1 g biológiailag degradálható szennyvíziszap komposztálásához. Ugyan az ammónia oxidálása is oxigén igénnyel jár, azonban ezzel nem számolunk, mert nagy része gáz formájában távozik a komposztálás során (Haug, 1986c). A fenti számításból láthatjuk, hogy a komposztálás folyamatához az oxigén milyen nagy mennyiségben szükséges. A sztöchiometrikus oxigénigényt kísérleti úton is meghatározhatjuk (Finstein et al., 1992).

Az elpárologtatandó (felesleges) víz mennyisége a komposztálás anyagmérlegéből számolható. A vízzel telített levegőben a gőz mennyisége a levegő hőmérsékletével exponenciálisan nő. A komposztálandó anyagból távozó gáz vízgőzzel telített, hőmérséklete az anyag hőmérsékletével közel azonos, így a termofil tartományban jelentős víztartalom csökkenéssel számolhatunk. Abban az esetben, ha a ki- és belépő levegő között a hőmérsékletkülönbség nagyobb, mint 25°C, akkor a relatív páratartalma a levegőnek csak jelentéktelen hatással van a folyamatokra, tehát meleg komposzt hőmérséklet és magas nedvességtartalmú levegő esetében is hatékony a szárítás. Szennyvíziszap komposztálása esetén a felesleges víz párologtatásához szükséges levegő mennyisége nagyobb, mint a sztöchiometrikus oxigén igény. Pl. 25%-os szárazanyag-tartalmú szennyvíziszap 65%-os szárazanyag-tartalmú végtermékké történő komposztálása során a

sztöchiometrikus levegőigény 5,7-szeresét kell biztosítani (Haug, 1986c). Epstein (1997) is hasonló értéked ad meg: 1/6 – 1/10-ben adja meg a szerves anyag lebontáshoz szükséges levegő mennyiséget a felesleges víz eltávolításának levegőigényéhez képest. Ennek következtében a komposztálás során felszabaduló energia – a felhasznált alapanyagok függvényében – gyakran csak részben fedezi a szárítás energiaigényét (Haug, 1986c).

A felesleges hőmennyiséget a komposztálás során levegőztetéssel tudjuk eltávolítani. A komposzt halomba belépő hideg, száraz levegő a kilépési pontig felmelegszik és vízzel telítődik. Az eltávolított hőmennyiséget döntően a gázfázisban lévő víz párolgáshője jelenti. A komposztálás anyagmérlegéből számítva ez 25-szörös légfelesleg tényezőt jelent a sztöchiometrikus oxigén igényhez képest. Szennyvíziszap komposztálása esetén a párologtatás levegőigénye a mértékadó.

Az így számított levegő igények a komposztálás tejes időtartamára vonatkoznak. A maximális levegőigény 3-5-ször nagyobb lehet, mint az átlagos (Kárpáti, 2002).

2.6.7. Vizsgálandó paraméterek a szerves anyag stabilitására vonatkozóan a komposztálás során

A komposztálás folyamatának nyomon követésére, a szerves anyag stabilitásának és érettségének meghatározására az alábbi módszereket alkalmazzák (Epstein, 1997; CCQC, 2001).

- kémiai módszerek,
  - szervesanyag-tartalom meghatározása,
  - C/N arány,
  - illó szerves savak (Brington, 1998) meghatározása,
  - kation csere kapacitás,
  - huminsav és fulvosav arányának meghatározása,
  - NH_4/NO_3 arány,
  - vizes kivonat elemzése,
- fizikai módszerek
  - érettségi fok Dewar teszttel (Jourdan, 1988; Becker és Köter, 1995; Brinton et al., 1995; Alexa és Dér, 2001),
- növény próbák és
- mikrobiológiai tesztek és aktivitás
  - oxigén fogyasztás és szén-dioxid termelés mérése,
  - respirometria,
  - enzim aktivitás.

A *szervesanyag-tartalom* és a humifikáció jól jellemzik a komposztálás folyamatát, azonban a szea-tartalom nem alkalmazható önmagában, mint stabilitást jellemző paraméter, mert nem veszi figyelembe a bontható szén és összes széntartalom arányát (De Nobili és Petrussi, 1998).

A *C/N arány* önmagában nem alkalmazható a komposzt stabilitásának jellemzésére, mert nem ad választ a bontható széntartalom mennyiségére. A komposzt érettségi fokának meghatározására a vízoldható szerves szén és a vízoldható szerves nitrogén aránya (5-6), valamint a vízoldható szerves szén és az összes szerves nitrogén arányát (>0,40) is alkalmazzák.

A komposztálás előrehaladtával kevesebb szubsztrát alkalmas lebontásra a mikrobák számára, így az oxigén fogyasztás aránya csökken (Finstein et al., 1986; Derikx et al., 1990; Iannotti et al., 1993; Lasaridi et al., 1996), melyből következtethetünk a komposztálás folyamatára, a végtermék stabilitására.

Epstein (1997) szerint a komposztálás biokémiai folyamatainak jellemzésére elsősorban az oxigén felhasználás és szén-dioxid termelés időbeli alakulása és a hőtermelés alkalmazható. Az *oxigénfogyasztás* és *szén-dioxid termelés* alapján történő stabilitás meghatározására és jellemzésére szolgál a 3. és 0.

3. táblázat Komposzt stabilitás mértéke az oxigénfogyasztás alapján (Epstein, 1997)

Oxigénfogyasztás (mg $O_2 \cdot g^{-1}$ szea $\cdot h^{-1}$)	**Értékelés**	**Jellemzői**
0 - 0,5	nagyon stabil	jól kezelt, nincs szaghatás nincs további bomlás
0,5 - 1,0	stabil	érett komposzt, min. szaghatás min. hatás a talaj C/N gazdálkodására
1,0 - 1,5	mérsékelten stabil	nem érett komposzt, min. szaghatás talajban nitrogén megkötést okozhat magas fitotoxikus hatás nem ajánlott magágy előkészítésben felhasználni
1,5 - 2,0	nem stabil, de már komposztálódott	nagyon éretlen komposzt magas szag és fitotoxikus hatás nem ajánlott magágy előkészítésben felhasználni
> 2,0	nyers szerves anyag	rendkívül stabilizálatlan nagyon magas szaghatás és fitotoxikus hatás nem javasolt a felhasználása

4. táblázat Komposzt stabilitás mértéke szén-dioxid termelés alapján (Epstein, 1997)

Szén-dioxid termelés (mg CO_2-C · g^{-1} komposzt C · d^{-1})	**Szén-dioxid termelés**[1] (g CO_2 · kg^{-1} komposzt C · d^{-1})	**Értékelés**	**Jellemzői**
<2	<0,54	nagyon stabil	jól kezelt nem bűzös, földszagú
2 – 5	0,54 – 1,36	stabil	érett komposzt min. hatás a talaj C/N gazdálkodására nem érett komposzt, kis bűz hatás
5 – 10	1,36 – 2,72	mérsékelten stabil	talajban nitrogén megkötést okozhat magas fitotoxikus hatás nem ajánlott magágy előkészítésben felhasználni
10 – 20	2,72 – 5,45	stabilizálatlan	nagyon éretlen komposzt magas bűz és fitotoxikus hatás nem ajánlott magágy előkészítésben felhasználni
> 20	> 5,45	nagyon stabilizálatlan	rendkívül stabilizálatlan nagyon magas bűz és fitotoxikus hatás nem javasolt a felhasználása

Az oxigénfogyasztási hányados (OUR) a lebontást végző biomassza aktivitásának mérőszáma. A pillanatnyi oxigénfogyasztás értéke függ a rendelkezésre álló szubsztrát mennyiségétől, minőségétől, és a környezeti feltételektől. Az oxigénfogyasztási hányados és összegzett értéke, a biológiai oxigénfogyasztás (BOI) egyaránt felhasználható a lebontási folyamat során a biomassza aktivitásának, valamint a szerves anyag degradációjának jellemzésre is. Az OUR és a BOI egyaránt a lebontást végző mikroorganizmusok oxigénfogyasztása alapján határozható meg. A kezelt anyag jellemzésére szolgáló degradációs tesztben optimalizált környezeti feltételek mellett vizsgálják az OUR-t, mely érték így csak a kezelt anyag minőségétől függ (Simon, 2001). Az oxigénfogyasztási hányadost a komposztálás területén is egyre szélesebb körben alkalmazzák (Stentiford, 1992; Hamelers, 1992), azonban a mérés végrehajtására nem áll rendelkezésre standard módszer.

Németországban és Ausztriában a komposzt érettségének megállapítására az AT_4 értéket használják, mely 4 nap alatti oxigénfogyasztást jelent. Értéke az osztrák és német komposzt minősítés előírásai alapján 5 mg O_2 · g^{-1} sza · 96 h^{-1}, míg az Európai Unió (2001) szabályozása alapján 10 mg O_2 · g^{-1} sza · 96 h^{-1}. Ezekben az országokban az AT_4 értéket használják fel a komposztok érettségének minősítésére is, ebben az esetben a határérték 20 mg O_2 · g^{-1} sza ·96 h^{-1}. Európában a 4 napos respirációs aktivitást (AT_4) és a közvetlen respirációs indexet (DRI)

[1] Átszámítva a kísérleteimben megadott g CO_2 · kg C^{-1} · d^{-1} mértékegységre.

javasolják a biohulladékok komposztálása esetén a komposzt stabilitás meghatározására (European Union, 2001).

A lebontott szerves anyag szén-dioxid formájában távozik a komposztálás során, így a keletkező szén-dioxid mennyiségével ugyancsak jellemezni lehet a komposzt stabilitását (Michel et al., 1993). Hue és Liu (1995) szerint 120 mg $CO_2 \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$ tekinthető határértékként 2-3 napos inkubációs idő átlagát alapul véve.

A *respirációt* általában a mikrobiológiai aktivitás mérőszámaként veszik figyelembe, ami megbízható, ismételhető, és tudományosan is elfogadott. A respirometria ezért széles körben használatos a mikroba aktivitás és a komposzt stabilitás meghatározásához. A respirációs indexek használata azért fontos, mert a jelenlegi és a jövőbeni szabályozás meghatározza és méri a hulladékok biológiai stabilitását az anyag respirációs aktivitására alapozva (Lasaridi és Stentiford, 1998). A respirációs indexek meghatározhatók a maximum értékből vagy a 24 órás mérés átlagértékéből, és megadhatók szárazanyagra vagy a szervesanyag-tartalomra vetítve. A respirációs méréseket 20°C-on mérik, nitrifikációs inhibitor alkalmazásával.

Szennyvízminták esetén a BOI_{20} értékével jellemzik a bonthatóságot, azonban szennyvíziszap minták esetében ettől nagyobb értékekkel (min. 40 nap) számolhatunk, így a BOI_{20} alkalmazása nem javasolt (Kárpáti, 2002). Wilson és Dalmat (1986) respirométere nem alkalmas stabilabb anyagok biológiai bonthatóságának meghatározására. Haug és Ellsworth (1991) egy állandó nyomású, szobahőmérsékleten tartott szén-dioxid megkötővel és szeparált oxidációs térrel ellátott respirométert fejlesztett ki, mely jól alkalmazható alacsony oxigénfogyasztás esetén. A magasabb hőmérsékleten (kb. 45°C) végzett mérés előnye, hogy a vizsgálat ideje lerövidül, és a nitrifikációból származó oxigénfogyasztás kevésbé zavaró hatású. 45°C körüli hőmérsékleten a nitrifikáció leállását tapasztalhatjuk. A komposzt anyagok minősítésére 20-40 napos vizsgálatok elegendők (Kárpáti, 2002). A respiráció mérésére napjainkban széles körben alkalmazzák az OxiTop® (WTW, Germany) rendszereket (Grigatti et al., 2007; Reuschenbach et al., 2003).

Gea és munkatársai (2004) több szerves hulladék – köztük a víztelenített nyers iszap és rothasztott iszap – OUR-t, statikus respirációs indexét (RI) és a respirációs hányadosát (RQ) vizsgálták. Megállapították, hogy a vizsgált módszerek közül a komposztok esetében legmegbízhatóbb eredményeket az OUR (más néven dinamikus (folyamatos levegőztetéssel) respirációs index) adott. Az RI index a komposztálás kezdeti szakaszában, a termofil szakaszban alacsonyabb értéket adott, mint az OUR, mely a statikus rendszerben (levegőztetés nélkül) jelentkező oxigéndiffúzió korlátozásának köszönhető. Az érés fázisában a statikus és dinamikus mutatók azonosak voltak. Az RQ értéke kevésbé változik a hőmérséklet és a hulladék minőség függvényében, így korlátozottan használható komposztok esetében.

A szennyvíziszap komposztálás irodalmát áttekintve láthatjuk, hogy az iszap biológiailag degradálható szervesanyag-tartalma (így előkezelésének mértéke) és szárazanyag-tartalma alapvetően meghatározza a komposztálás termodinamikai folyamatait, a végtermék higiénizációját. Haug (1980) és Kárpáti (2002) is megállapította, hogy a rothasztott szennyvíziszap önmagában nem komposztálható, mivel az iszapban lévő szerves anyag nem fedezi a komposztáláshoz és a szárításhoz szükséges energia mennyiségét. Az irodalomban viszont arra nem találunk információkat, hogy az anaerob előkezelés mértéke hogyan hat a komposztálás folyamatára. Célom a különböző mértékben anaerob úton kezelt iszapok komposztálhatóságának vizsgálata és a komposztálás folyamatának értékelése.

Laboratóriumi körülmények között kívánom előállítani a különböző mértékben anaerob úton degradált iszapokat. Így biztosítani tudom, hogy az alapanyag azonos legyen, csak a szerves anyag degradációjának mértékében legyenek különbségek. A komposztálás folyamatát az oxigénfogyasztás és a szén-dioxid termelés mérésével kívánom jellemezni. A mérési eredmények felhasználásával egységes értékelési rendszer (D%) segítségével kívánom összehasonlítani a szennyvíziszap anaerob és aerob degradálhatóságának mértékét.

Az anaerob előkezelés mértéke, a szennyvíziszap nedvességtartalma befolyásolja a komposztálás során felszabaduló energia mértékét, mely hatással van a higiénizációra. Vizsgálataim eredményeit felhasználva elméleti számítással kívánom bemutatni a szennyvíziszap szárazanyag-tartalmának és anaerob előkezelés mértékének (szervesanyag-tartalom) hatását a komposztálás energia mérlegére. A szennyvíziszap szárazanyag- és bontható szervesanyag-tartalma kihat a komposztálás során alkalmazandó, energetikai célú adalékanyag-igényre, mely hatással van a komposztáló telep méretezésére.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

Célkitűzéseim alapján első lépésben az anaerob előkezelés laboratóriumi módszerét dolgoztam ki annak érdekében, hogy különböző mértékben anaerob úton kezelt iszapokat tudjak előállítani. Ennek eredményeit felhasználva laboratóriumi kísérlettel vizsgáltam a különböző mértékben rothasztott iszapok komposztálhatóságát.

A kutatásaim során végzett kísérleteket az Eötvös József Főiskola Műszaki és Közgazdaságtudományi Karának Biotechnológia laboratóriumában végeztem az iszapminták tápanyag- és fémtartalmának meghatározása kivételével.

3.1. Felhasznált anyagok

A kutatásaim során végzett vizsgálatokhoz – az iszap tárolása okozta minőségi változás elkerülése miatt – különböző időpontban vett szennyvíziszap mintákkal dolgoztam. Az iszapminták minden esetben a Kecskeméti Szennyvíztisztító Telep eleveniszapos tisztítási technológiájából származtak.

3.1.1. Az anaerob előkezelés módszertani kísérlete során felhasznált anyagok

Oltóanyagként mindkét kísérletben az anaerob iszapstabilizálásból kikerülő rothasztott iszapot alkalmaztam. A szubsztrát minőségéből eredő hatások vizsgálata céljából az 1. kísérletben szubsztrátként kevert iszapot *(K)*, a 2. kísérletben fölös iszapot *(F1)* használtam.

Az iszapok száraz-, és szervesanyag-tartalmát, kémiai oxigén igényét, az oltóanyag metanogén aktivitását (továbbiakban: MA) az 5. táblázat mutatja.

5. táblázat Az iszapok anyagjellemzői

Iszap fajtája	sza (%)	szea (%)	KOI ($g \cdot kg^{-1}$ sza)	MA ($g\ CH_4$-KOI $\cdot g^{-1}$ szea $\cdot d^{-1}$)
rothasztott iszap *R0* (oltóanyag 1.)	16,83	68,02	901	0,0232
kevert iszap *K* (szubsztrát 1.)	23,86	69,91	1124	-
rothasztott iszap *R1* (oltóanyag 2.)	22,99	41,01	477	0,0284
fölös iszap *F1* (szubsztrát 2.)	15,25	83,93	1161	-

A kevert iszappal végzett kísérlet során alkalmazott iszapok tápanyag- és fémtartalmát mutatja az M4. melléklet 1. táblázata. A vizsgált komponensek esetében látható, hogy az iszapok fémtartalma nem haladta meg a 40/2008. (II. 26.) Korm. rendelet 4. számú melléklete szerint

megadott szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának felhasználására vonatkozó határértékeket. A fentiek alapján feltételezem, hogy az iszapok fémtartalma nem befolyásolja az anaerob lebontás folyamatát.

3.1.2. Az anaerob előkezelés és a komposztálás vizsgálata során felhasznált anyagok

A komposztálás vizsgálathoz első lépésben anaerob úton előállítottam a különböző mértékben rothasztott iszapokat. Ezekhez alapanyagként fölös iszapot (mint szubsztrát) és rothasztott iszapot (mint oltóanyag) alkalmaztam. Komposztálás során biztosítani kellett a megfelelő szerkezetet, melyet szalma hozzákeverésével oldottam meg. Az iszapok és szalma száraz- és szervesanyag-tartalmát, kémiai oxigén igényét és metanogén aktivitását mutatja a 6. táblázat.

6. táblázat Az iszapok anyagjellemzői

Iszap fajtája	**sza (%)**	**szea (%)**	**KOI ($g \cdot kg^{-1}$ sza)**	**MA ($g\ CH_4$-KOI $\cdot g^{-1}$ szea$\cdot d^{-1}$)**
rothasztott iszap *R2* (oltóanyag)	14,67	64,86	865	0,0229
fölös iszap *F2* (szubsztrát)	11,28	80,16	972	-
szalma *SZ* (szerkezetjavító anyag)	82,54	94,41	614	-

A kísérlet során alkalmazott iszapok tápanyag- és fémtartalmát mutatja az M4. melléklet 2. táblázata. A vizsgált komponensek esetében látható, hogy az iszapok fémtartalma nem haladta meg a határértékeket, így a fémtartalom vizsgálatával a továbbiakban nem foglalkoztam.

3.2. Anyagvizsgálati módszerek

A vizsgálatokhoz felhasznált szennyvíziszapok és szerkezetjavító adalékanyag jellemzésére meghatároztam azok anyagjellemzőit.

Száraz-, és szervesanyag-tartalom meghatározása

A minták szárazanyag-tartalmát és szervesanyag-tartalmát 105°C és 650°C hőmérsékleten, tömegállandóságig történő szárítással, illetve égetéssel határoztam meg. Az 5. és 6. táblázatban megadott értékek három mérési eredmény számtani átlaga.

Kémiai oxigén igény meghatározása

Az iszapok KOI értékének meghatározását az MSZ 21976-10:1982 szabvány szerint végeztem. A szárított, őrölt iszapminta szea-tartalma kénsavas közegben, Ag_2SO_4 katalizátor jelenlétében, forralás közben $K_2Cr_2O_7$ hatására oxidálódik. A $K_2Cr_2O_7$ fölösleget $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2$ mérőoldattal fenantrolin indikátor jelenlétében megtitráljuk. A szerves anyag-tartalom az oxidációra fogyott kálium-dikromát oldat térfogatával arányos. Az 5. és 6. táblázatban megadott értékek három mérési eredmény számtani átlaga.

Kémhatás meghatározása

Az iszapok kémhatását elektroanalitikai módszerrel, pH 340i WTW gyártmányú kézi pH/mV-mérőműszerrel ellenőriztem, amelyhez SenTix 41 típusú elektródot csatlakoztattam. Az általam használt elektróda alkalmas az iszapszerű anyagok közvetlen – kivonat készítése nélküli – pH mérésére.

Tápanyagok meghatározása

Az iszapminták összes nitrogéntartalmát az MSZ 318-18:1981 szabvány szerint végeztem. A szennyvíziszapból a nitrogén vegyületeket kénsavas roncsolással ammóniummá alakítjuk, majd lúgos desztillációt követően titráljuk.

A nitrogén-formák meghatározását az Alsó-Duna-völgyi Környezetvédelmi Felügyelőség laboratóriuma határozta meg. Az ammóniumion-tartalom meghatározása az MSZ 260-9:1988 szabvány, a nitrition-tartalom meghatározása az MSZ EN 26777:1998 szabvány, a nitrátion-meghatározása az MSZ 260-11:1971 szabvány szerint történt.

Az összes foszfortartalom meghatározása az MSZ 21470-50:1983 szabvány szerinti feltárást követően az MSZ EN 1189:1998 szabvány 3. pontja szerint fotometriás úton került meghatározásra.

Fémtartalom meghatározása

A toxikus fémtartalom meghatározását az Alsó-Duna-völgyi Környezetvédelmi Felügyelőség laboratóriuma végezte atomadszorpciós spektrofotometriás módszerrel az MSZ 318 (07, 08, 09, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 28):1983-1992) szabványsorozat előírásai alapján. A minták feltárása salétromsavas-hidrogén-peroxidos eleggyel történt. A higany és arzén mérése esetén Varian Spectra AA20 típusú műszert, a többi fém meghatározásánál Unicam Solar 939 típusú műszert használtak. A higany mérése során hideggőzös, az arzénnál hidridképzést, majd termikus atomizálás módszerét alkalmazták.

Oltóanyag metanogén aktivitásának meghatározása

Az anaerob lebontás vizsgálata során az oltóanyag – rothasztott iszap – biológiai jellemzése céljából meghatároztam a metanogén aktivitását, mely egységnyi szerves anyag mennyiségű oltóanyag maximális metántermelő aktivitását jelenti kémiai oxigénigényben kifejezve, egységnyi idő alatt.

A metántermelő aktivitást nyomásmérés elvén működő berendezéssel határoztam meg (M5. melléklet 1. kép). A vizsgálatot Biotechnion (1996) útmutatása szerint végeztem. A szubsztrátgrádiens csökkentése céljából folyékony fázisú kevert reaktort használtam. A keverést IS-6-VAR típusú induktív keverő berendezéssel biztosítottam. 1,5 dm^3-es üvegedénybe 5-6 g szerves anyagnyi mennyiségű rothasztott iszapot tettem, valamint szubsztrátként 36 cm^3, 100 g KOI · dm^{-3} koncentrációjú ecetsavat. Az ecetsavat $NaHCO_3$-tal semlegesítettem, így megakadályozva a kémhatás savas tartományba kerülését és a metántermelő mikroorganizmusok pusztulását. Az iszapban lévő mikrobák számára kedvező életfeltételeket biztosítottam, így 1,6 cm^3 makrotápoldatot, 0,8 cm^3 mikrotápoldatot és 0,16 g élesztőt adtam hozzá, majd az üvegedényeket 800 cm^3-re feltöltöttem. A makro- és mikrotápoldatok összetételét az M6. melléklet tartalmazza. A termelődött biogáz szén-dioxid tartalmát a fejtérben elhelyezett nátrium-hidroxid kapszulával megkötöttem ($2\ NaOH + CO_2 \rightarrow Na_2CO_3 + H_2O$), így nyomásváltozást már csak a metán okozott. A berendezés 15 percenként rögzítette a fejtérben lévő nyomást. A vizsgálat során a mezofil hőmérsékleti tartományt (35°C) termosztáttal biztosítottam.

3.3. Kísérlet beállítása

3.3.1. Az anaerob előkezelés módszertani kísérletének beállítása

A kísérlet célja olyan vizsgálati módszer kifejlesztése, mely során laboratóriumi körülmények között tudok előállítani különböző mértékben anaerob úton kezelt szennyvíziszapokat. A módszer fejlesztésénél az volt a célom, hogy az anaerob lebontás optimalizált körülmények között menjen végbe, valamint az iszapok közvetlenül felhasználhatók legyenek a komposztálás vizsgálatához. A szennyvíztisztító telepeken alkalmazott folyékony, folyamatos üzemű reaktorok ennek a célnak nem feleltek meg. Az iszap alacsony (3-5%-os) szárazanyag-tartalma miatt nagy reaktortérfogatokra lett volna szükség, amit az iszap elvétel és feladás, a keverés tovább nehezített volna. A folyékony szennyvíziszapot laboratóriumi körülmények között kellett volna vízteleníteni, melynek technikai feltételei nem voltak adottak. A fenti okok miatt esett a választásom a félszáraz, szakaszos üzemű kezelésre, mely módszert szennyvíziszap önálló kezelése esetén nem alkalmaznak.

Ez újabb kérdéseket vetett fel az anaerob lebontás optimalizálásának kérdésében. A szennyvíziszaphoz, mint szubsztráthoz oltóanyagot kellett kevernem, melynek optimális mennyiségét kísérletekkel kell meghatároznom. A szubsztrát minősége befolyásolja az alkalmazott oltóanyag mennyiségét is, így arra a kérdésre is választ szerettem volna kapni, hogy a szennyvíziszap minősége milyen módon befolyásolja az alkalmazandó oltóanyag arányt. A vizsgálataim során így szubsztrátként fölösiszapot és kevert iszapot használtam.

Az anaerob előkezelés oltóanyag arányának meghatározását félszáraz, szakaszos üzemű 6 dm^3 össztérfogatú reaktorsorozattal végeztem, amelyek a pH mérés során kialakuló zavaró hatás (reaktorok megnyitása) csökkentése érdekében 4 db, egyenként 1,5 dm^3 térfogatú párhuzamosan kapcsolt reaktorokból álltak. Az alkalmazott reaktorokat az M5. melléklet 2. képe mutatja.

A reaktorok gázgyűjtő zacskóhoz csatlakoztak, mely a termelődött biogázt gyűjtötte össze. Minden reaktorba azonos száraz szerves anyag mennyiségű iszapot tettem (350 g szea a kevert vagy a fölös iszap és a rothasztott iszap mennyisége), valamint a szárazanyag-tartalmat minden reaktorban azonos értékűre (K:R0 keveréknél, 18,6%, F1:R1 keveréknél 18,4%) állítottam be. Kísérleti változóként 7 különböző oltóanyag arányt vizsgáltam. A száraz szerves anyag mennyiségre vetített szubsztrát : oltóanyag (K:R0 és F1:R1) arányokat 1:0,5; 1:0,75; 1:1; 1:1,25; 1:1,5; 1:1,75 és 1:2 értékre állítottam be. A rothasztott iszap gáztermelésének levonása céljából „vak” reaktort is beállítottam (0:1 keverési arány). A reaktorokat állandó hőmérsékletű helységben 33°C-on tartottam.

A reaktorok fejterét a vizsgálat beállítása és a pH mérések után nitrogén gázzal öblítettem ki a levegő oxigénje által okozott zavaró hatások kiküszöbölése érdekében. A nitrogén gáz hígító hatását az adatok értékelésénél figyelembe vettem.

3.3.2. Az anaerob előkezelés kísérletének beállítása

A kísérleti célkitűzésem eléréséhez olyan különböző mértékben rothasztott iszapokra volt szükségem, amelyeknek ismerjük a szervesanyag-degradációjának mértékét. Szennyvíztisztító telepről ilyen iszapot nem tudtam beszerezni, így laboratóriumi körülmények között állítottam elő azt. A komposztálás vizsgálatához a különböző mértékben anaerob úton előkezelt iszapokat az anaerob előkezelés módszertani kísérletét felhasználva az alábbi módon állítottam elő. Ezzel a módszerrel előkezelt iszap közvetlenül felhasználható volt a komposztálás vizsgálatához, így lehetővé tette a víztelenítés és a tárolás elkerülését, mely hatással van a szennyvíziszap minőségére.

Az anaerob reaktor metántermelésének elősegítése érdekében a fölös iszaphoz, mint szubsztráthoz oltóanyagként rothasztott szennyvíziszapot adtam 1 : 1,25 keverési arányban, mely

arányt a módszertani kísérlet során határoztam meg. A fenti oltóanyag arány esetén, kísérleti eredményeim alapján, nem kell a rendszer elsavanyodásával és az anaerob lebontási folyamat fékezésével számolnom. A fölös iszap : rothasztott iszap keverékét 70 dm^3 térfogatú rozsdamentes acél reaktorba tettem (M5. melléklet 3. kép). A reaktor kialakítása – a külső fűtéstől eltekintve – azonos volt Brummeler és munkatársai (1991) által használt reaktoréval. A lebontási folyamat elősegítése érdekében a kezelés során keletkező csurgalékvizet a reaktor alján összegyűjtöttem, majd szivattyú segítségével visszaforgattam az iszap felületére. A maximális tartózkodási időtartamot az alacsony szárazanyag-tartalmú mezofil iszaprothasztókra jellemző szokásos időtartamnál hosszabbra választottam, mivel azonos degradáció eléréséhez a félszáraz, szakaszos üzemű kezelésnél hosszabb kezelési időtartammal kell számolnunk. A reaktort állandó hőmérsékletű helységben 34°C-on tartottam.

A reaktorból 0 – 10 – 20 – 30 – 40 napos tartózkodási idő után vettem ki mintát, melynek egy részét a komposztálás vizsgálatához használtam fel, másik részéből a sza-, szea-tartalmat, KOI-t és összes N-tartalmat határoztam meg.

3.3.3. Komposztálás kísérletének beállítása

A komposztálás vizsgálatához a laboratóriumi körülmények között előállított, különböző mértékben kirothasztott (0 – 10 – 20 – 30 – 40 d tartózkodási idő) szennyvíziszap mintákat használtam fel.

Az aerob degradációs tesztben a lebontás feltételeit optimalizáltam, iszapok szerkezetjavítása céljából szalmát adagoltam oly módon, hogy egységnyi szárazanyagnyi mennyiségű iszaphoz 1,5 egységnyi szárazanyag szalmát adtam. A fenti iszap : szalma arányt Simon (1998) munkája alapján határoztam meg, mivel ezen keverési arány esetén a szerkezet nem limitálja az oxigénfogyasztást. A reaktorok nedvességtartalmát hetente ellenőriztem és pótoltam az elpárolgott vizet.

3.4. Mérési módszer

3.4.1. Az anaerob előkezelés módszertani kísérletének mérési módszere

A vizsgálat során termelődött biogáz mennyiségét Schlumberger „A1” típusú vizes gázórával mértem. A biogáz metántartalmának meghatározását Fisher & Rosemont BINOS 104 típusú precíziós gázelemző berendezéssel végeztem. A gázelemző infravörös spektroszkópia (IR) elvén határozza meg a gáz metántartalmát. A reaktorok által termelt biogáz mennyiségét és

metántartalmat a vizsgálat első hetében minden nap, a következőkben két- és háromnaponta mértem.

3.4.2. Az anaerob előkezelés kísérletének mérési módszere

A különböző mértékben anaerob úton előkezelt iszapok előállítása során is mértem a keletkező biogáz mennyiségét és metántartalmát annak érdekében, hogy szerves anyag degradációban is meg tudjam adni az előkezelés mértékét.

Az anaerob reaktorban keletkező biogázt Schlumberger „A1" típusú vizes gázórával mértem. A keletkező biogáz metán tartalmát a komposztálást modellező kísérleti berendezéshez kapcsoltam annak érdekében, hogy annak gázanalizátorával mérni tudjam a metántartalmat (M5. melléklet 4. kép). A biogáz-analizátor kettős hasznosításának céljából összekapcsolt anaerob – aerob kísérleti berendezés folyamatábráját mutatja az M7. melléklet. Az anaerob reaktor biogáz-termelésének mintázása során az aerob reaktorokat elzáró szelepek segítségével kiiktattam a mérőkörből, majd a reaktor fejterében lévő biogázt az anaerob mérőkörön keresztül szivattyúval recirkuláltattam a biogáz analizátoron keresztül a reaktorba. A gázkoncentráció állandósulása után mért koncentrációkat korrigáltam a műszertérfogattal.

3.4.3. Komposztálás kísérletének mérési módszere

A komposztálás vizsgálatát egy egyedileg fejlesztett berendezéssel végezem. A berendezés egy izotermikus rendszerű szimuláció, ahol a hőmérséklet állandó. A kívánt hőmérséklet szinten tartása külső forrás segítségével történik, amely számítógépes hőmérsékletcsatolással fűti a rendszert. Ez a szimuláció kitűnően alkalmazható a hőmérséklet és a nyersanyagok lebontása közötti összefüggés elemzésére (Suler és Finstein, 1977).

A berendezés segítségével a biológiai oxigénfogyasztás és szén-dioxid termelés pillanatnyi értékét lehet meghatározni négy egyidejűleg párhuzamosan üzemeltetett reaktorban. A vizsgálandó mintát egyenként 6 dm^3 térfogatú rozsdamentes acél anyagú reaktorba tettem, mely karima segítségével zárható (M5. melléklet 5. kép). A reaktorba kerülő anyag megtámasztását perforált lemez biztosítja.

A bevezetett levegőt – szárító hatásának csökkentése érdekében – vízen átvezetve nedvességgel telítettem. A lebontáshoz szükséges levegő vagy gázkeverék a reaktor alján került bevezetésre, a lezáró fedélnél lévő csonkon pedig kivezetésre, majd egy keringtető szivattyú (KNF Laboport N86) segítségével visszaforgatásra. A lebontáshoz szükséges oxigént légkompresszor biztosította. A reaktorok hőszigetelt szekrényben kerültek elhelyezésre, amelyek hőmérséklet-

szabályzókkal voltak ellátva. A szükséges hőmérsékletet a szekrényben elhelyezett elektromos hősugárzók biztosították. A reaktorban lévő hőmérsékletet ellenállás-hőmérő mérte. A kísérlet során a reaktorok hőmérsékletét minimum 50°C-ra állítottam be és a reaktorok hőmérséklete nem haladta meg a 60°C-ot.

A reaktorból távozó levegő mágnesszelepeken (Brooks 58550E) keresztül került a gázanalizáló műszerre (Fisher & Rosemont BINOS 104). Mérés előtt a gáz hűtőn (Peltier-cooler ECP-1000-G) és porszűrőn került kondicionálásra. Mértem a távozó gáz oxigén és szén-dioxid tartalmát, amely segítségével a levegőáram ismeretében a lebontás oxigénfogyasztását és szén-dioxid termelését meghatároztam. Az oxigénmérés elektrokémiai módszerrel, galván cella elve alapján történt. A szén-dioxid tartalom mérés fotometriás úton, infravörös optikai (NDIR) módszerrel került meghatározásra.

Egy reaktor mintázási periódusa negyed óra, így minden reaktor mérésre került óránként. A kísérleti berendezést számítógép segítségével folyamatirányító és adatgyűjtő szoftver (Advantech Genie) vezérelte, mely segítségével az oxigénkoncentráció tetszőleges szinten tartható a reaktorokban. Alacsony oxigénfogyasztás esetén a minimális gázáram biztosítása nitrogéngáz adagolásával történt. Vizsgálataim során állandó 15%-os oxigénkoncentrációt biztosítottam az oxigénfogyasztás mértékétől függetlenül.

3.5. Számítási és méretezési módszerek

3.5.1. Metántermelés számítása

Anaerob lebontás során a szennyvíziszapokat reaktorokba helyeztem. A reaktorban elhelyezett anyagmennyiségek függvényében változott a reaktorok fejtérfogata a különböző oltóanyag arányok esetében. A fejtérfogat a biogáz tényleges metántartalmára hígító hatással van, így a mérési eredmények feldolgozásánál azt figyelembe vettem.

A biogáz metántartalmát a fejtér korrekció figyelembevételével az alábbi képlet alapján számítottam:

$$c_{CH4\ korr\ n} = ((c_{CH4\ n} \cdot (V_{biogáz} + V_{fej})) - (c_{CH4\ n-1} \cdot V_{fej})) / V_{biogáz}, \text{ ahol} \qquad (6)$$

$c_{CH4\ korr\ n}$: biogáz metántartalma a fejtér hígító hatásával korrigálva az n-edik napon (%)

$c_{CH4\ n}$: biogáz metántartalma az n-edik napon (%)

$c_{CH4\ n-1}$: biogáz metántartalma az n-1-edik napon (%)

$V_{biogáz}$: termelődött biogáz mennyisége (dm^3)

V_{fej}: adott reaktorban a fejtérfogat (dm^3)

Kémhatás mérése esetén a 4 db sorosan kapcsolt reaktorból csak az egyik reaktort nyitottam meg, majd a mérést követően a fejterét nitrogén gázzal öblítettem át. Így a *(6)* egyenlet az alábbiak szerint módosult:

$$c_{CH4\ korr\ n} = ((c_{CH4} \cdot (V_{biogáz} + V_{fej})) - (c_{CH4\ n-1} \cdot 0{,}75 \cdot V_{fej})) / V_{biogáz}, \text{ ahol} \qquad (7)$$

0,75: nitrogén gázzal történő öblítés miatti hígítás szorzó értéke

A reaktor pillanatnyi (időegység alatt termelődött) metántermelését az alábbi képlettel számítottam:

$$Q_{CH4} = (V_{biogáz} / \Delta t) \cdot (c_{CH4\ korr\ n} / 100), \text{ ahol} \qquad (8)$$

Q_{CH4}: egységnyi idő alatt termelődött metán térfogata ($dm^3 \cdot d^{-1}$)

Δt: két mérés között eltelt idő (d)

A különböző iszapok (*K* vagy F_i = *F1* vagy *F2*), a keverési arányok, valamint a szakirodalmi adatok összehasonlíthatósága érdekében a szubsztrátok metántermelését az oltóanyag metántermelése nélkül adtam meg egységnyi szerves anyagnyi mennyiségre vonatkoztatva:

$$Q_{CH4\ Fi\ vagy\ K} = (Q_{CH4} - (Q_{CH4\ Ri} \cdot m_{Ri}\ )\ ) / m_{Fi\ vagy\ K}, \text{ ahol} \qquad (9)$$

$Q_{CH4\ Fi\ vagy\ K}$: egységnyi szerves anyagnyi (szea) mennyiségű fölösiszap vagy kevert iszap metántermelése egységnyi idő alatt ($dm^3 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot d^{-1}$)

$Q_{CH4\ Ri}$: egységnyi szerves anyagnyi mennyiségű rothasztott iszap metántermelése egységnyi idő alatt ($dm^3 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot d^{-1}$)

m_{Ri}: rothasztott iszap szerves anyagának tömege a reaktorban (kg)

$m_{Fi\ vagy\ K}$: fölösiszap vagy kevert iszap szerves anyagának tömege a reaktorban (kg)

Az így kiszámolt metán mennyisége a kísérlet során alkalmazott hőmérsékletre (33-34°C-ra) érvényes, így Gay-Lussac I. törvényét alkalmazva átszámítottam normál hőmérsékletre (0°C-ra).

$$Q_{CH4\ Fi\ vagy\ K\ norm} = (Q_{CH4\ Fi\ vagy\ K} \cdot T_{normál}\ ) / T_{mért}, \text{ ahol} \qquad (10)$$

$Q_{CH4\ Fi\ vagy\ K\ norm}$: egységnyi szea mennyiségű fölösiszap vagy kevert iszap metántermelése normál hőmérsékleten egységnyi idő alatt ($Ndm^3 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot d^{-1}$)

$T_{normál}$: normál hőmérséklet (0 °C = 273,15 K)

$T_{mért}$: vizsgálat során a hőmérséklet (K)

Az összegzett metántermelés számítása az alábbi képlettel történt:

$\sum Q_{CH4\ Fi\ vagy\ K\ norm} = \sum (Q_{CH4\ Fi\ vagy\ K\ norm} \cdot \Delta t)$, ahol *(11)*

$\sum Q_{CH4\ Fi\ vagy\ K\ norm}$: egységnyi szea mennyiségű fölösiszap vagy kevert iszap összegzett metántermelése normál hőmérsékleten ($Ndm^3 \cdot kg^{-1}$ szea)

Anaerob lebontás esetén a szubsztrátként szolgáló szerves anyagból metán képződik, amelynek KOI-ban kifejezett mennyisége megegyezik az eltávolított szerves anyag KOI értékével (Lettinga és Hulshoff Pol, 1990).

$CH_4 + 2O_2 \rightarrow CO_2 + 2H_2O$ szerint *(12)*

1 mol normál állapotú metán gáz térfogata 22,41 dm^3, mely oxidálásához 2 mol, azaz 64 g oxigén gáz szükséges, tehát 1 dm^3 CH_4 = 2,86 g CH_4–KOI-nak felel meg. Így a metántermelés átszámítása KOI-ban az alábbi képlet alapján történik:

$Q_{CH4\text{-}KOI\ Fi\ vagy\ K} = Q_{CH4\ Fi\ vagy\ K\ norm} \cdot 2{,}86$, ahol *(13)*

$Q_{CH4\text{-}KOI\ Fi\ vagy\ K}$: egységnyi szea mennyiségű fölösiszap vagy kevert iszap metántermelése KOI-ban kifejezve (g CH_4-KOI $\cdot$ g^{-1} szea $\cdot$ d^{-1})

Az anaerob kezelés során eltávolított szerves anyag mennyiségét a termelődő, KOI-ban megadott metán összegzett mennyiségének mérésével határoztam meg az idő függvényében (T). A szerves anyag degradációjának mértékét az alábbi képlet szerint határoztam meg:

$D_T\ \% = (\sum Q_{CH4\text{-}KOI\ Fi\ vagy\ K} / iszap\ KOI) \cdot 100$ *(14)*

Az anaerob előkezelés vizsgálata során a reaktortérfogatra vonatkoztatott metántermelés esetén az oltóanyag metántermelését nem vontam le, azonban a teljes iszapmennyiség térfogatára vonatkoztattam az eredményeket. *(9)* egyenlet helyett a *(15)* képlettel számítottam az egységnyi reaktortérfogatra vonatkoztatott metántermelést, majd ezt követően az *(10)* és *(11)* képlet felhasználásával számoltam a pillanatnyi és összegzett egységnyi reaktortérfogatra vonatkoztatott metántermelést.

$Q_{CH4\text{-}V} = Q_{CH4} / V_{iszap}$, ahol *(15)*

$Q_{CH4\text{-}V}$: egységnyi idő alatt termelődött metán térfogata egységnyi reaktortérfogatra vonatkoztatva ($dm^3 \cdot dm^{-3} \cdot d^{-1}$)

V_{iszap}: szubsztrátként használt iszap (kevert iszap vagy fölösiszap) és a rothasztott iszap térfogata (dm^3)

3.5.2. Metanogén aktivitás értékének számítása

Szakaszos, úgynevezett batch rendszerekben a mikrobák szaporodásában négy tipikus fázist különböztethetünk meg: a lag-fázist, a log-fázist, az állandó (stacioner) fázist és a csökkenő (elhaló) fázist (Crueger és Crueger, 1987). A lag-fázisban a sejtszám nem változik, a biomassza változatlan marad. A log-fázisban a mikroorganizmusok adaptálódtak a körülményekhez és gyors növekedésnek indulnak. Ha a szubsztrát feleslegben van, akkor mikrobák növekedési sebessége eléri a maximumot. A stacioner fázisban a biomassza lassan növekedhet vagy állandó marad, a tápanyagok metabolizálódnak. A csökkenő fázisban a biomassza energiatartaléka elfogy, a mikroorganizmusok elpusztulnak. Tehát a maximális metántermelést, így a metanogén aktivitást is a log- és az állandó fázisban mérhetjük.

A metanogén aktivitást a fejtér nyomásváltozás mérésének módszerével határoztam meg. A nyomásváltozásból az időegység alatt termelődött, normál hőmérsékletre és nyomásra vonatkoztatott metán mennyiségét Boyle-Mariotte- és Gay-Lussac I. törvénye alapján számítottam ki. Az így kapott metán mennyiséget átszámítottam kémiai oxigén igényre *(13)*, majd kiszámítottam az összegzett metántermelést is *(11)*.

Az aktivitás teszt meghatározása során számolnunk kell a metanogén oltóanyag szaporodásával is, mely az aktivitás értékének növekedését eredményezi. A fenti hiba kiküszöbölése céljából a *(16)* képlettel kiszámítottam a metanogén aktivitás értékét, majd meghatároztam a mérési eredményekből számított, összegzett metántermelések felhasználásával az eltérés négyzetösszegét (hibát) *(17)*.

$$MA = -(MA_0 / \mu_{max}) \times (1 - e^{(\mu max * t)}), \text{ ahol} \qquad (16)$$

MA: metanogén aktivitás értéke a mérési intervallumban (g CH_4-KOI · g^{-1} szea · d^{-1})

MA_0: metanogén aktivitás kezdeti értéke (g CH_4-KOI · g^{-1} szea · d^{-1})

μ_{max}: biomassza maximális növekedési sebessége (d^{-1})

t: idő (d)

$$HIBA = \sum (Q_{normál\ T,p,\ KOI} - \Delta MA)^2, \text{ ahol} \qquad (17)$$

$Q_{normál\ T,p,\ KOI}$: normál hőmérsékletre és nyomásra vonatkoztatott, KOI-ban, egységnyi szerves anyagra vonatkoztatott metántermelés egységnyi idő alatt (g CH_4-KOI · g^{-1} szea · d^{-1})

ΔMA: metanogén aktivitás értéke időegység alatt (g CH_4-KOI · g^{-1} szea · d^{-1})

A *HIBA* összegét és az MA_0 értékét az Excel program Solver funkciójával közelítettem, úgy hogy a *HIBA* értéke minimális legyen. Továbbiakban az így kiszámított *MA* értékkel számoltam, mely figyelembe veszi a biomassza szaporodását is.

3.5.3. Szervesanyag-veszteség és szén / nitrogén arány számítása

A szerves anyag veszteség az alábbi összefüggés szerint számolható (Alkoaik et al., 2011):

$OM\text{-}loss = 100 - 100[(X_1 \times szea_2) / (X_2 \times szea_1)]$, ahol *(18)*

X_1: kezdeti hamu koncentráció (%)

X_2: végső hamu koncentráció (%)

$szea_1$: kezdeti szerves anyag koncentráció (%)

$szea_2$: végső szerves anyag koncentráció (%)

TOC mérőműszer hiányában az alapanyagok szerves széntartalmának mérésére nem volt lehetőségem, így értékét az alábbi képlettel becsültem (Hoyos et al., 2002):

$C_{OC} = szea\ (\%) \cdot 10 / 1{,}8$, ahol *(19)*

Coc: szerves széntartalom (g C $\cdot$ kg^{-1} sza)

A szerves széntartalom az MSZ 21976-10:1982 szabvány alapján a KOI-ból is számítható (egyszerűsítést alkalmazva) az alábbi képlet alapján:

$C_{OC} = KOI \cdot 0{,}375$, ahol *(20)*

KOI: iszap kémiai oxigén igénye (g O_2 $\cdot$ kg^{-1} sza)

3.5.4. Oxigénfogyasztás és szén-dioxid termelés számítása

A komposztálást modellező berendezést a Genie nevű szoftver vezérli. A szoftver az óránkénti oxigénfogyasztást a reaktorba bemenő és onnan távozó oxigén mennyiségéből számítja ki, mely egységnyi száraz vagy szerves anyagra vetítve adható meg:

$OUR = ((q_{lev} \cdot 10) \cdot 0{,}21) - (q_{lev} \cdot 10) \cdot (C_{O2} / 100) / m_{sza}$ (vagy m_{szea}), ahol *(21)*

OUR: oxigénfogyasztás egységnyi száraz- vagy szerves anyagra vonatkoztatva ($dm^3 \cdot kg^{-1}$ sza (vagy kg szea) $\cdot h^{-1}$)

q_{lev}: levegő áramlásszabályzó szelepének visszajelzése (dm^3)

C_{O2}: kimenő gáz oxigén tartalma (%)

m_{sza}: komposztálandó iszap száraz anyag tömege (kg)

m_{szea}: komposztálandó iszap szerves anyag tömege (kg)

A szerves anyag lebontásának jellemzéséhez az oxigénfogyasztást gramm mértékegységben célszerű megadni, mely 20°C-os kimenő gázhőmérséklet esetén az alábbi képlettel számítható:

$$OUR_m = OUR \cdot 1{,}3306, \text{ ahol} \qquad (22)$$

OUR_m: oxigénfogyasztás egységnyi száraz- vagy szerves anyagra vonatkoztatva ($g\ O_2 \cdot kg^{-1}$ sza (vagy kg szea) $\cdot h^{-1}$)

1,3306: 20°C-os oxigén gáz átszámítási szorzója térfogatról grammra

Az aerob lebontást a biokémiai oxigénigénnyel (BOI) jellemeztem, amely megadja a mikroszervezetek közreműködésével történő lebontáshoz felhasznált időben (T) összegzett oxigénfogyasztást (∑OUR).

$$BOI_T = \sum_{i=1}^{T} OUR \qquad (23)$$

Az aerob degradáció mértékét (D_T%) a kísérleti berendezéssel mért oxigénfogyasztás és az iszap KOI-nak az ismeretében számíthatjuk:

$$D_T\% = (BOI_T / \text{iszap KOI}) \cdot 100 \qquad (24)$$

Az aerob lebontási folyamat jellemzésére megadtam az iszapok szén-dioxid termelését is az alábbi képlet szerint:

$$Q_{CO2} = (q_{lev} \cdot 10) \cdot (C_{CO2} / 100) / m_{sza} \text{ (vagy } m_{szea}\text{)}, \text{ ahol} \qquad (25)$$

Q_{CO2}: szén-dioxid termelés egységnyi száraz vagy szerves anyagra vonatkoztatva ($dm^3 \cdot kg^{-1}$ sza (vagy kg szea) $\cdot h^{-1}$)

C_{CO2}: kimenő gáz szén-dioxid tartalma (%)

A respiráció értékének számításához a szén-dioxid termelést is gramm mértékegységben kell megadni, mely 20°C-os kimenő gázhőmérséklet esetén az alábbi képlettel számítható:

$CO_{2m} = CO_2 \cdot 1{,}8294$, ahol *(26)*

CO_{2m}: szén-dioxid egységnyi száraz- vagy szerves anyagra vonatkoztatva (g $CO_2 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot h^{-1}$)

1,8294: 20°C-os szén-dioxid gáz átszámítási szorzója térfogatról grammra

3.5.5. Komposztálás energiamérlegének számítása

Az anaerob előkezelés komposztálásra tett hatását egyszerűsített energiamérleggel és a komposztáló telep méretezésére irányuló számításokkal vizsgáltam. Első lépésként a komposztálás egyszerűsített energiamérlegének felállításával – energiapótló adalékanyag használata nélkül – vizsgáltam az előkezelés hatását a végtermék sza-tartalom növelésére és a termofil szakasz fenntarthatóságára.

Az egységnyi mennyiségű levegővel eltávolítható víz mennyiségét a prizmába belépő és távozó levegő eltérő hőmérsékleteihez tartozó páratelítettségi értékeinek különbsége alapján számítottam ki.

A felesleges víz elpárologtatásához szükséges levegő mennyiségét az alábbi összefüggés szerint határoztam meg *(27)*:

Felesleges víz elpárologtatásához szükséges levegő mennyisége = (iszapból elpárologtatott víz mennyisége + biokémiai lebontás során keletkező víz mennyisége) / (kimenő gáz hőmérsékletéhez tartozó telítési páratartalom – bemenő gáz hőmérsékletéhez tartozó telítési páratartalom) *(27)*

A komposztálás során keletkező energiaveszteségek meghatározását Haug (1980) munkája alapján végeztem. Az energiamérleg bevételi oldalán a szerves anyag lebontása során felszabaduló energia *($E_{felszab.}$)* szerepel, a kiadási oldalán az energiaveszteségek ($E_{veszteség}$) találhatók. A felszabaduló energiát a laboratóriumi kísérleteink keretében meghatározott oxigénfogyasztás és a szennyvíziszapra megadott 14 000 kJ $\cdot kg^{-1}$ O_2 (Finstein és Hogan, 1992) fajlagos energiatermelés alapján számoltam *(28)*.

$E_{felszab.} = 14\,000\ kJ \cdot kg^{-1}\ O_2 \cdot BOI_T\ (kg\ O_2 \cdot kg^{-1}\ sza)$ *(28)*

Az energiaveszteségek meghatározásánál Haug (1980) módszere szerint kiszámítottam, a konvektív hőveszteségeket: a szilárd anyag felfűtésének energiaigényét *(29)*, a párolgás hőigényét *(30)*, a pára *(31)* és a száraz levegő felfűtésének energiaigényét *(32)*. A számítást egységnyi mennyiségű levegőre vetítve az alábbi összefüggések alapján végeztem:

$$q_s = c_{keverék} \cdot \Delta T \qquad (29)$$

$$q_v = W_{el} \cdot L_p \qquad (30)$$

$$q_w = (W_{el} + W_{5°C}) \cdot c_{v,víz} \cdot \Delta T \qquad (31)$$

$$q_a = c_{v,\ levegő} \cdot \Delta T, \text{ ahol} \qquad (32)$$

$c_{keverék}$: keverék szárazanyag-tartalomtól függő fajhője (1,046 kJ · kg^{-1} · °C^{-1})

ΔT: belépő (5°C) és kilépő gáz (55°C) hőmérséklet különbsége

W_{el}: egységnyi száraz levegővel elszállítható víz mennyisége (5°C-on 0,110 kg víz · kg^{-1} száraz levegő)

L_p: a víz párolgási hőigénye (55°C-on 2370,3 kJ · kg^{-1} víz)

$W_{5°C}$: 5°C-on az egységnyi száraz levegővel elszállítható víz mennyisége (0,006 kg víz·kg^{-1} száraz levegő)

$c_{v,víz}$: a vízgőz fajhője (1,386 kJ · kg^{-1} · °C^{-1})

$c_{v,\ levegő}$: a levegő fajhője (0,712 kJ · kg^{-1} · °C^{-1})

Az energiamérleg számításának pontosítása érdekében figyelembe vettem a komposzt konduktív *(1)* és sugárzási *(3)* hőveszteségét is (Haug, 1980).
Az energia veszteség ($E_{veszteség}$) így az alábbi képlettel számítható:

$$E_{veszteség} = q_s + q_v + q_w + q_a + q_r + q_k \qquad (33)$$

Az energiamérleg-számításokat egységnyi mennyiségű (sza) iszapra vetítve végeztem. Meghatároztam a végtermék célzott sza-tartalmának eléréséhez szükséges egységnyi anyagmennyiségre vetített összegzett levegőáramot. A pillanatnyi levegőáramot azzal a feltételezéssel határoztam meg, hogy annak jellege megegyezik a laboratóriumi mérések keretében meghatározott sztöchiometrikus oxigénfogyasztás időbeli változásával. A pillanatnyi levegőáramot a biológiai folyamatokat leíró elsőrendű reakciókinetikai függvénykapcsolattal határoztam meg. A felesleges víz eltávolításához szükséges maximális levegőmennyiség és a reakciósebességi állandók *(k)* figyelembevételével az időben összegzett levegőigény értékek

differenciáltjaiként határoztam meg a pillanatnyi levegőigényt. Az így kapott értékek és az összegzett egységnyi levegőre vetített energiaigény *(30+31+32)* szorzataként határoztam meg az egységnyi (sza) iszapra vetített levegőztetés hőveszteségeit.

A komposztprizma egységnyi mennyiségű (sza) tömegére vonatkoztatott sugárzási és konduktív hőveszteségeit 5 m talpszélességű, 3 m magasságú, háromszög keresztmetszetű prizmára számítottam ki.

Az anaerob előkezelés a további komposztálás és szárítás befolyásoló hatásának értékelésére kiszámítottam a Haug (1980) által javasolt elméleti W_t értéket. Számításunkban Haugtól eltérően – mivel laboratóriumi kísérletemben az egységnyi kezelt anyagra vetített bontható szerves anyag tömeg helyett annak BOI értékét határoztam meg – a W értéket a bontható szerves anyag oxidációjához felhasznált egységnyi oxigénre jutó felszabaduló energia (14 000 kJ/kg O_2 (Finstein et al., 1992)) és a víztartalomra vonatkoztatott energiaigény hányadosaként definiáltam. A számított *W* érték meghatározásánál Haug számítási módszerét kiegészítettem a prizma sugárzási *(q_r)* és konduktív *(q_k)* hőveszteségével.

Meghatároztam 5 és 20°C külső hőmérsékletre azt az elméleti W_t értéket, amely megadja a víznek és az oxigénfogyasztásban (BOI) mért bontható szerves anyagnak az arányát annak figyelembe vételével, hogy az átlagosnak tekinthető 20% sza-tartalmú iszap a komposztálás eredményeként 60% sza-tartalmú legyen:

W_t = egységnyi oxigénfogyasztásban mért szerves anyag lebontásából felszabaduló energia (14 000 kJ · kg O_2^{-1}) / komposztálás és szárítás víztartalomra vetített fajlagos energiaigénye (számított érték = 1949 kJ/kg víz 5°C-on) *(34)*

A különböző mértékben előkezelt eltérő szárazanyag-tartalmú minták *W* értékeit az egységnyi BOI értékre jutó víztartalom alapján a következők szerint határoztam meg:

W = víz tömege (kg H_2O · kg^{-1} sza) / BOI_{25} (kg O_2 · kg^{-1} sza) *(35)*

A számított *W* értékeket az elméletihez viszonyítva vizsgáltam, hogy a lebontásból elegendő energia szabadul-e fel a felfűtésre és a felesleges víz elpárologtatáshoz. $W \leq W_t$ esetén biztosított (Haug, 1980), hogy kellő folyamat optimalizálás és a csapadék kizárása esetén megfelelő hőmérsékletnövekedésre és sza-tartalom elérésére számíthatunk.

3.5.6. Komposztálás méretezése

A komposztálás méretezését Haug (1986a,b,c,d) útmutatása szerint végeztem. A módszer lényege, hogy a komposztálásnál felhasznált alapanyagok (iszap és adalékanyag) jellemzői (sza- és szea-tartalom, biológiailag lebontható szea-tartalom) figyelembevételével meghatározhatjuk az energia és szerkezetjavítás céljából szükséges adalékanyagnak és az induló sza-tartalom (40%) szabályozást célzó kész komposzt visszaforgatásának arányát.

A méretezés során meghatároztam a különböző mértékben előkezelt iszapok komposztálása során jelentkező anyagáramokat egységnyi iszap száraz anyag mennyiségű kezelendő iszapra vetítve.

A Haug (1980) által javasolt összefüggés alapján külön-külön meghatároztam a szennyvíziszap és szalma, a szennyvíziszap, szalma és visszaforgatott komposzt és a kész komposzt halmazsűrűségét *(36)* és ennek alapján az egységnyi (sza) mennyiségű anyagok térfogatát *(37)*.

$m = c / (sza / 100)$, ahol *(36)*

$m_{c,\,m,\,p}$: a vizsgált anyag (szennyvíziszap és szalma (m_c), a szennyvíziszap, szalma és visszaforgatott komposzt (m_m) és a kész komposzt (m_p)) halmazsűrűsége

c: anyagszerkezettől függő állandó, c=0,3

sza: a vizsgált anyag sza-tartalma (%)

$V_{c,\,m,\,p} = M_{c,\,m,\,p} / m_{c,\,m,\,p}$, ahol *(37)*

$V_{c,\,m,\,p}$: egységnyi száraz anyag mennyiségű szennyvíziszap és szalma *(V_c)*, szennyvíziszap, szalma és visszaforgatott komposzt *(V_m)* és kész komposzt *(V_p)* térfogata

$M_{c,\,m,\,p}$: szennyvíziszap és szalma *(M_c)*, szennyvíziszap, szalma és visszaforgatott komposzt *(M_m)* és kész komposzt *(M_p)* nedves tömege

Ezt követően meghatároztam a szennyvíziszap és szalma keverékének hozamát *(Q_{m1})*, a szennyvíziszap, szalma és a visszaforgatott komposzt keverékének hozamát *(Q_{m2})*, a visszaforgatott komposzt hozamát *(q)* és a kész komposzt hozamát *(Q_p)*.

$Q_{m1} = x_c \cdot V_c$ *(38)*

$Q_{m2} = x_c \cdot V_m$ *(39)*

$q = Q_{m2} - Q_{m1}$ *(40)*

$Q_p = x_c \cdot V_p$, ahol *(41)*

Q_{m1}: komposztálandó szennyvíziszap és szalma hozama ($m^3 \cdot h^{-1}$)

Q_{m2}: komposztálandó szennyvíziszap és szalma hozama a recirkuláltatott komposzttal ($m^3 \cdot h^{-1}$)

q: recirkuláltatott komposzt hozama ($m^3 \cdot h^{-1}$)

Q_p: kész komposzt hozama ($m^3 \cdot h^{-1}$)

x_c: naponta feldolgozandó szennyvíziszap mennyisége (példámban 1t sza $\cdot$ d^{-1})

A komposztálás térfogatigényének meghatározása során a sza tartózkodási idejét (SRT) 60 napra vettem fel (Haug, 1986b). A hidraulikus tartózkodási időt (HRT), mely a komposztálandó anyag egyszeri áthaladási idejét jelenti, figyelembe véve a komposztálás során bekövetkező térfogatváltozást az alábbi képlet alapján számítható ki:

$$V = SRT \cdot \left(\frac{Q_{m1}+Q_p-q}{2}\right) \qquad (42)$$

$$HRT = \frac{V}{\frac{Q_{m2}+Q_p}{2}}, \text{ ahol} \qquad (43)$$

V: a komposztáló telep térfogatigénye (összes prizma- vagy reaktortérfogat)

3.5.7. Statisztikai adatelemzés

Az anaerob kezelés mérési eredményeire logisztikus függvénykapcsolatot *(44)* illesztettem SPSS 14.0 szoftverrel.

$$CH_{4T}\% = CH_{4max} / (1 + e^{-k(t-t0)}) \qquad (44)$$

$$D_T\% = D_{max} / (1 + e^{-k(t-t0)}) \qquad (45)$$

Az oltóanyagként és szubsztrátként szolgáló iszapokat hűtve tárolás után használtam fel a vizsgálatokhoz, így a függvénykapcsolat megválasztásánál a kezdeti lag fázissal is számolni kellett. Az optimális oltóanyag arány vizsgálata során az illesztéshez a szerves anyag maximális degradálhatósági fokát kifejező D_{max} értékeket egységesen 65%-ra vettem fel, mely megválasztását saját mérési eredményeimre és szakirodalmi adatokra alapoztam (Sötemann et al., 2005). A k reakciósebességi állandót, és az inflexiós pontot leíró t_0 időt úgy határoztam meg, hogy a függvénykapcsolat legjobban illeszkedjen (R^2) a mérési eredményekhez. A reaktortérfogatra vonatkoztatott mérési eredmények esetében az előbbiekkel azonos módon illeszttettem függvénykapcsolatot, ahol a metántermelés maximális értékét (CH_{4max}) a szubsztrát:

oltóanyag keverési arányok és a maximális bonthatóság figyelembe vételével határoztam meg. A degradációs folyamat sebességének jellemzésére az illesztett görbék iránytangenseként meghatároztam a kezdeti és az exponenciális szakaszt jellemző v_{5d} és v_{25d} értékeket.
A komposztálás mérési eredményeire a biológiai folyamatokat leíró elsőrendű reakciókinetikai függvénykapcsolatot illesztettem SPSS 14.0 szoftverrel.

$$BOI_T = BOI_{max} (1 - e^{-kt}) \quad (46)$$

vagy

$$D_T\% = D_{max} (1 - e^{-kt}) \quad (47)$$

4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

Az alábbi fejezetben bemutatom a szennyvíziszap mintákkal végzett félszáraz, szakaszos üzemű anaerob kezelés vizsgálatának eredményeit. A vizsgálatok eredményeinek felhasználásával állítottam elő a különböző mértékben anaerob úton lebontott iszapokat, melyek kezelését aerob úton, komposztálással folytattam. Értékelem az anaerob és aerob kezelések közötti kapcsolatot, majd energetikai számítások és a komposztáló telep méretezése segítségével vizsgálom az anaerob előkezelés hatását a komposztálásra.

4.1. Az anaerob előkezelés módszertani kísérletének eredményei

A kísérlet célja vizsgálni a szennyvíziszap félszáraz, szakaszos üzemű anaerob úton történő kezelhetőségét. Célom meghatározni az optimális oltóanyag arányt a különböző szennyvíziszapok anaerob lebontása során. Szubsztrátként kevert iszapot *(K)* és fölösiszapot *(F1)* használtam.

Az optimális oltóanyag arány kiválasztásánál három fő szempontot lehet figyelembe venni:

- az anaerob lebontási folyamat ne legyen fékezve,
- minél rövidebb idő alatt minél nagyobb szea lebontási arány elérése,
- egységnyi reaktortérfogatból minél nagyobb gáztermelés elérése az oltóanyag térfogatnövelő hatása mellett.

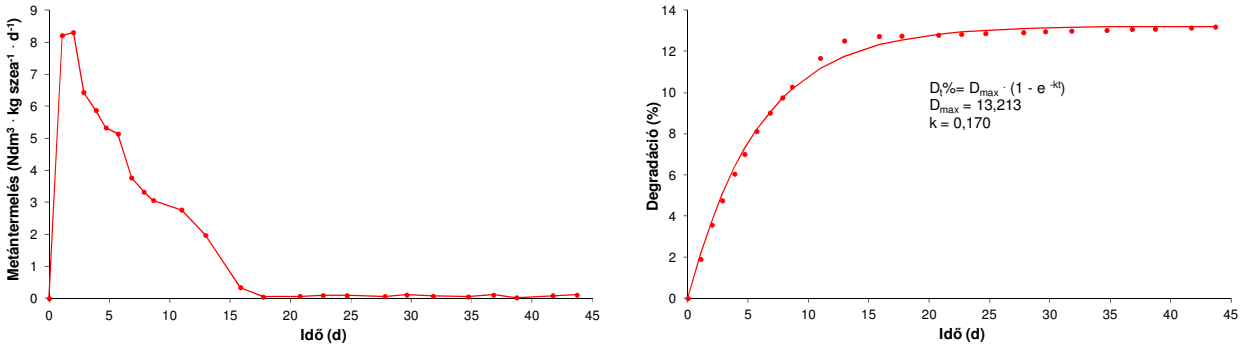
A mérési eredményeket is a fenti három szempont alapján értékelem.

4.1.1. Oltóanyag anaerob bonthatóságának vizsgálata

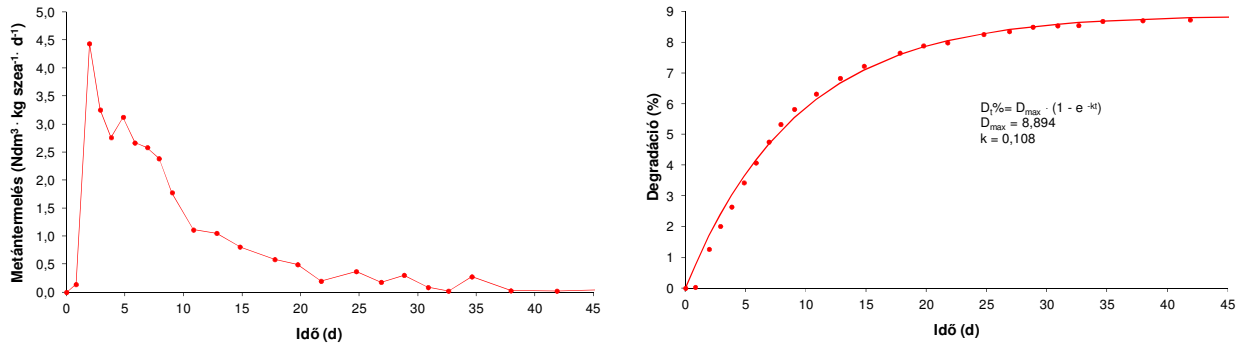
Első lépesben meghatároztam az oltóanyagként használt rothasztott iszap *(R0 és R1)* metántermelését, anaerob bonthatóságát félszáraz, szakaszos üzemű anaerob körülmények között a 3.3.1. és a 3.4.1. fejezetekben részletezett módon. Így különböző oltóanyagok alkalmazása esetén a mérési eredmények jobban összehasonlíthatók, mivel az oltóanyag metántermelése („vak” reaktor) nem befolyásolja a szubsztrátok metántermelését. Az *R0* jelű iszap pillanatnyi metántermelését és anaerob bonthatóságát a 3. ábra (adatok: M8. melléklet 1. táblázat), míg az *R1* jelű iszapét a 4. ábra (adatok: M8. melléklet 2. táblázat) mutatja.

A 3. ábrán láthatjuk, hogy az *R0* jelű oltóanyagnak a 15. napig volt jelentősebb metántermelése, még 13%-ban volt anaerob úton bontható. Öllős és munkatársai (2010) a teljesen kirothadt iszap további anaerob bonthatóságát ≤15% értékben határozta meg hasonlóan mérési eredményemhez. Az *R1* jelű oltóanyag (4. ábra) stabilizáltabb volt, a vizsgálat 45. napjáig szerves anyag tartalma még 8%-ban volt bontható. Az oltóanyagként alkalmazott iszapok (*R0* és *R1*) metántermelését

(mint „vak”) levontam a különböző keverési arányú szubsztrát : oltóanyag (*R0 : K* és *R1 : F1*) keverékek metántermeléséből.



3. ábra *R0 jelű oltóanyag pillanatnyi metántermelése és szerves anyag degradációja az idő függvényében*



4. ábra *R1 jelű oltóanyag pillanatnyi metántermelése és szerves anyag degradációja az idő függvényében*

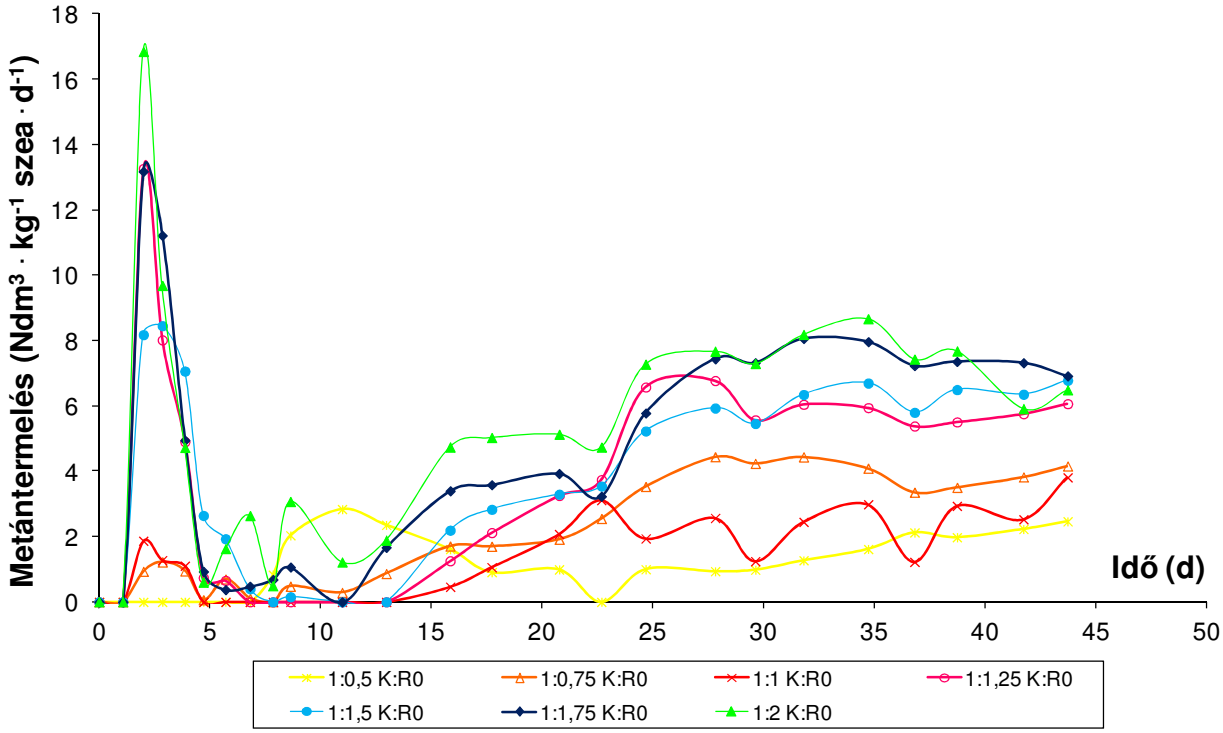
4.1.2. Az anaerob lebontási folyamat jellemzése

Az anaerob lebontási folyamatot a szubsztrátok (*K, F1*) lebontása során felszabaduló metán gáz mennyiségével, és a reaktorban elhelyezett anyagok pH-jával jellemeztem. A két szennyvíziszap minta (*K, F1*) anaerob kezelhetőségének vizsgálatát eszközhiány miatt nem tudtam egyszerre elvégezni, így két különböző időpontban vett mintát használtam. Az 5. táblázat eredményei alapján láthatjuk, hogy a vizsgálatok során felhasznált oltóanyag sza- és szea-tartalmában is jelentős különbségek vannak, azonban a metanogén aktivitásuk közel azonosnak mondható.

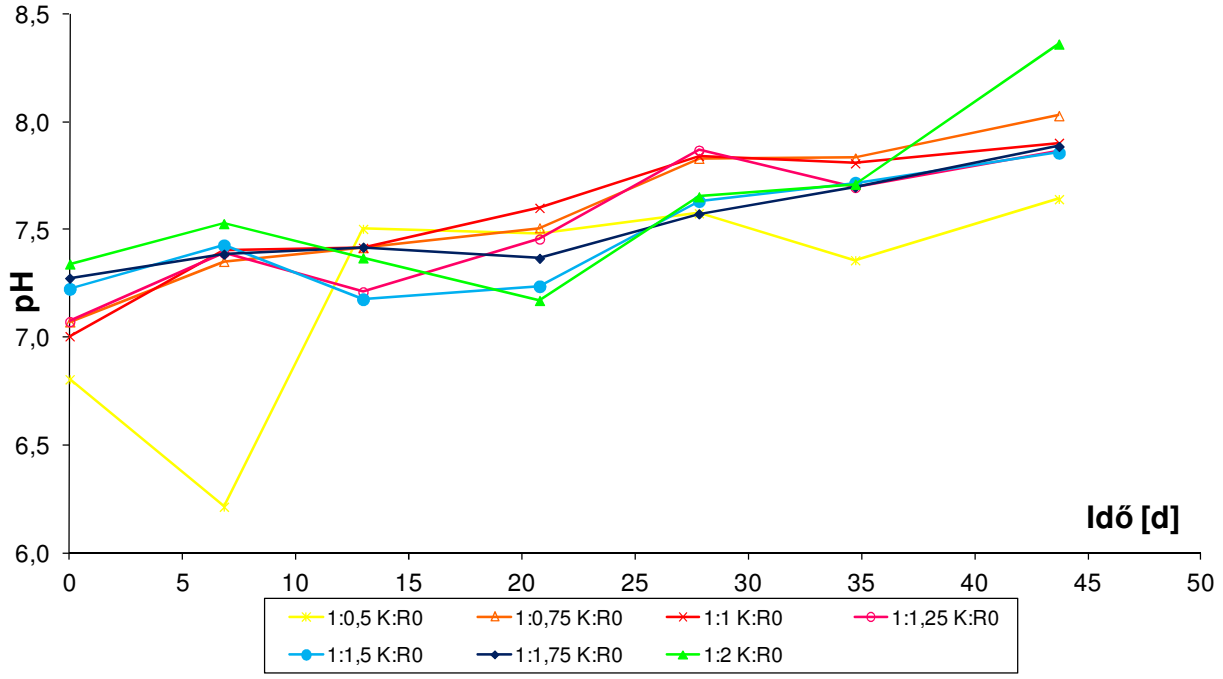
Annak érdekében, hogy az oltóanyag metántermelésének hatását a szubsztrát (*K* és *F1*) metántermelésétől elválasszuk, le kell vonnunk az oltóanyag metántermelését a szubsztrát-oltóanyag keverék metántermeléséből *(9)*. Az alkalmazott oltóanyagok metántermelését és anaerob bonthatóságát a 4.1.1. fejezet tartalmazza.

Az 5. ábrán a kevert iszap pillanatnyi metántermelését láthatjuk. A kevert iszapnak a 3. napon jelentkezett a maximális metántermelése.

A 3. napot (adatok: M8. melléklet 3. táblázat) követően a reaktorokban a metántermelés csökkenését figyelhetjük meg. A 15. napon újra a metántermelés növekedését tapasztaljuk, mely a 35. napon éri el a csúcsát. Az alacsony oltóanyag arány esetében (1:0,25 – 1:0,5) a vizsgálat kezdetében a reaktorokban felhalmozódott a zsírsav, mely gátolta a metántermelés folyamatát.



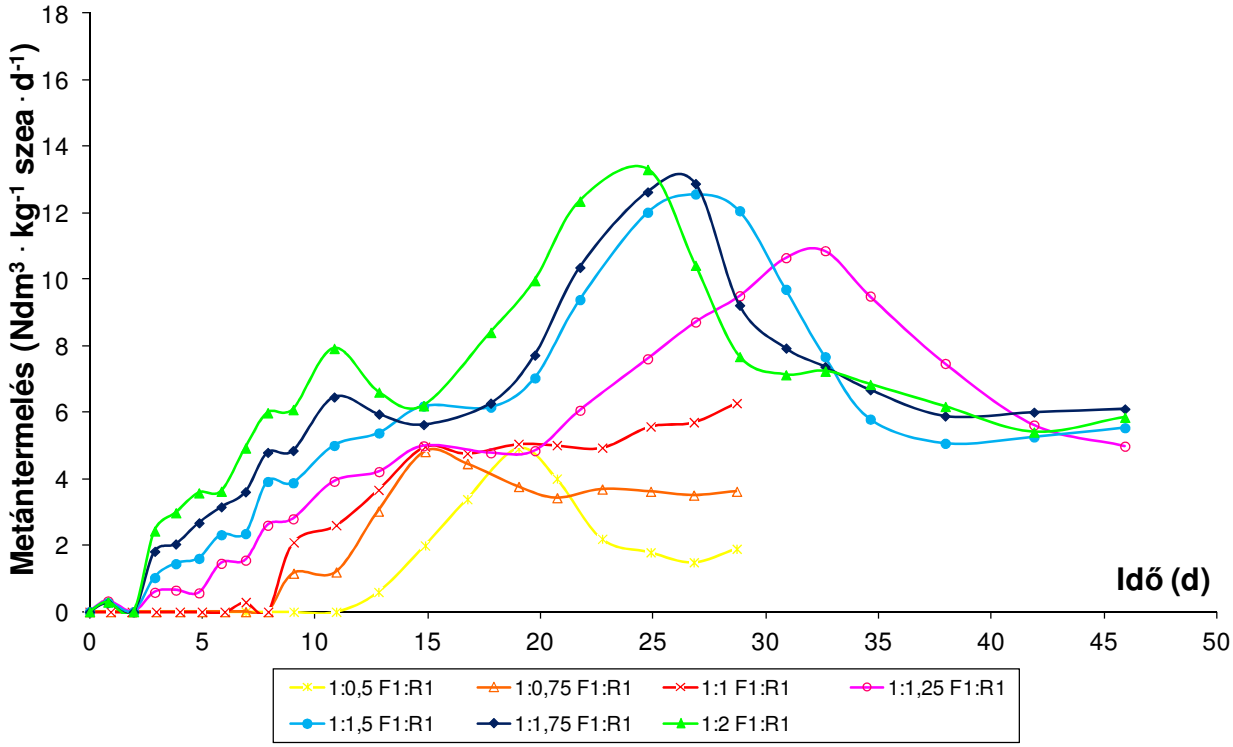
5. ábra *Pillanatnyi metántermelés egységnyi (szea) kevert iszapra (K) vonatkoztatva az idő függvényében (oltóanyag nélkül)*



6. ábra *Kevert iszap pH értékei a vizsgálat során*

A 6. ábra (adatok: M8. melléklet 4. táblázat) a reaktorokban lévő iszapok (*K:R0*) pH értékeit mutatja az idő függvényében. Az ábrán láthatjuk, hogy csak a 1:0,5 *K:R0* arány esetében mértünk metántermelés gátlására utaló, 6,2 pH értékeket a vizsgálat első 7 napjában. Az iszapok pH értékei a vizsgálat során 0,5 egységnyi emelkedést mutattak.

A fölösiszap *(F1)* pillanatnyi metántermelését az oltóanyagból termelődött metán nélkül az idő függvényében mutatja a 7. ábra (adatok: M8. melléklet 5. táblázat). Az alacsony oltóanyag arányok (1:0,5; 1:0,75 és 1:1) esetében a vizsgálat első héten a szubsztrát és oltóanyag keverékének gáztermelése olyan alacsony volt, hogy az oltóanyag metántermelését levonva negatív gáztermelést kaptam. Ezeket az értékeket nullának tekintettem a vizsgálat során.



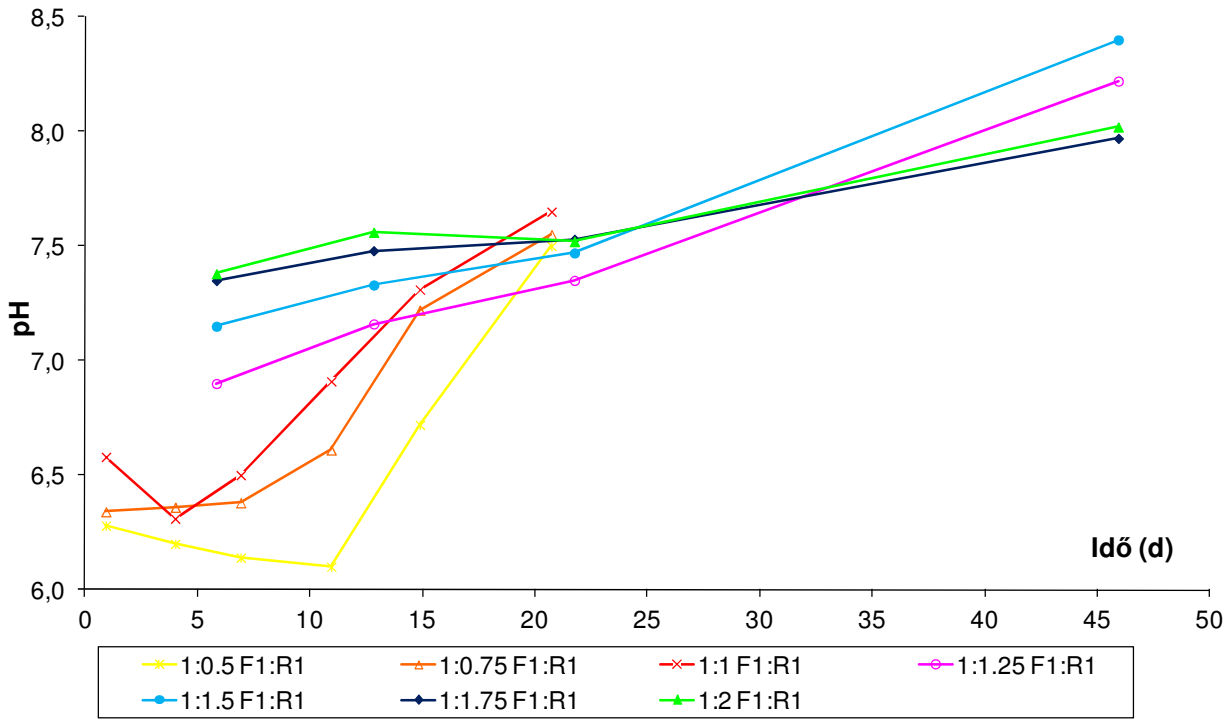
7. ábra *Pillanatnyi metántermelés egységnyi (szea) fölös iszapra (F1) vonatkoztatva az idő függvényében (oltóanyag nélkül)*

A 7. ábrán láthatjuk, hogy az oltóanyag arány növekedésével már nem jelentkezik ez a probléma, mivel magasabb oltóanyag mennyiség esetén a metántermelés is egyre nagyobb lett. A 25-35. nap között jelentkeznek a maximális metántermelések (6-9 $Ndm^3 \cdot d^{-1} \cdot kg^{-1}$ szea), melyek alacsonyabb értéket adnak, mint a fölösiszap esetében (11-13 $Ndm^3 \cdot d^{-1} \cdot kg^{-1}$ szea) (5. ábra). Ez azzal magyarázható, hogy a kevert iszap (nyers iszap és fölösiszap keveréke) kevésbé oxidált, mint a fölösiszap (Kárpáti, 2002). Az 1:1,5; 1:1,75 és az 1:2 *F1:R1* arányok esetében azt tapasztaltuk, hogy az oltóanyag arány növekedésével a maximális metántermelés értéke szignifikánsan nem növekedett. A 7. ábrán szembetűnő, hogy a kiegyensúlyozott folyamatot mutató oltóanyag arányoknál minél magasabb az oltóanyag arány, időben annál korábban

jelentkezik a maximális metántermelés. Ez igazolja Ten Brummeler és munkatársainak (1992) megállapítását is, miszerint az oltóanyag arány növelésével a szilárd anyag tartózkodási idő (SRT) csökken a reaktorban. Ennek a félszáraz, szakaszos üzemű szennyvíziszap kezelés tartózkodási idejének meghatározásában van fontos szerepe.

Az *F1:R1* reaktorok pH értékei láthatók a 8. ábrán (adatok: M8. melléklet 6. táblázat), mely ugyancsak alátámasztja feltételezésemet a savtermelők és metántermelők egyensúlyával kapcsolatban. Alacsonyabb oltóanyag arányok (1:0,5 – 1:1) esetében az első 7 nap a pH érték 6,5 alatt volt, ezzel is magyarázható az alacsony metántermelés. Minél alacsonyabb volt az oltóanyag mennyisége annál alacsonyabb pH-t mértem a vizsgálat elején. Az 1:0,5 keverési aránynál csak a 15. napon emelkedett a pH 6,7-re, az 1:0,75 keverési aránynál már a 11. napon 6,6 pH-t mértem. Magasabb oltóanyag arányok (1:1,25 felett) esetében a pH érték a teljes vizsgálati időtartam alatt 7,1 felett volt, így a metántermelés szempontjából gátló hatás nem jelentkezett.

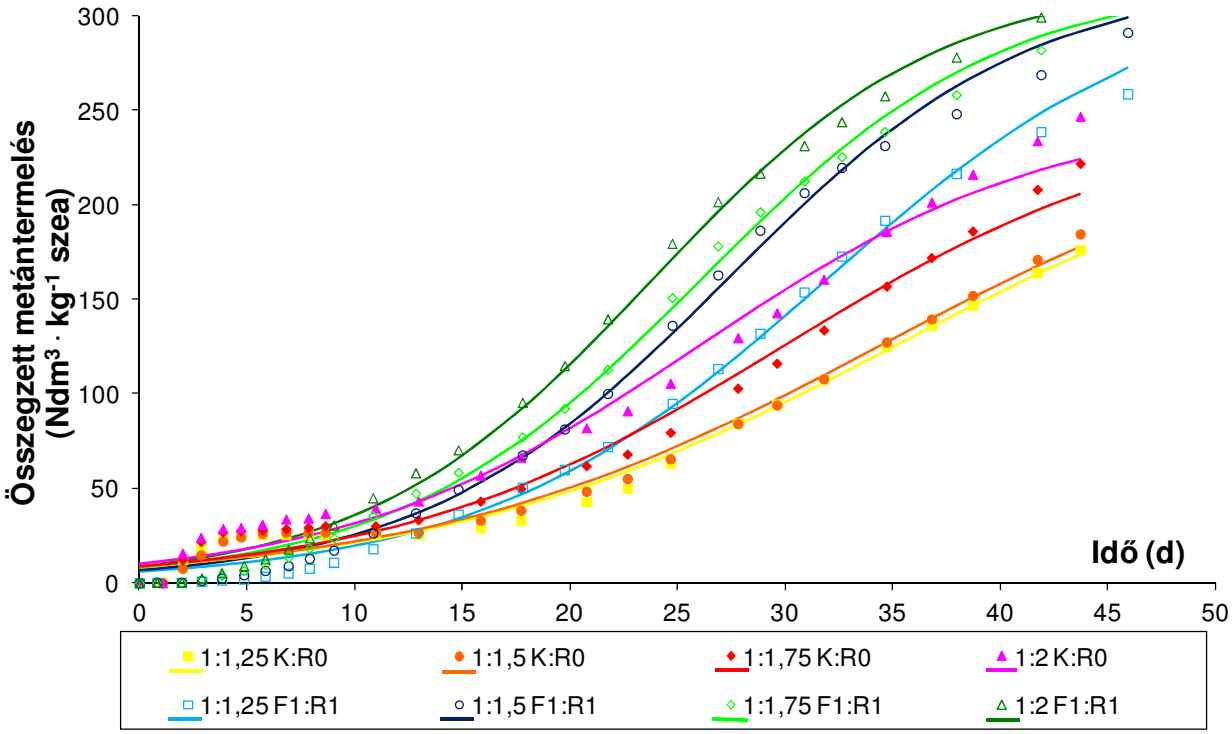
A fentiek alapján megállapíthatjuk, hogy az oltóanyag arány hatással van a szennyvíziszap anaerob lebontására félszáraz, szakaszos üzemű körülmények között. 1:1 szubsztrát : oltóanyag arány alatt – szubsztrát minőségtől függetlenül – az anaerob lebontási folyamatok gátlásával kell számolnunk. Mivel az optimális oltóanyag arány meghatározása a célom, így a továbbiakban csak az 1:1 szubsztrát : oltóanyag arány feletti reaktorok elemzésével foglalkozok a könnyebb összehasoníthatóság érdekében.



8. ábra *Az iszapok pH értékei a vizsgálat során*

4.1.3. Oltóanyag hatása a szerves anyag degradációjának mértékére

Az iszapkezelés során elsődleges célunk a szea stabilizálása, melyet a szélesebb körű értékelés érdekében nem metántermelésben, hanem a szea degradációjának mértékében adom meg. A lebontás mértékét a *(14)* egyenlet felhasználásával számoltam ki az összegzett metántermelés értékéből. Az összegzett metántermelés értékeit a 9. ábra (adatok: M8. melléklet 7. táblázat) mutatja.



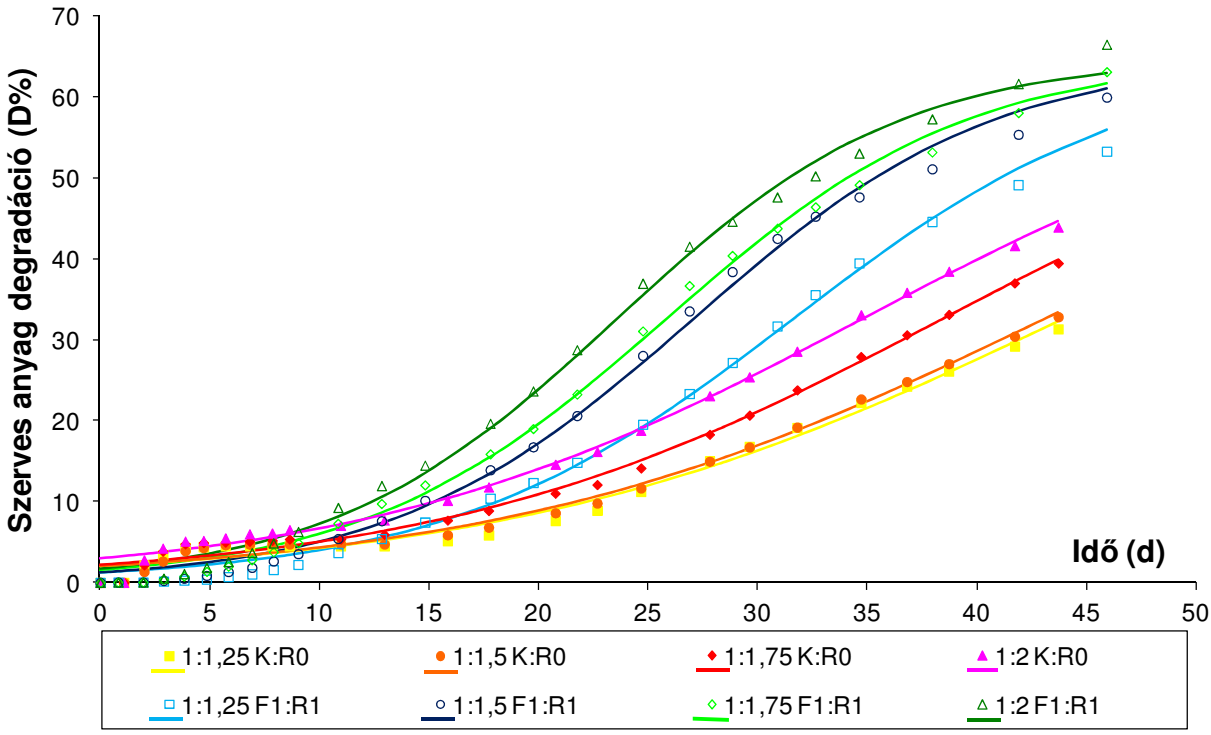
9. ábra *Összegzett metántermelés egységnyi szerves anyagra vetítve*

A különböző iszapok szerves anyag degradációjának értékeit – a könnyebb összehasonlíthatóság érdekében egy ábrán – az idő függvényében a 10. ábra (adatok: M8. melléklet 8. táblázat) mutatja. A mérési eredményeket a jelölők, míg a jelölőkkel azonos színű vonal a mérési eredményekre illesztett görbéket *(45)* mutatják. D_{max} értékét 65%-ra vettem fel mindkét iszap esetében Sötemann et al. (2005) munkája alapján. A degradációs folyamat sebességének jellemzésére az illesztett görbék iránytangenseként meghatároztam a kezdeti és az exponenciális szakaszt jellemző v_{5d} és v_{25d} értékékeket. A reakciókinetikai paramétereket a 7. táblázatban foglaltam össze.

A 10. ábrán szembetűnő, hogy a fölös iszap szervesanyag-tartalma a vizsgálat végéig 50-65%-ban degradálódott, míg a kevert iszap szervesanyag-tartalmának mintegy 30-40%-a bomlott le.

Fölös iszap esetében az első 15 napban az összes szerves anyag mindössze 10%-a degradálódott, a szerves anyag nagy része a 15-30 nap között bomlott le. Az 1:1,25 keverési arány esetében

32%-a, míg a magasabb oltóanyag arányok esetében 42-48%-a bomlott le a szerves anyagnak 15-30 nap között. A 40. napot követően a szea degradációjának sebessége jelentősen csökkent. A vizsgálat teljes időtartama alatt (46 nap) az 1:2 oltóanyag arány esetében a fölösiszap szea-tartalmának mintegy 65%-a bomlott le, mely azonos Sötemann et al. (2005) munkájában meghatározott értékkel. Ezek az eredmények igazolják, hogy megfelelő oltóanyag arány esetén a szennyvíziszap degradációját a magas sza-tartalom nem fékezte, így a szennyvíziszap félszáraz, szakaszos üzemű kezelése alkalmazható módszer szennyvíziszap anaerob degradációja céljából.



10. ábra *Szerves anyag degradáció az idő függvényében*

7. táblázat Szerves anyag degradáció reakciókinetikai paraméterei különböző oltóanyag arányok esetében

Reaktorok	**k** ($1 \cdot d^{-1}$)	**t_0** (d)	**v_{5d}** ($D\% \cdot d^{-1}$)	**v_{25d}** ($D\% \cdot d^{-1}$)	**R^2**
1:1,25 K:R0	0,079	43,9	0,214	0,780	0,985
1:1,5 K:R0	0,080	43,1	0,222	0,811	0,990
1:1,75 K:R0	0,087	38,4	0,273	1,033	0,992
1:2 K:R0	0,088	34,7	0,358	1,204	0,994
1:1,25 F1:R1	0,127	31,6	0,258	1,670	0,995
1:1,5 F1:R1	0,145	27,0	0,350	2,244	0,995
1:1,75 F1:R1	0,145	25,8	0,411	2,303	0,996
1:2 F1:R1	0,153	23,6	0,509	2,447	0,995

Kevert iszap esetében már az első 5 napon számolhatunk a szerves anyag 10-16%-os bomlásával. A degradáció mértéke csak lassú növekedést mutatott a vizsgálat során, maximális értékét nem érte el a 44 napig tartó kísérlet végéig.

A kétféle iszap lebontásának könnyebb összehasonlíthatósága érdekében elemeztem a reakciókinetikai paramétereket. A 7. táblázatból láthatjuk, hogy a *k* értéke az oltóanyag arány növekedésével növekedett mindkét iszapfajta esetében. Fölös iszapnál majdnem kétszeres értékeket mértem a kevert iszaphoz képest. Láthatjuk, hogy kevert iszapnál az 1:1,25 és 1:1,5, valamint az 1:1,75 és 1:2 oltóanyag arányok esetében szinte azonos *k* értéket kaptam, míg fölösiszapnál 1:1,5 és 1:1,75 arányoknál azonos a *k* értéke.

A felezési időt leíró t_0 értéke az oltóanyag arány növelésével csökkent. Kevert iszapnál 12-16 nappal is nagyobb lehet a t_0 értéke, mint ugyanolyan keverési arányú fölösiszap esetében. Ez azt mutatja, hogy a kevert iszapnál a kezelés ideje is hosszabb kell legyen azonos szerves anyag degradáció eléréséhez.

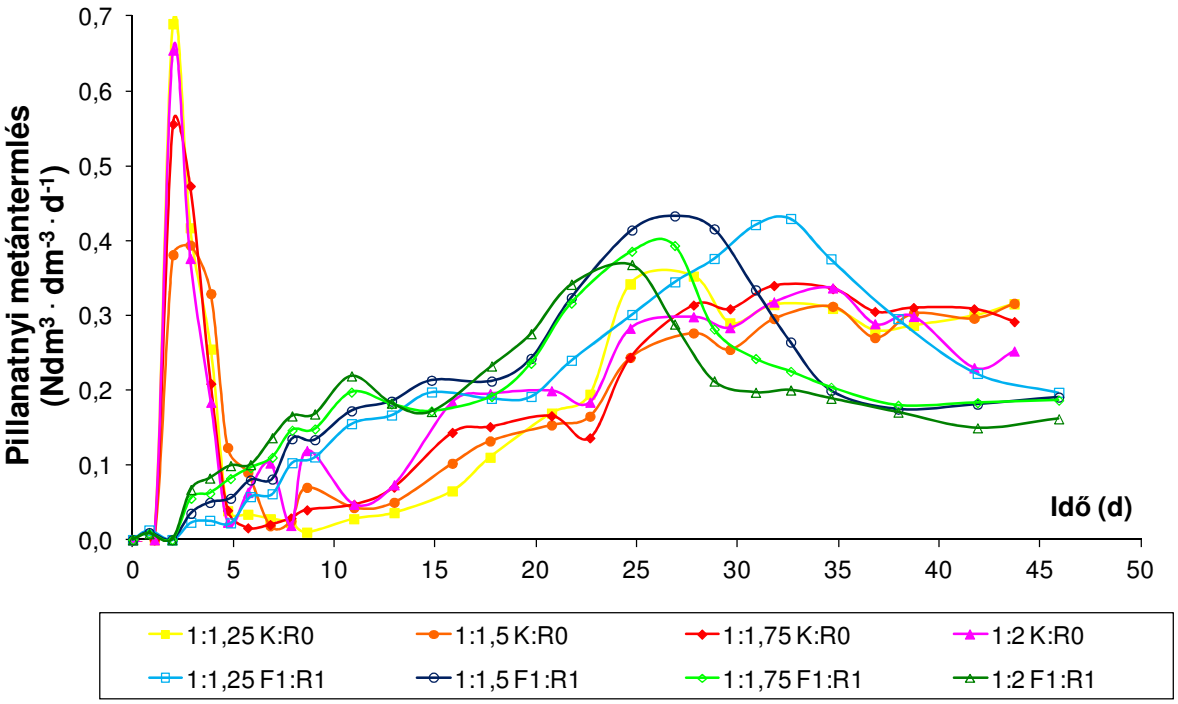
A pillanatnyi degradáció sebességének összehasonlítása során azt tapasztaltam, hogy az 5. és a 25. naphoz tartózó értékek kevert iszapnál kisebbek, mint fölös iszapnál. Az oltóanyag mennyiség növelésével mindkét iszap esetében nőtt a degradáció sebessége. Legnagyobb értékeket mindkét iszapnál a legmagasabb oltóanyag arány esetében mértem, *F1*-nél v_{25d} = 2,447 D% · d^{-1}, *K*-nál 1,204 D% · d^{-1}. A 25. naphoz tartozó v_{25d} értékek 4-5-ször nagyobbak, mint a hozzájuk tartozó v_{5d} értékek.

Az R^2 értékek jól mutatják az illesztés pontosságát, így a reakciókinetikai paraméterek alkalmazhatóságát a lebontási folyamatok elemzésében.

A fenti eredményekből láthatjuk, hogy azonos kezelési időtartam alatt a fölösiszap szervesanyag-tartalmát nagyobb részben tudjuk lebontani, mint a kevert iszapét. A lebontás sebessége az oltóanyag arány növelésével nő, azonban a növekedés nem egyenletes.

4.1.4. Reaktortérfogatra vonatkoztatott metántermelés

A 4.1.3. fejezetben látható, hogy az oltóanyag arány növelésével nem lineárisan nő a szerves anyag degradációjának mértéke. Ez kérdésként veti fel, hogy milyen mértékben célszerű visszaforgatni a már kirothasztott anyagot oltóanyag céljára. Az oltóanyag visszaforgatása ugyanis a kezelő térfogat (reaktor) méretének a növelését eredményezi. A magas oltóanyag arány ugyan a folyamat kiegyensúlyozottságát eredményezi, azonban a reaktor hasznos térfogatát csökkenti. A kérdés megválaszolása céljából megnéztem az egységnyi reaktortérfogatra vonatkoztatott pillanatnyi metántermelés értékeit kevert- *(K)* és fölösiszap *(F1)* szubsztrátok esetében (11. ábra, adatok: M8. melléklet 9. táblázat).



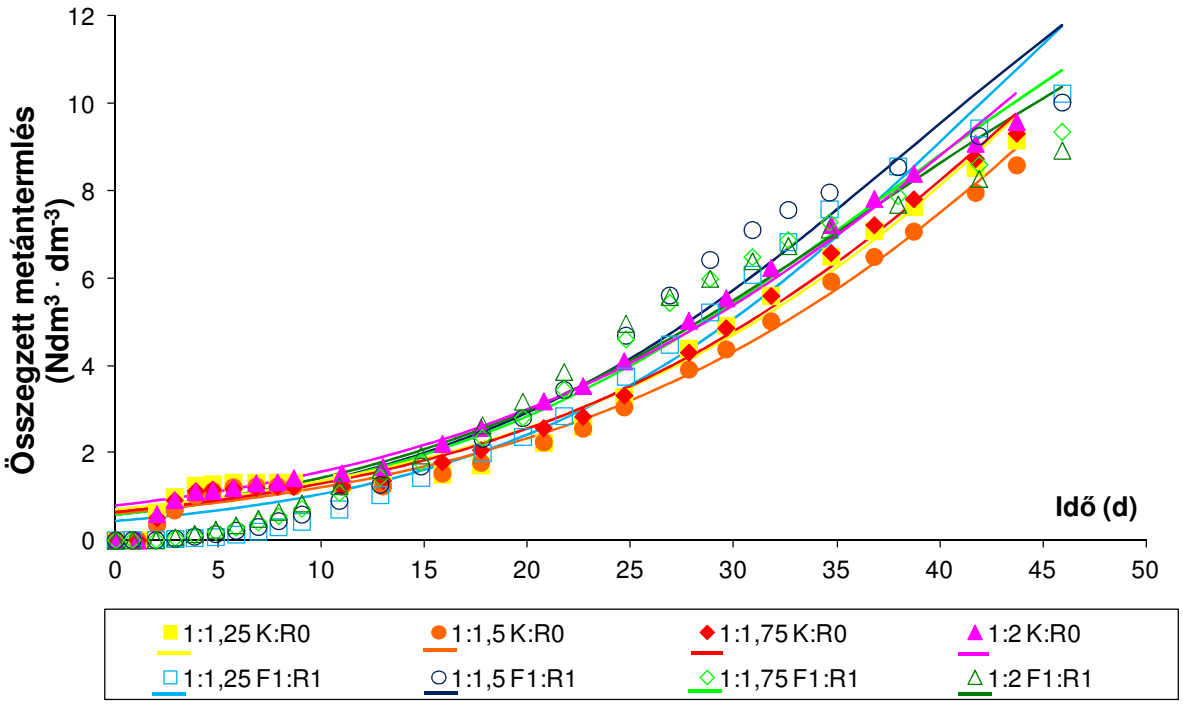
11. ábra *Pillanatnyi metántermelés egységnyi reaktortérfogatra vonatkoztatva*

A 11. ábrán láthatjuk, hogy kevert iszap esetében a vizsgálat 1. napján hirtelen beindul a metántermelés. Az 5. napon a metántermelés csökkenését tapasztaljuk, mely a 8. napot követően újra növekedésnek indul. Maximális értékét a 25-35. napon éri el, csökkenése a vizsgálat 44. napjáig nem történt meg.

Fölös iszap esetében a 25-35. napig a reaktortérfogatra vetített metántermelés fokozatosan növekszik, majd csökkenésnek indul. Az oltóanyag mennyiségének növelésével egyre korábbi időpontban jelentkezik a maximális metántermelés, mely az oltóanyag arány növekedésével csökken.

A reaktortérfogatra vetített összegzett metántermelést mutatja a 12. ábra (adatok: M8. melléklet 10. táblázat), a reakciókinetikai paramétereket pedig a 8. táblázat tartalmazza.

A 12. ábrán láthatjuk, hogy különböző iszapok esetében, oltóanyag aránytól függetlenül közel azonos metántermelés érhető el egységnyi reaktortérfogatra vonatkozóan. A 45 napos kezelés végén szignifikáns különbségek nem mutathatók ki a kezelések között.



12. ábra *Összegzett metántermelés egységnyi reaktortérfogatra vonatkoztatva*

8. táblázat Reakciókinetikai paraméterek reaktortérfogatra vonatkoztatott metántermelés estén

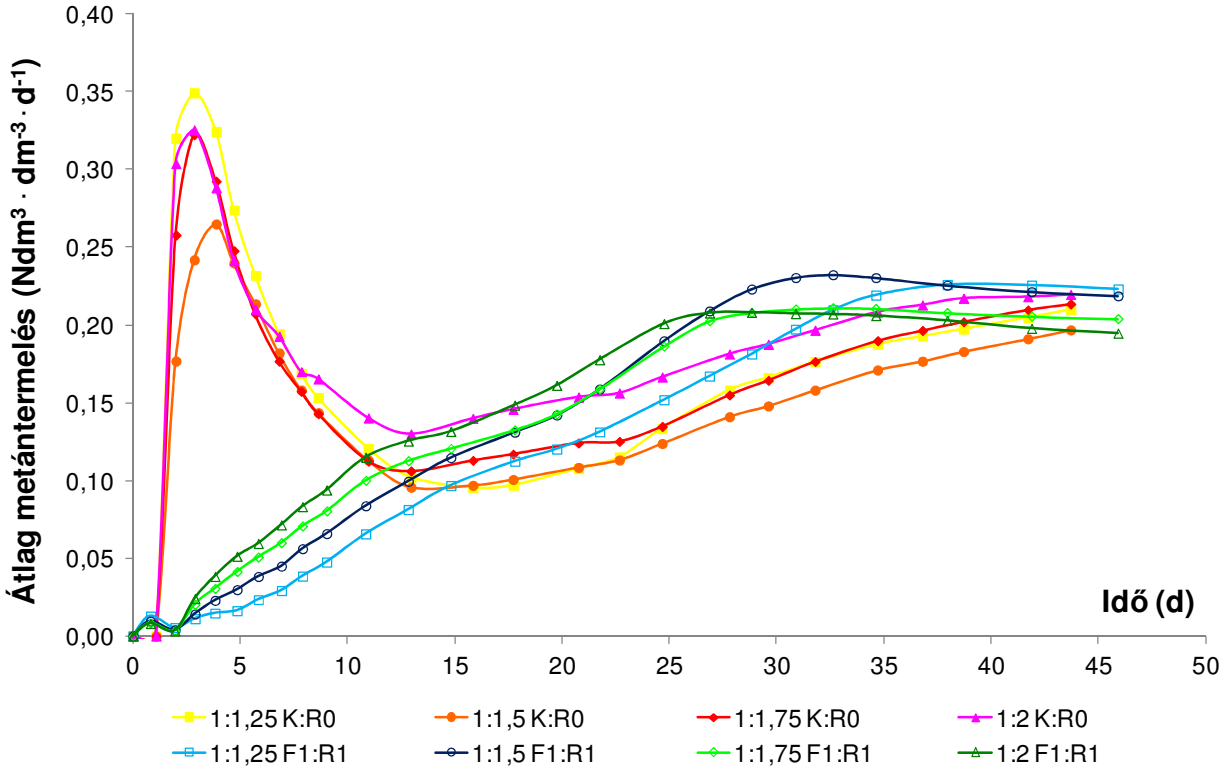
Reaktorok	**CH_{4max}** ($Ndm^3 \cdot dm^{-3}$)	**k** ($1 \cdot d^{-1}$)	**t_0** (d)	**v_{5d}** ($Ndm^3 \cdot dm^{-3} \cdot d^{-1}$)	**v_{25d}** ($Ndm^3 \cdot dm^{-3} \cdot d^{-1}$)	**R^2**
1:1,25 K:R0	30	0,069	54,4	0,063	0,215	0,982
1:1,5 K:R0	27	0,070	53,7	0,058	0,200	0,988
1:1,75 K:R0	24	0,074	48,8	0,063	0,225	0,990
1:2 K:R0	22	0,072	45,7	0,075	0,241	0,988
1:1,25 F1:R1	20	0,090	42,0	0,065	0,276	0,969
1:1,5 F1:R1	18	0,088	38,7	0,079	0,292	0,952
1:1,75 F1:R1	16	0,087	37,6	0,078	0,270	0,958
1:2 F1:R1	15	0,085	36,4	0,082	0,262	0,951

A 8. táblázatban látható CH_{4max} értéke a 3.5.7. fejezet alapján számítottam. Legmagasabb CH_{4max} értéket *K*-nál és *F1*-nél is az 1:1,25 *K:R0* és *F1:R1* szennyvíziszap keverékek esetében kaptam. CH_{4max} értéke az oltóanyag arány növelésével csökken. Fölösiszapnál kisebb CH_{4max} értékeket kaptam, mint kevert iszapnál, mivel a lebontási folyamat vége a mérési eredményekből jobban előrevetíthető, mint kevert iszap esetében. A reakciósebességi állandó értékeit nézve látható, hogy az oltóanyag arányok növelésével a *k* értéke fölös iszapnál kismértékben csökkent. A t_0 értéke a kevert iszap esetében ugyancsak nagyobb, mint a fölösiszapnál. Mindkét iszap esetében nagyobb értékek adódtak, mint szerves anyag lebontásának jellemzésénél.

A metántermelés pillanatnyi sebességeit tekintve kevert iszapnál legmagasabb értékek az 1:2 *K:R0* arányoknál, míg a fölösiszapnál az 1:5 *F1:R1* aránynál kaptam.

A fenti eredményekből megállapítható, hogy az oltóanyag arány növelésének optimuma van, mivel az egységnyi reaktortérfogatra vonatkoztatott metántermelés növekedését nem vonja maga után.

A 13. ábrán (adatok: M8. melléklet 11. táblázat) az átlag metántermelést (fajlagos metántermelés egységnyi időre és térfogatra vonatkoztatva) láthatjuk a tartózkodási idő függvényében. A metántermelés átlagos metántermelésben való megadásának célja, hogy meghatározzuk, hogy milyen tartózkodási idők mellett célszerű alkalmazni a félszáraz, szakaszos üzemű anaerob reaktorokat. Abban az esetben, ha az átlagos metántermelés értéke nem csökken jelentősen a tartózkodási idő növekedésével, akkor biztosítható a reaktorban az optimális metán kihozatal.



13. ábra *Átlag metántermelés egységnyi reaktortérfogatra vonatkoztatva az idő függvényében*

A 13. ábrán láthatjuk, hogy kevert iszap esetében az 5. napon egy maximális (0,26-0,35 $Ndm^3 \cdot dm^{-3} \cdot d^{-1}$) értéket kapunk, majd ezt követően a 10-15 napon a metántermelés minimumát érjük el. Ezt követően a vizsgálat végét jelentő 44. napig az átlag metántermelés nő. Legnagyobb átlag metántermelést az 1:2 *K:R0* aránynál kapjuk, azonban a vizsgálat végén szignifikáns különbségek nem adódnak az 1:1,25 *K:R0* és az 1:1,75 *K:R0* arányok esetén. Kevert iszap esetében a tartózkodási idő 45 nap feletti kell legyen.

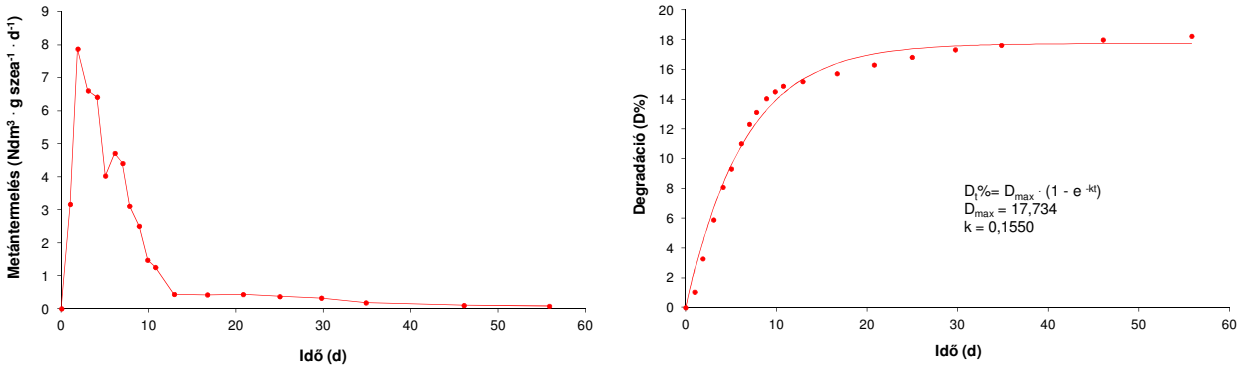
Fölöiszapnál az időben átlagos, egységnyi reaktortérfogatra vonatkozó metántermelés fokozatosan nő, majd a 30-35. napot követően csökken. Nem a legnagyobb oltóanyag arány mellett a legnagyobb a metán kihozatal, hanem az 1:1,25 *F1:R1* és 1:1,5 *F1:R1* arányok között. A mérési eredmények alapján megállapítható, hogy a fölösiszap tartózkodási ideje a reaktorban 35-40 nap kell legyen az optimális gázkihozatal elérése érdekében.
További vizsgálati céljaimnak megfelelően a legkedvezőbb szubsztrát : oltóanyag arány az, mely esetén a legkisebb mennyiségű oltóanyagot használjuk fel, a reaktorok elsavanyodása nem fékezi a metántermelést, valamint a metán kihozatal és a degradáció mértéke is optimális. A fenti feltételeknek kevert iszap esetében az 1:1,75 – 1:2, fölös iszap esetében az 1:1,25 szubsztrát : oltóanyag arány felel meg. A mérési eredmények azt is mutatják, hogy a kezelési idő félszáraz, szakaszos anaerob kezelés esetében magasabbak, mint folyékony, folyamatos üzemű reaktoroknál. A mérési eredmények alapján a kezelés időtartamát 40-45 napig célszerű folytatni.

4.2. Anaerob előkezelés eredményei

A vizsgálat során anaerob előkezeléssel különböző mértékben degradálódott szennyvíziszapokat állítottam elő az aerob degradálhatóság vizsgálatához. Az anaerob előkezelés vizsgálata során szubsztrátként az *F2* jelű, oltóanyagként a *R2* jelű szennyvíziszapot alkalmaztam, melynek anyagjellemzőit a 6. táblázat tartalmazza. Az anaerob előkezelést a 3.3.2. fejezetben ismertetett módon állítottam be. A vizsgálat során mértem a keletkező biogáz mennyiségét és metántartalmát, a reaktorok kémhatását a 3.4.2. fejezetben ismertetett módon.

4.2.1. Oltóanyag anaerob bonthatóságának vizsgálata

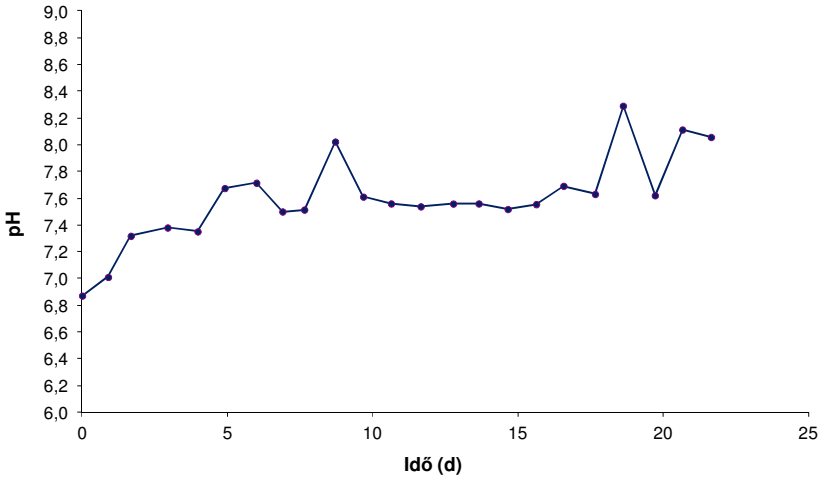
A vizsgálat során meghatároztam az oltóanyagként felhasznált rothasztott iszap *(R2)* metántermelését is. Az oltóanyag pillanatnyi metántermelését és szerves anyag degradációját mutatja a 14. ábra (adatok: M8. melléklet 12. táblázat).
A 14. ábrán jól látható, hogy az oltóanyagként alkalmazott rothasztott iszapnak csak az első 10 napon volt jelentős metántermelése. A vizsgálat 60. napjáig az oltóanyag szerves anyag tartalma még 17,7%-ban volt bontható. Az oltóanyag metántermelését az anaerob előkezelés vizsgálata során levontam a szubsztrát *(F2)* : oltóanyag *(R2)* 1:1,5 arányú keverékének metántermeléséből.



14. ábra *Az oltóanyag (R2) pillanatnyi metántermelése és a szerves anyag degradációja az idő függvényében*

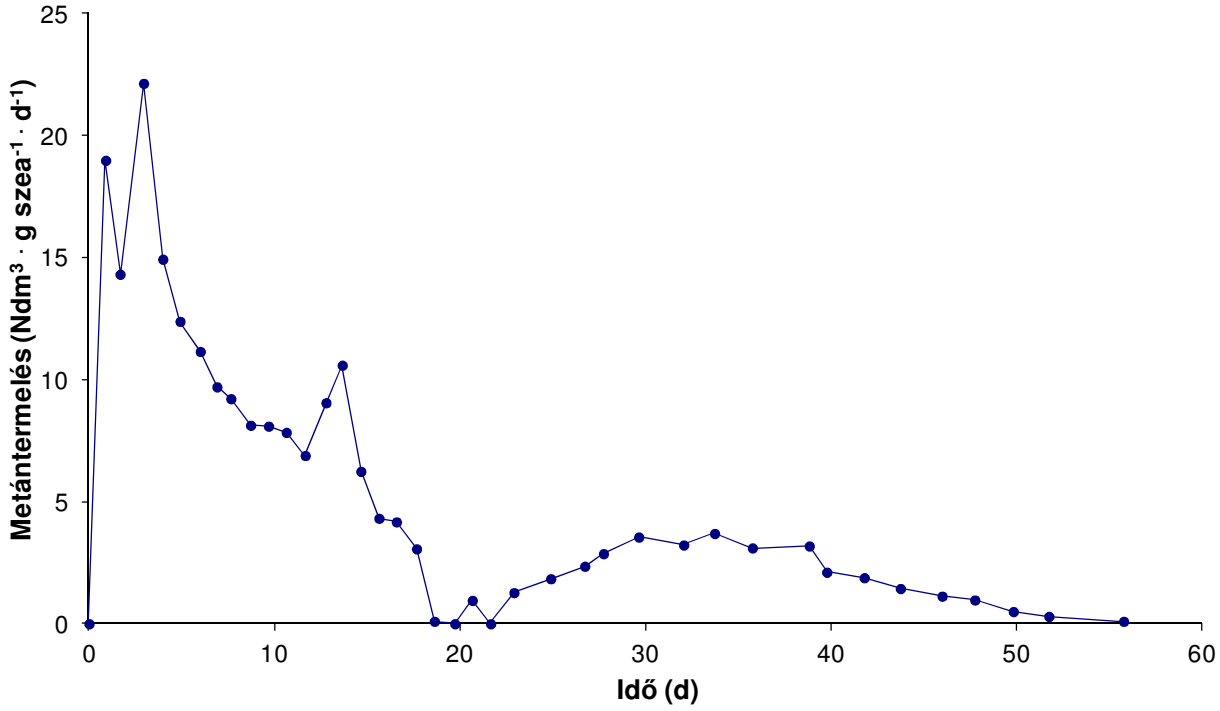
4.2.2. Anaerob előkezelés értékelése

Az anaerob előkezeléssel elértem célomat, mert az anaerob lebontás lejátszódott, az iszapból termelődött biogáz metántartalma elérte a 70%-ot. A szennyvíziszap pH értéke a vizsgálat teljes időtartama alatt 7 fölött volt (15. ábra, adatok: M8. melléklet 13. táblázat), tehát a reaktor elsavanyodásával nem kellett számolni.



15. ábra *Szennyvíziszap kémhatása az anaerob előkezelés során*

A reaktor pillanatnyi metántermelését – az oltóanyag metántermelése nélkül – mutatja a 16. ábra (adatok: M8. melléklet 14. táblázat), melyen látható, hogy a metántermelés maximuma (22 $Ndm^3 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot d^{-1}$) az első három napban jelentkezett, mely az iszapban jelen lévő felhalmozódott zsírsavak gyors lebontására utal. A 20. napon a metántermelés hirtelen lecsökkent, majd a 30-39. nap között – a módszertani kísérletben tapasztaltak szerint – újabb emelkedés (3,7 $Ndm^3 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot d^{-1}$) látható.

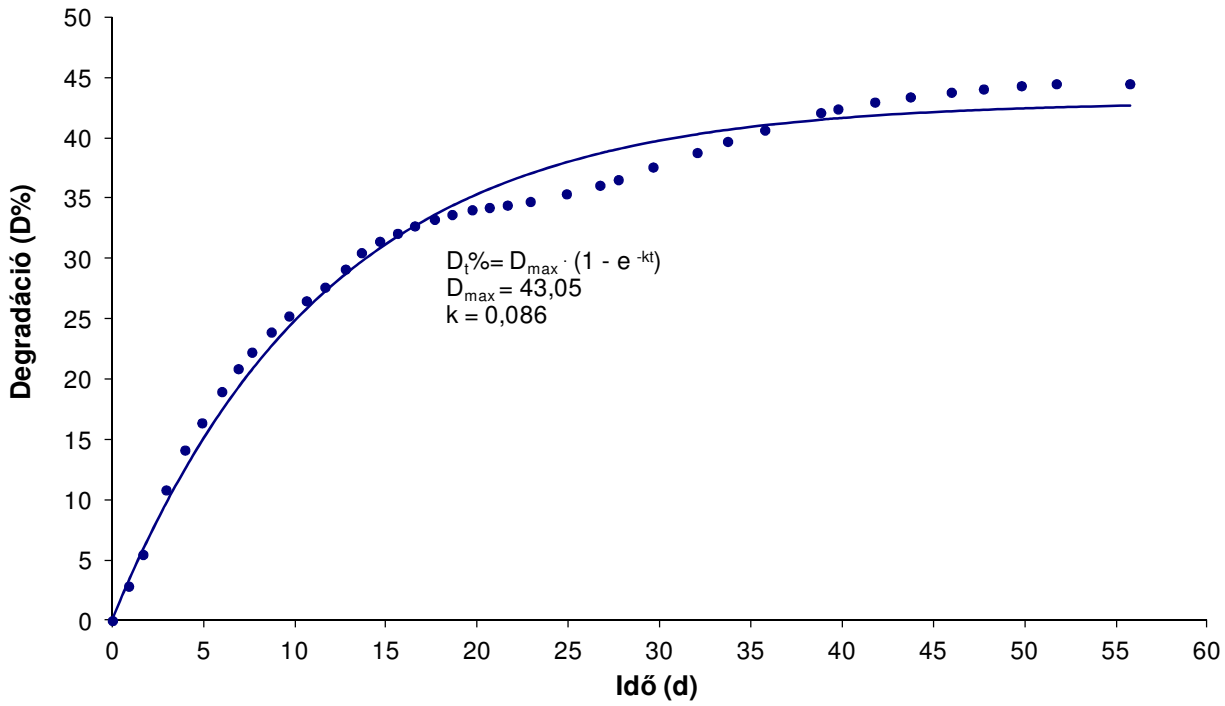


16. ábra *Anaerob reaktor pillanatnyi metántermelése egységnyi szerves anyag szubsztrátra vonatkoztatva*

Az anaerob reaktorban lévő szennyvíziszap degradációját mutatja a 16. ábra (adatok: M8. melléklet 14. táblázat). Az ábrán láthatjuk, hogy a vizsgálat végét jelentő 56. napig a szerves anyag 44,5 %-a degradálódott, míg 4.1. fejezetben tárgyalt száraz, szakaszos üzemű anaerob kezelés vizsgálata során 53,3%-ban 46 nap alatt. A különbségekre magyarázatott ad az előző kísérletben alkalmazott oltóanyag nagyobb metanogén aktivitása, valamint az alkalmazott szubsztrát magasabb szea-tartalma és KOI-értéke (magasabb könnyen degradálható szea-tartalom). A vizsgálat során a szea 76%-a a vizsgálat első 20 napjában bomlott le.

A vizsgálati eredmények egyben a száraz szakaszos anaerob kezelés rossz szerkezetű szennyvíziszapok kezelhetőségi kérdésének tisztázásához is hozzájárult. Az optimális oltóanyag arányok meghatározásánál alkalmazott 6 dm^3 össztérfogatú reaktorsorozat helyett alkalmazott 70 dm^3-es reaktortérfogatból adódó méretnövelés nem fékezte a folyamatot.

Az aerob degradációs tesztekhez felhasznált alapanyagok anaerob előkezelésének mértékét a továbbiakban nem az anaerob kezelés időtartamával, hanem a meghatározott degradáció mértékével jellemeztem, amely értékeket a 9. táblázatban foglaltam össze.



17. ábra *Szerves anyag degradáció az idő függvényében anaerob előkezelésnél szubsztrát - oltóanyag keverékére*

9. táblázat Az aerob degradálhatósági teszthez felhasznált iszapok anaerob degradáltságának mértéke és minőségi jellemzői

Anaerob előkezelés ideje	**Anaerob degradáció aránya**	**sza** (%)	**szea** (%)	**KOI** ($g \cdot kg\ sza^{-1}$)	**OM-loss** (%)
0 d	D = 0%	13,12	70,87	913	0,00
10 d	D = 25%	11,12	66,68	857	17,93
20 d	D = 34%	10,97	65,98	848	20,46
30 d	D = 38%	11,31	65,84	858	20,95
40 d	D = 42%	11,12	64,83	868	24,43

A 9. táblázatban láthatjuk a különböző mértékben anaerob úton kezelt iszapok anyagjellemzőit is (sza, szea, KOI). Az iszapok szárazanyag-tartalma a vizsgálat első 10 napjában 2%-kal csökkent, mely érték a vizsgálat további időszakában szignifikánsan nem változott. Az iszapok szea-tartalma 6%-kal csökkent a vizsgálat során, melynek jelentős része ugyancsak az első 10 napra tehető. Ezt mutatja az iszapok KOI értékei is.

Mivel a szea-tartalom és az iszap KOI értéke nem mutatja szemléletesen a szea arány csökkenését, így meghatároztam a szerves anyag veszteséget is a *(18)* képlet segítségével. Az első 10 napban mintegy 17,9%-ban csökkent a szea-tartalom. A 20. és 30. nap között szignifikáns különbség nem mutatható ki, majd a 40. napra újabb 3,5%-os szerves anyag

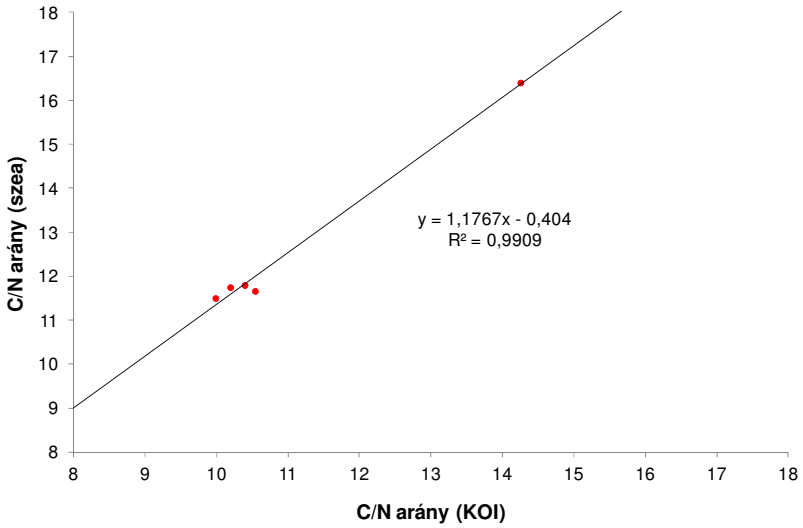
csökkenéssel számolhatunk. Megállapíthatjuk, hogy a szea degradáció (D%) és a szea tömegvesztesége (OM-loss%) nem azonos mértékű.

Kiszámítottam az anaerob kezelés során a szennyvíziszapok C/N arányát szea-tartalom *(18)* és KOI alapján *(19)*, mely értékeket a 10. táblázatban foglaltam össze.

10. táblázat Az iszapok C/N aránya az anaerob kezelés során

Anaerob előkezelés ideje	**Össz. nitrogén** ($g \cdot kg^{-1}$ sza)	**C_{OC}** ($g \cdot kg^{-1}$ sza) *(18)*	**C/N arány** *(18)*	**C_{OC}** ($g \cdot kg^{-1}$ sza) *(19)*	**C/N arány** *(19)*
0 d	24,02	394,00	16,40	342,3	14,25
10 d	32,20	370,44	11,50	321,5	9,98
20 d	31,20	366,56	11,75	317,9	10,19
30 d	31,00	365,78	11,80	322,2	10,39
40 d	30,88	360,17	11,66	325,4	10,54

A 10. táblázatban láthatjuk, hogy legnagyobb C/N aránya a kezeletlen szubsztrát-oltóanyag keveréknek volt, mely a szubsztrát magas szervesanyag-tartalmával indokolható. Az anaerob degradáció következtében – a vártnak megfelelően – az iszapok C/N aránya csökkent, azonban a kezelések között szignifikáns differencia nem mutatható ki. A szea-tartalomból számolt C/N arány minden esetben nagyobb, mint a KOI alapján számított. A két érték között viszont szoros kapcsolat mutatható ki (18. ábra).



18. ábra *C/N arány KOI alapján és szea-tartalom alapján kiszámított értékei közötti kapcsolat*

4.3. Komposztálás kísérletének értékelése

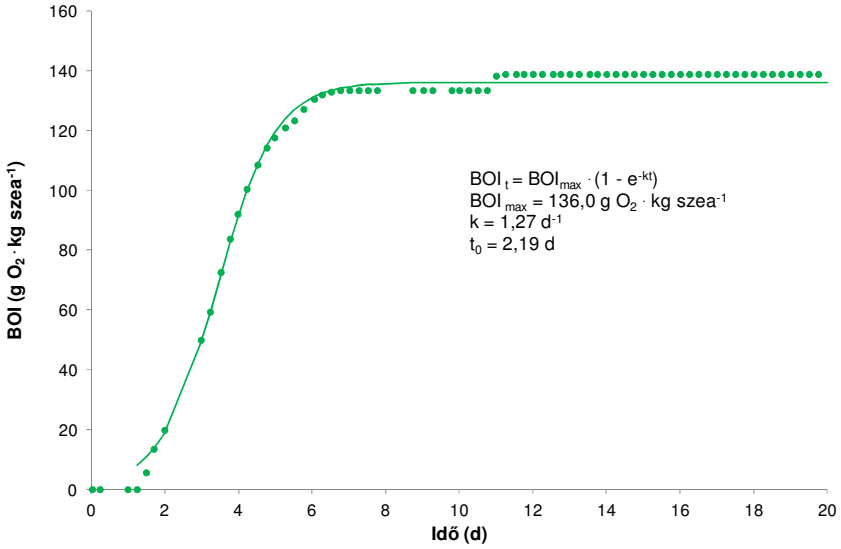
Az anaerob előkezelés hatását a komposztálás folyamatára aerob degradációs tesztek segítségével vizsgáltam, melyet a 3.4.2. fejezetben ismertetett komposztálást modellező berendezés segítségével végeztem.

4.3.1. Szerkezetjavító anyag aerob bonthatósága

A szerkezetjavító adalékanyagként alkalmazott szalma aerob bonthatóságának jellemzésére meghatároztam annak biológiai oxigén igényét a 3.4.2. fejezetben ismertetett komposztálást modellező berendezés segítségével. A szalma BOI-t (összegzett oxigénfogyasztását) a 19. ábra mutatja (adatok: M8. melléklet 15. táblázat).

A 19. ábrán láthatjuk, hogy a vizsgálat 20. napjáig a szalma a 2. és 6. nap között eredményezett jelentős oxigénfogyasztást. A vizsgálat során a szalma szerkezete nem változott, a bomlás jeleit nem tapasztaltam rajta. Az összegzett oxigénfogyasztásból a *(47)* képlettel határoztam meg a szalma aerob degradációját.

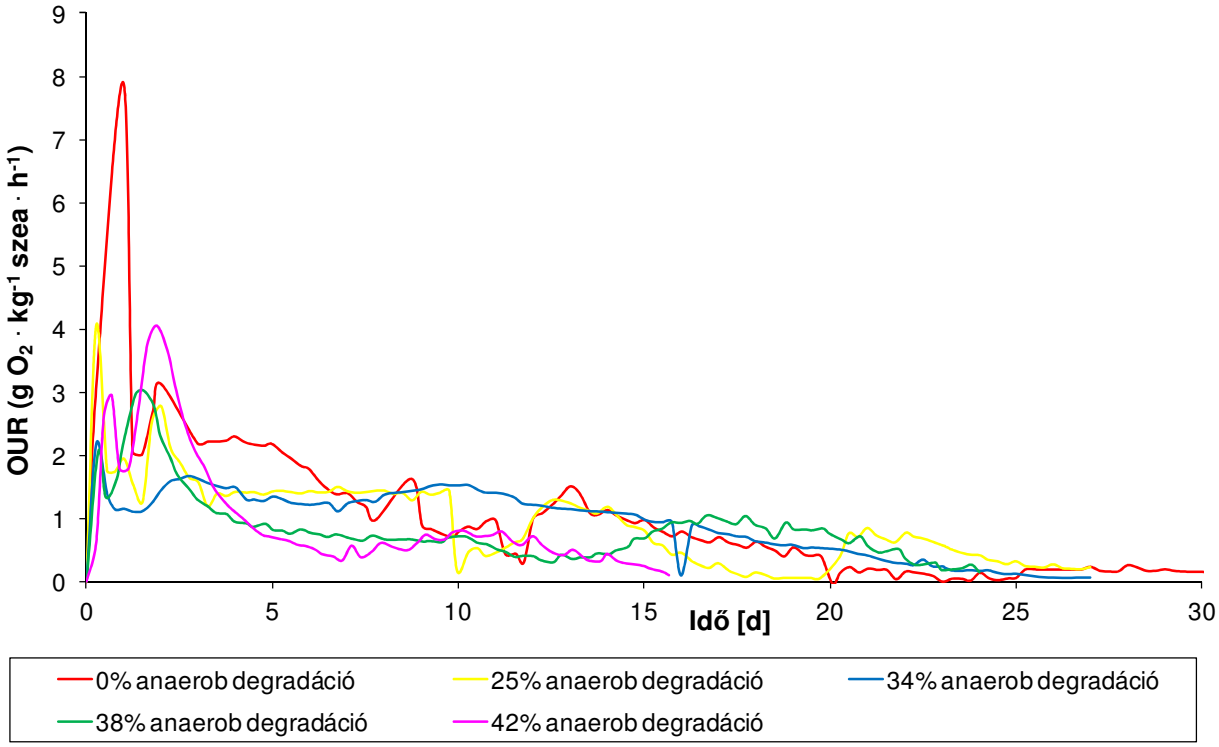
A szalma aerob bonthatóságának meghatározásakor azt tapasztaltam, hogy a vizsgálat 20. napjáig 15,2%-ban (D_{20}=15,2%) volt bontható, amely biológiai oxigén igényben kifejezve BOI_{20}= 136 g O_2 · kg szea^{-1} értékre adódott. A szakirodalom ennél magasabb értékeket (55% - 120 nap) ad meg (Chandler és társai, 1980), Haug (1980) a szennyvíziszap komposztálásának méretezési útmutatójában 20%-ot javasol.



19. ábra *Szerkezetjavítás céljából alkalmazott szalma biológiai oxigén igénye az idő függvényében*

4.3.2. Oxigénfogyasztás és szerves anyag degradáció értékelése

A komposztálást modellező berendezés segítségével mérni tudtam az aerob lebontás jellemzésére alkalmas oxigénfogyasztást és szén-dioxid termelést. A különböző mértékben anaerob úton előkezelt iszapok pillanatnyi oxigénfogyasztását a 20. ábra mutatja (adatok: M8. melléklet 16. táblázat).



20. ábra *Különböző mértékben anaerob úton kezelt iszapok pillanatnyi oxigén fogyasztása*

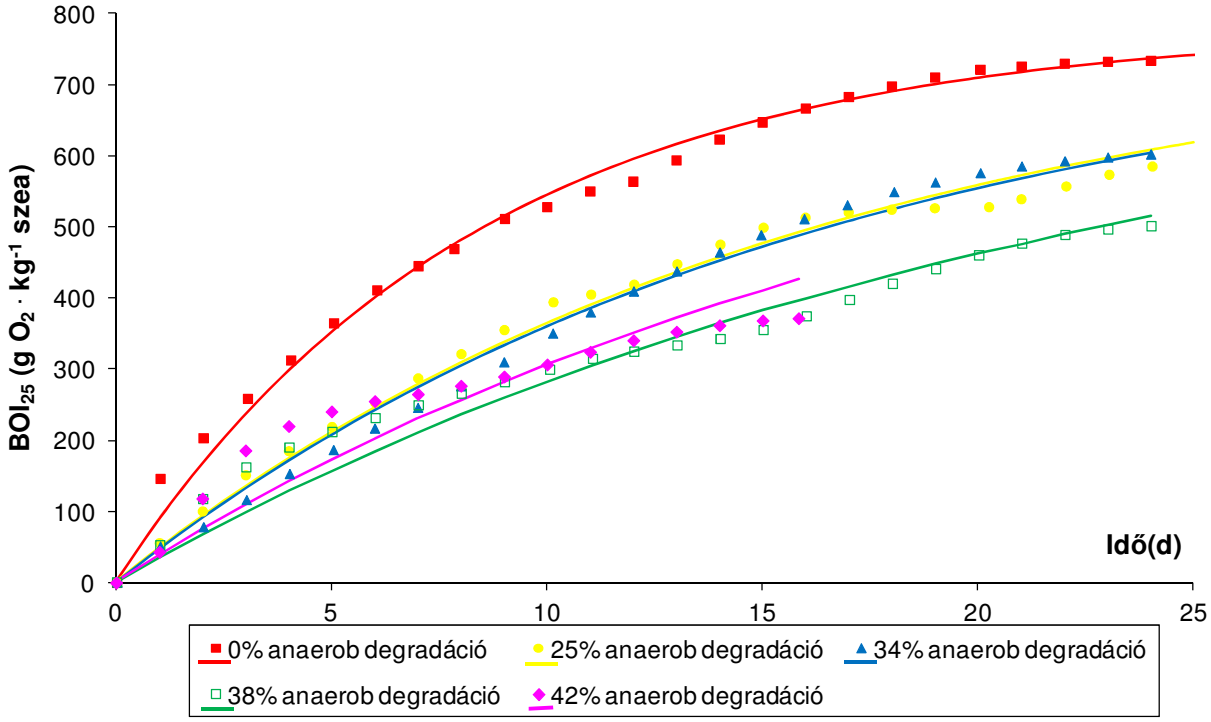
A 20. ábrán látható, hogy a kezeletlen, 0% anaerob degradáció során is felhasznált (1:1,5 F2:R2 fölösiszap : rothasztott iszap) keverék oxigénfogyasztása az első napon 8 g $O_2 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot h^{-1}$ volt. Az anaerob degradáció növelésével a kezdeti maximális oxigénfogyasztás értéke csökkent. A maximális oxigénfogyasztási értékeket összehasonlítottam a komposzt stabilitását jellemző értékekkel (3. táblázat). A 11. táblázat alapján megállapíthatjuk, hogy még a legnagyobb mértékű (42%-os, 40 napos) anaerob előkezelés esetében is stabilizálatlan szerves anyaggal állunk szemben.

11. táblázat Anaerob úton előkezelt iszapok stabilitásának értékelése oxigénfogyasztás alapján

Anaerob előkezelés mértéke	**OUR_{max}** (g $O_2 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot h^{-1}$)	**Értékelés**
0%	7,903	nyers szerves anyag
25%	5,212	nyers szerves anyag
34%	7,972	nyers szerves anyag
38%	3,834	nyers szerves anyag
42%	4,052	nyers szerves anyag

A mérési eredmények pontosabb értékelése érdekében meghatároztam az iszapok 25 napos biológiai oxigén igényét (összegzett oxigénfogyasztását), melyet a 21. ábra mutat (adatok: M8. melléklet 17. táblázat).

Összehasonlítás érdekében a mérési eredményekre a biológiai folyamatokat leíró elsőrendű reakciókinetikai függvénykapcsolatot *(46)* illesztettem, feltételezve hogy a BOI_{25} = 780 g $O_2 \cdot g^{-1}$ szea. A paramétereket a legjobb illeszkedést (r = x – y) adó regresszió analízis alapján határoztam meg. A regresszió analízissel meghatározott BOD_{max} és *k* értékeket a 12. táblázat tartalmazza.



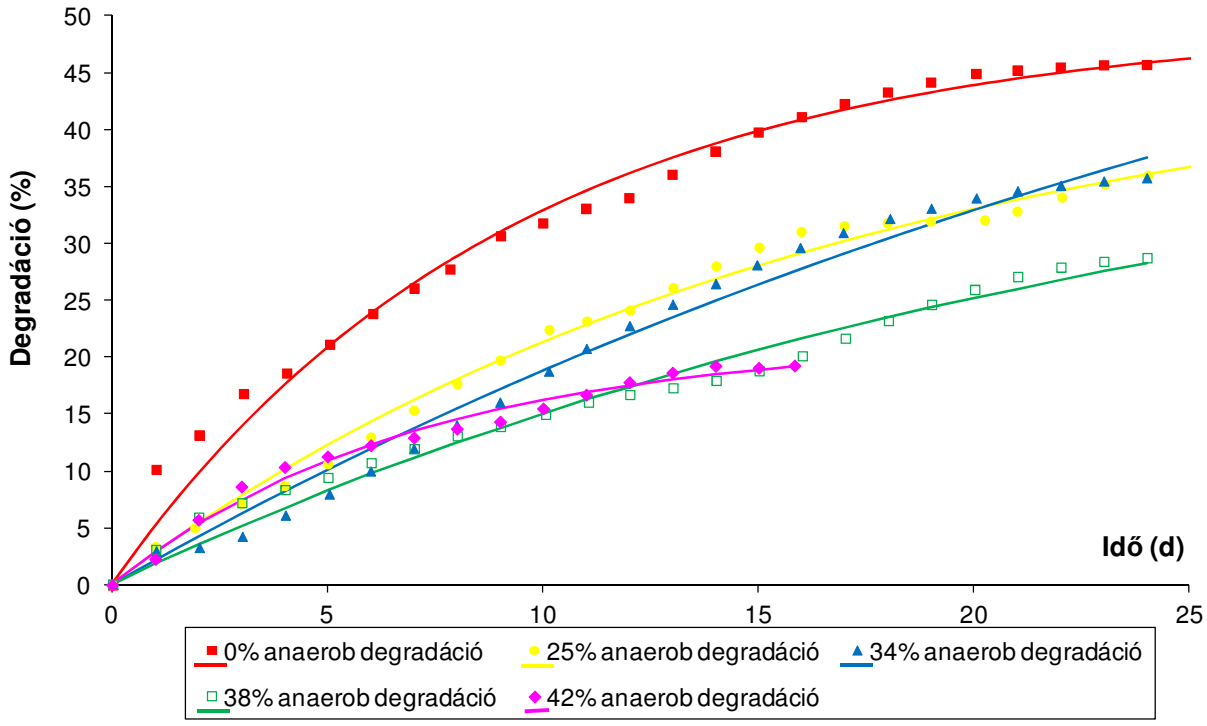
21. ábra *Különböző mértékben anaerob úton előkezelt iszapok 25 napos biológiai oxigén igénye egységnyi szerves anyagra vetítve*

12. táblázat Reakciókinetikai paraméterek különböző mértékben anaerob úton előkezelt iszapok aerob degradációja során

Anaerob előkezelés mértéke	**k** reakció-sebességi tényező	v_{3d} (g $O_2 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot d^{-1}$)	v_{20d} (g $O_2 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot d^{-1}$)	R^2 összefüggés szorossága
D = 0%	0,120	65,00	8,54	0,993
D = 25%	0,063	40,58	13,96	0,989
D = 34%	0,062	40,00	14,00	0,992
D = 38%	0,045	30,57	14,26	0,953
D = 42%	0,050	33,48	-	0,853

A 21. ábrán láthatjuk, hogy az anaerob előkezelés mértékének növelésével csökkent az aerob degradálhatóságot jelző összegezett oxigénfogyasztás. A teljes kezelés során nem volt jelentős eltérés a 25%-os és 34%-os anaerob degradáltságú iszapok BOI értékei között, és mindkettő lényegesen kisebb aktivitást mutatott mint az előkezeletlen iszap. A 32%-ban és 38%-ban anaerob úton kezelt iszapok szintén nagy hasonlóságot mutattak. A 12. táblázat alapján láthatjuk, hogy a reakció sebességét megadó *k* értékek csökkenő tendenciát mutatnak az anaerob előkezelés mértékének növelésével. Értéke a kezeletlen és a 42%-ban anaerob úton kezelt iszap esetén 2,4-szeres. A 3. naphoz tartozó pillanatnyi oxigénfogyasztási sebességek az anaerob előkezelés mértékével csökkentek. A 20. naphoz tartozó v_{20d} értékénél jelentős különbségek nem mutathatók ki a 25-34-38%-ban anaerob úton kezelt iszapoknál.

A szennyvíziszapok oxigénfogyasztásából meghatároztam a szerves anyag aerob degradációjának mértékét az idő függvényében – 25 napos tartózkodási idő alatt (Haug, 1986 b) – annak érdekében, hogy értékeljem a különböző mértékben anaerob úton degradált szennyvíziszapok aerob degradációját (22. ábra, adatok: M8. melléklet 18. táblázat). A 22. ábra alapján láthatjuk, hogy az anaerob előkezelés mértéke befolyásolja az aerob degradációt. Minél nagyobb az anaerob degradáció mértéke, annál nagyobb a negatív hatás az aerob degradációban. A kezeletlen szennyvíziszap aerob degradációja 46%-os volt. Összességében elmondható, hogy anaerob degradáció után még a szerves anyag lebontása aerob körülmények között tovább folytatható, és jelentős mértékű aerob degradáció érhető el.



22. ábra *Különböző mértékben anaerob úton degradált iszapok aerob degradációjának mértéke*

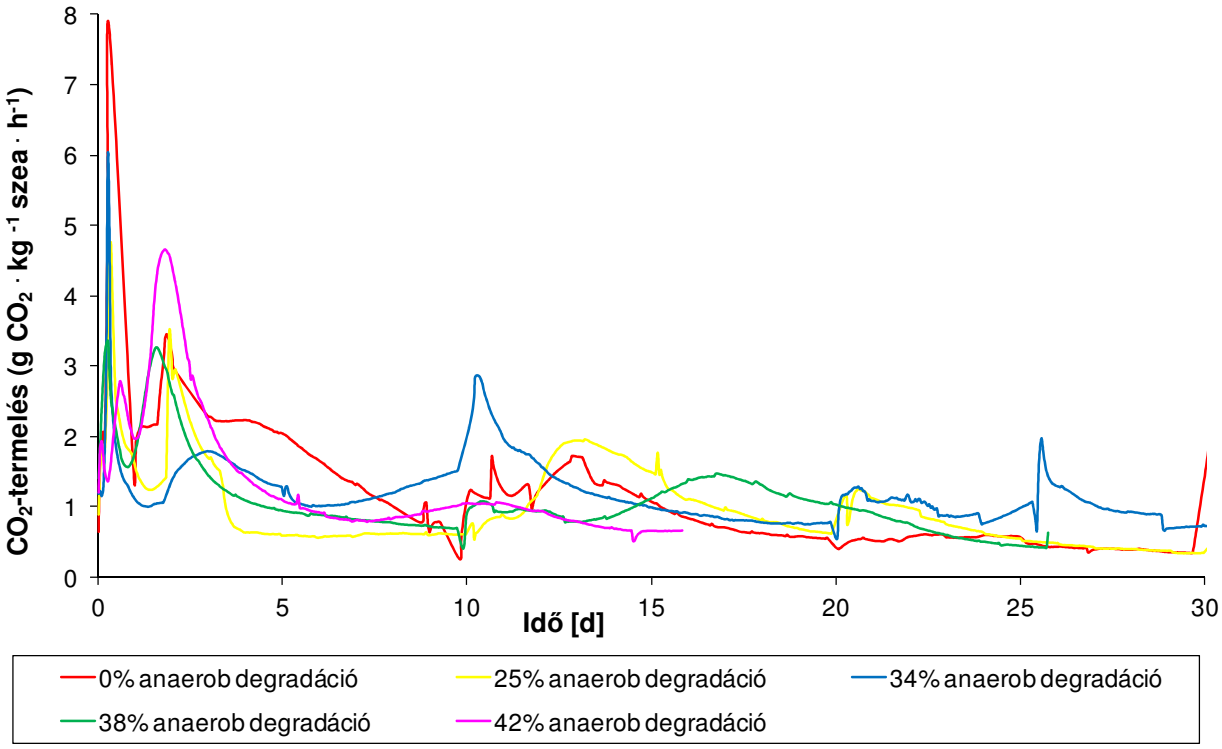
A 13. táblázat a különböző mértékben anaerob úton előkezelt iszapok aerob degradációját és összegzett (anaerob+aerob degradációját) mutatja. A 13. táblázat eredményeiből láthatjuk, hogy 34%-os anaerob degradáció felett az aerob és anaerob degradáció összege nem növekszik. Az anaerob előkezelés optimális mértéke így 34% körüli értékben határozható meg.

13. táblázat Anaerob előkezeléssel és komposztálással elérhető összes szerves anyag degradáció

Anaerob előkezelés mértéke	**Anaerob úton előkezelt iszap aerob degradációja** (T=25 d)	**Anaerob és aerob degradáció összege**
0%	46%	46%
25%	37%	62%
34%	32%	66%
38%	28%	66%
42%	19% (16 d)	61%

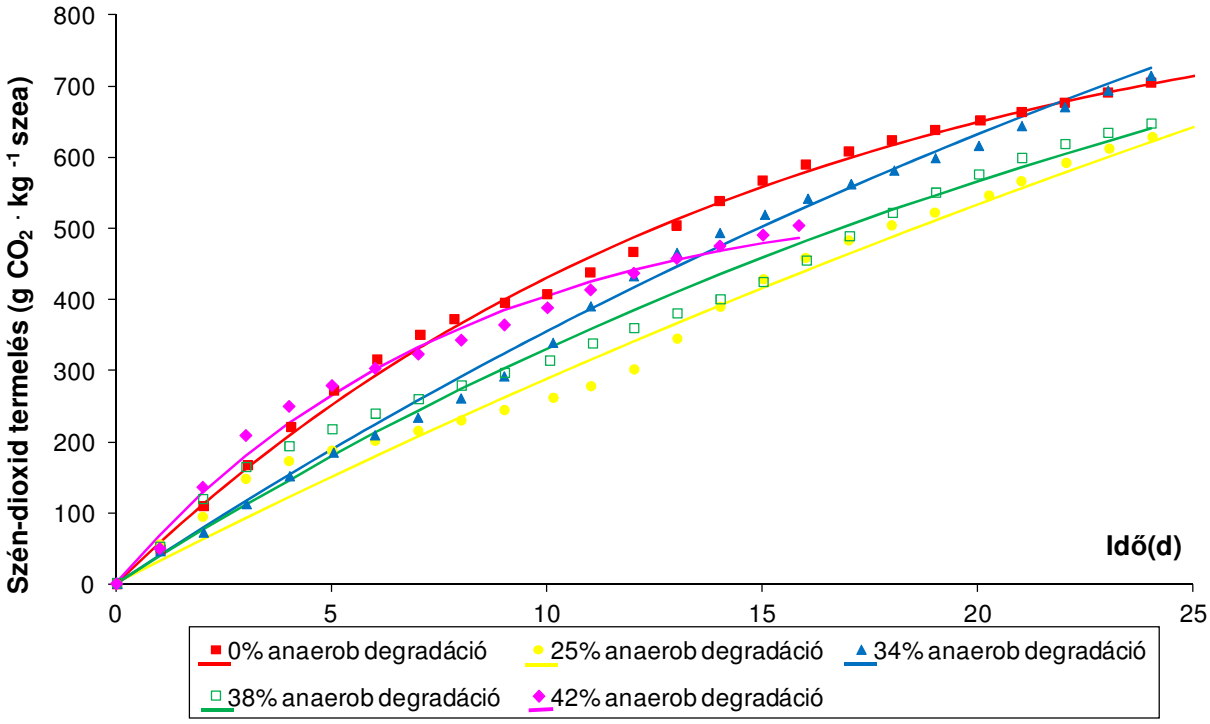
4.3.3. Széndioxid termelés értékelése

Az aerob lebontás folyamata nemcsak az oxigénfogyasztással, hanem a biológiai folyamat során a szerves anyag lebontása során termelődött szén-dioxid mennyiségével is jellemezhető. A 23. ábrán (adatok: M8. melléklet 19. táblázat) a különböző mértékben anaerob úton előkezelt szennyvíziszapok és a szerkezetjavításként alkalmazott szalma pillanatnyi szén-dioxid termelését láthatjuk az idő függvényében.



23. ábra *Pillanatnyi szén-dioxid termelés különböző mértékben anaerob úton előkezelt iszapoknál egységnyi szerves anyagra vetítve*

A 23. ábrán láthatjuk, hogy a szén-dioxid termelés a vizsgálat első két napjában érte el maximális értékét, majd fokozatos csökkenést mutat. A szén-dioxid-termelés mérésénél kimutatható a 10 naponként történő keverés hatása, amíg az oxigénfogyasztás mérésénél ezt nem tapasztaltam. A pillanatnyi szén-dioxid-termelés görbéi nem mutatják jól az anaerob előkezelés hatását, így a 24. ábrán (adatok: M8. melléklet 20. táblázat) megadtam az összegzett szén-dioxid termelés értékeit az adalékanyagként alkalmazott szalma szén-dioxid termelésével együtt.



24. ábra *Összegzett szén-dioxid termelés különböző mértékben anaerob úton előkezelt iszapoknál egységnyi szerves anyagra vetítve*

Legnagyobb szén-dioxid termelése a kezeletlen, 0%-ban és a 34%-ban anaerob úton degradált iszapnak volt, ezt követte a 38%-ban és 25%-ban előkezelt iszap. A szén-dioxid termelés görbéi tehát nem a vártnak megfelelően alakultak, nem követték a szea-tartalom csökkenésének hatását.

14. táblázat Reakciókinetikai paraméterek különböző mértékben anaerob úton előkezelt iszapok aerob degradációja során

Anaerob előkezelés mértéke	**CO_{2max}** ($g\ CO_2 \cdot kg^{-1}$ sza)	**k** reakció-sebességi tényező	**v_{3d}** ($g\ CO_2 \cdot kg^{-1}\ sza \cdot d^{-1}$)	**v_{20d}** ($g\ CO_2 \cdot kg^{-1}\ sza \cdot d^{-1}$)	**R^2** összefüggés szorossága
D = 0%	873	0,068	48,21	15,27	0,997
D = 25%	1955	0,016	29,72	22,66	0,983
D = 34%	1612	0,025	37,27	24,41	0,996
D = 38%	1150	0,034	35,18	19,77	0,982
D = 42%	560	0,129	49,06	-	0,990

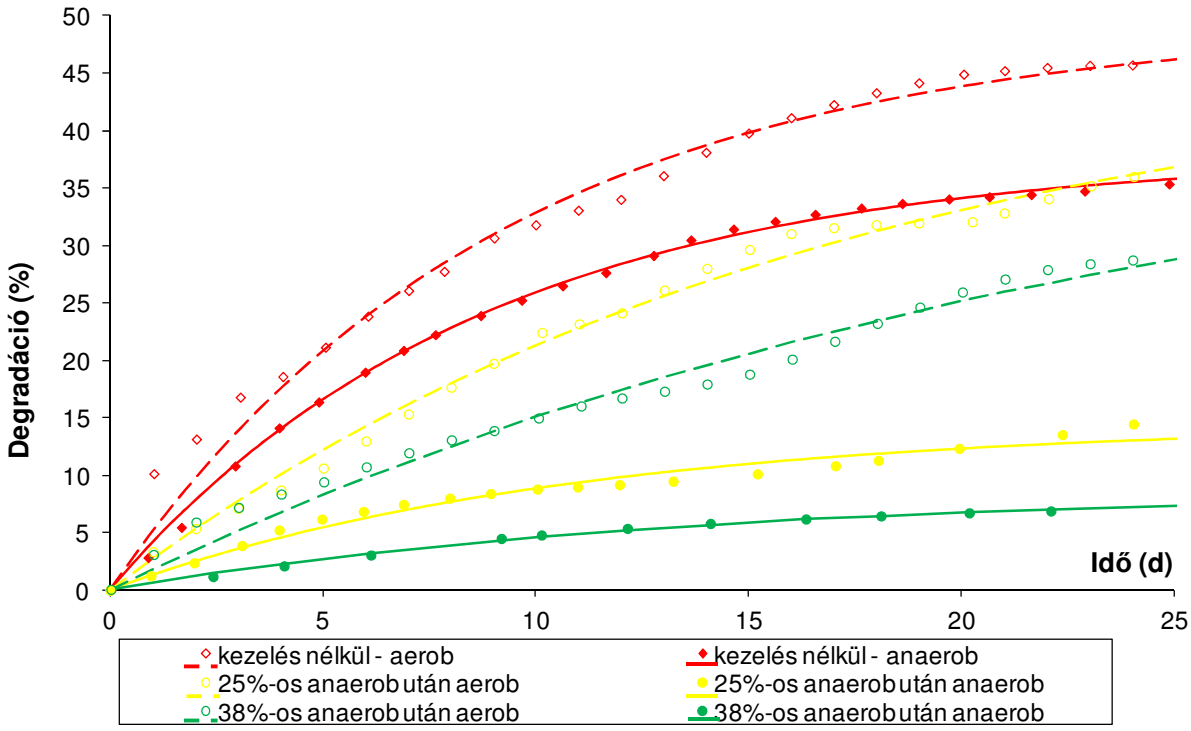
A 14. táblázat a reakciókinetikai paramétereket tartalmazza. A CO_{2max} értékei a 0%-ban anaerob úton előkezelt iszaptól eltekintve csökkentek, a *k* reakciósebességi állandó növekedést mutat. A 3. és a 20. naphoz tartozó pillanatnyi szén-dioxid termelések sem mutatnak kapcsolatot az anaerob előkezelés és a szén-dioxid termelés között. A fentiek alapján megállapítottam, hogy az oxigénfogyasztással ellentétben a szén-dioxid termeléssel nem írható le az anaerob előkezelés mértékének hatása a komposztálás folyamatára. A különböző mértékben anaerob úton kezelt szennyvíziszapok stabilitását szén-dioxid termelés alapján is jellemezhetjük (0). A 15. táblázat alapján megállapíthatjuk, hogy szén-dioxid termelés alapján is mindegyik anaerob úton kezelt iszap nagyon stabilizálatlan anyagnak tekinthető, közvetlen mezőgazdasági felhasználása így nem javasolt.

15. táblázat Komposzt stabilitás értékelése szén-dioxid termelés alapján

Anaerob előkezelés mértéke	**CO_{2max}** ($g\ CO_2 \cdot kg^{-1}$ komposzt $C \cdot d^{-1}$)	**Értékelés**
0%	29,85	nagyon stabilizálatlan
25%	20,93	nagyon stabilizálatlan
34%	20,41	nagyon stabilizálatlan
38%	24,28	nagyon stabilizálatlan
42%	31,09	nagyon stabilizálatlan

4.4. Anaerob és aerob degradáció összehasonlítása

Annak érdekében, hogy értékeljem az aerob és anaerob degradáció egymáshoz viszonyított hatékonyságát megvizsgáltam különböző mértékben anaerob módon előkezelt szennyvíziszapok degradálhatóságát mindkét eljárással. A 25. ábra (adatok: M8. melléklet 21. táblázat) különböző mértékben anaerob úton degradált szennyvíziszap anaerob és aerob degradációjának mértékét mutatja az idő függvényében. A könnyebb áttekinthetőség érdekében csak a 0 – 25 – 38%-ban anaerob úton előkezelt iszapok aerob és anaerob degradálhatóságát ábrázoltam. A 25. ábrán láthatjuk, hogy minden esetben azonos tartózkodási idő esetén az aerob degradáció mértéke nagyobb, mint az anaerob degradációé. A kimutatott különbség részben azzal is magyarázható, hogy a félszáraz, szakaszos üzemű anaerob kezelés lassúbb, mint a folyékony, folyamatos üzemű kezelés.



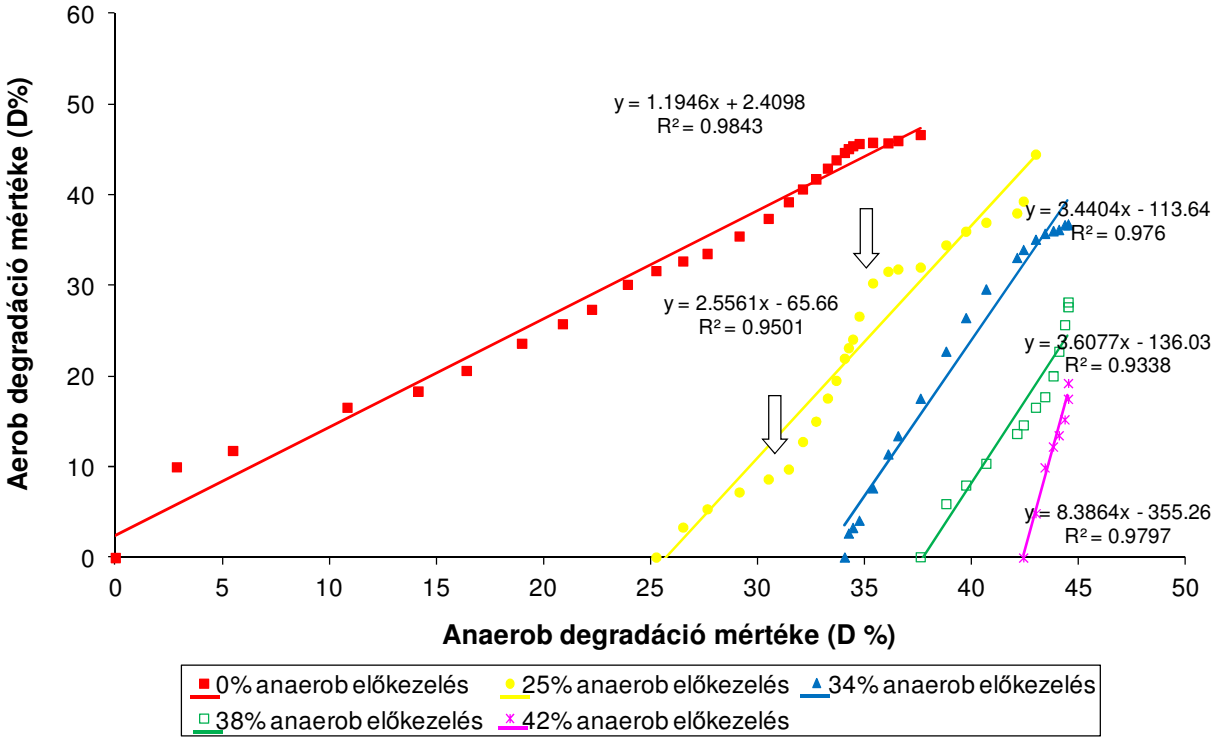
25. ábra *Különböző mértékben anaerob úton degradált iszapok aerob és anaerob kezeléssel elérhető degradációja az idő függvényében*

A mérési eredményekre egytagú elsőrendű differenciálfüggvényeket illesztettem *(47)*, amelyekből meghatároztam a D_{max} és k reakciókinetikai paramétereket (16. táblázat). Az aerob és anaerob lebontás összehasonlítása érdekében külön vizsgáltam a lebontás kezdetén és végén a degradáció pillanatnyi sebességeit. A kezdeti, gyors degradációt a 3. napi degradációs sebességgel (v_{3d}), a szubsztrát csökkenést jelentő szakaszt a 20. napi degradációs sebességgel (v_{20d}) jellemeztem, melyet a 16. táblázatban foglaltam össze.

16. táblázat Regresszió analízis útján az elsőrendű reakciókinetikai egyenletben szereplő paraméterekre meghatározott értékek

Számított paraméterek	**Aerob kezelés**			**Anaerob kezelés**		
	0%	**25%**	**38%**	**0%**	**25%**	**38%**
	anaerob degradáció után			**anaerob degradáció után**		
D_{max}	49,41	47,57	45,27	37,92	14,60	8,62
k	0,110	0,060	0,040	0,115	0,094	0,077
v_{3d} (D%/d)	3,905	2,369	1,627	3,093	1,033	0,527
v_{20d} (D%/d)	0,608	0,864	0,812	0,440	0,211	0,143

A 16. táblázatból láthatjuk, hogy az idő függvényében a degradáció sebessége csökken, valamint az aerob degradáció sebessége a 3. és 20. napon lényegesen nagyobb, mint az anaerob degradációé. A degradáció pillanatnyi sebességeit összehasonlítva megállapítható, hogy a lebontás kezdeti szakaszában (3. nap) minél nagyobb az anaerob előkezelés mértéke annál inkább csökken az egységnyi idő alatt elérhető anaerob degradáció mértéke. Az aerob degradáció sebessége a 20. napon már jelentősen nem változik az anaerob előkezelés mértékének függvényében, azonban az anaerob degradáció sebessége tovább csökken. Ez azzal magyarázható, hogy aerob körülmények között a nehezebben bontható szerves anyagok (lignin és cellulóz) jobban degradálhatók, mint anaerob viszonyok között (Angelidaki és Ahring, 1999).



26. ábra *Különböző mértékben anaerob úton degradált iszapok aerob és anaerob utókezeléssel elérhető degradációjának kapcsolata*

Az anaerob és aerob degradáció közötti kapcsolat értékelése érdekében vizsgáltam az anaerob degradáció függvényében az aerob degradáció értékeit ugyanazon kezelési időtartamok esetében, melyet a 26. ábra (adatok: M8. melléklet 22. táblázat) mutat. Trend egyenest illesztettem a mérési eredményekre azzal a céllal, hogy vizsgáljam az aerob és anaerob kezelés kapcsolatát és jellegét. Láthatjuk, hogy az anaerob kezelés mértékének növelésével változik a kapcsolat jellege az anaerob és aerob lebontás során. A könnyen bontható szerves anyag csökkenésével a maradék szerves anyag aerob úton könnyebben degradálható, mint anaerob úton. 34%-os anaerob degradáció után még jelentős (akár 40%-os) aerob degradációt is elérhetünk. Ezt mutatja a pontokra illesztett trend egyenes is, melynek az iránytangense az előkezelés mértékével egyre nő, kezeletlen iszap esetében 1,19, míg 42%-ban anaerob úton előkezelt iszap esetében 8,39.

Anaerob úton 42%-ig kirothasztott szennyvíziszap esetében az aerob degradáció mértéke, akár további 20%-kal is növelhető, azonban anaerob degradációval már csak 2-3%-os szerves anyag csökkenést érhetünk el.

A fenti eredményekből arra következtethetünk, hogy bizonyos degradáció felett változik a kapcsolat jellege, mert az aerob degradáció hatékonyabb lesz, mint az anaerob degradáció, ezért egy bizonyos degradációs szint után célszerű a lebontást aerob úton folytatni. Ha megnézzük a 25%-os anaerob előkezelés után az aerob és anaerob degradáció mértékét, akkor azt tapasztaljuk, hogy 31-34%-os degradációnál az aerob degradáció mértéke hirtelen növekszik az anaerob degradációhoz képest. A fenti szakaszt a 26. ábrán nyilakkal jelöltem.

4.5. Energiamérleg számítások

Az energiamérleg számításokat a 4.3. fejezetben ismertetett mérési eredmények és a 3.5.5. fejezetben megadott összefüggések, képletek felhasználásával végeztem.

A komposztálás során felszabaduló energia mennyiségét Finstein és Hogan (1992) munkája alapján számítottam ki, melyet a 17. táblázat mutat. A táblázat eredményeiből láthatjuk, hogy az előkezelés mértékének növelésével az iszapokból felszabaduló energia mennyisége csökken.

17. táblázat 25 napos komposztálás esetén a komposztálás során felszabaduló energia egységnyi iszap szárazanyagra vetítve különböző előkezelésű iszapok esetében

Anaerob előkezelés mértéke	**Felszabaduló energia** ($kJ \cdot kg^{-1}$ sza) (T=25 d)	**Felszabaduló energia**[2] ($J \cdot g^{-1}$ szea) (T=25 d)
D = 0%	7 694	10 867
D = 25%	6 211	9 314
D = 34%	5 439	8 244
D = 38%	4 812	7 310

A 17. táblázat eredményeiből kitűnik, hogy a hőtermelés értékei alul maradnak az irodalomban megadott 15 000–22 000 $J \cdot g^{-1}$ szea értékektől. Ez azzal magyarázható, hogy az általam felhasznált 0%-ban anaerob úton előkezelt iszap is tartalmazott 1:1,5 arányban már kirothasztott iszapot, melynek hőtermelése (a távozó CH_4 gáz miatt) kisebb, mint a kezeletlen iszapé.

Kísérleti eredményeim alapján értékeltem a különböző degradáltságú és sza-tartalmú iszapok komposztálási feltételeiben kimutatható különbségeket. Meghatároztam az iszap (20%) és a végtermék (60%) szárazanyag-tartalmának figyelembevételével számolható felesleges

[2] Mértékegység átváltás Miller (1998) adataival történő összehasonlítás céljából.

víztartalom eltávolításához szükséges energia mennyiségét. A végtermék 60%-os sza-tartalmát Haug (1980) munkája alapján vettem fel. A fenti érték egy átlagnak tekinthető, mivel a 36/2006 FVM rendelet a komposztokra 65%-ot ad meg, az End of Waste kritériumrendszer pedig a legalább 50%-os sza-tartalmat ír elő (Villanueva et al., 2010).

Haug (1980) szerint a teljes energiamennyiség 70-80%-a a felesleges víz elpárologtatásához szükséges energia (20°C-on 2 257 kJ · kg H_2O^{-1}), így egységnyi mennyiségű víz eltávolítására vetített energiaigényt 3 300 kJ · kg sza^{-1} értékben határozta meg. Figyelembe véve a víz párolgáshőjét, valamint az egységnyi iszapból eltávolítandó víz mennyiségét (4 kg víz · kg^{-1} sza 20%-os iszap sza) a nedvességszabályozás energiaigénye 11 711 kJ · kg^{-1} sza értékre adódott 20°C környezeti és 55°C prizmahőmérséklet mellett (Haug, 1980).

A komposztálás során felszabaduló energia minden előkezelés esetén kisebb volt, mint a felesleges víz eltávolításához szükséges energia mennyisége, így megállapítható, hogy mindegyik anaerob előkezelés esetében energiapótlás céljából adalékanyag alkalmazása szükséges.

A továbbiakban rá kívánok mutatni, hogy a stabilizálás előtérbe helyezése mellett milyen limitált sza-tartalom csökkenést lehet elérni a bontható szea eltávolítását célzó sztöchiometrikus oxigénigény (iszap mért oxigénfogyasztása) biztosítása esetében. Ilyenkor feltételezve, hogy az anyag felfűtéséhez szükséges energia rendelkezésre áll, a szea biokémiai lebontását ugyan biztosítani tudjuk, de a kész komposzt sza-tartalma várhatóan nem éri el a célként kitűzhető 60%-ot. A 18. táblázatban a sztöchiometriai oxigénigény biztosítása mellett az egységnyi mennyiségű levegővel eltávolítható víz figyelembevételével meghatározott, elérhető szárazanyag-tartalmakat láthatjuk 5°C-os és 20°C-os külső hőmérséklet esetében 20 és 25%-os kiindulási iszap szárazanyag-tartalomnál (hazai szennyvíziszap sza-tartalmát figyelembe véve).

A Elérhető sza-tartalom a sztöchiometriai oxigénigény biztosítása esetén 20 és 25%-os kiindulási sza-tartalom 18. táblázat eredményeiből láthatjuk, hogy 20 és 25%-os kiinduló iszap sza-tartalommal a sztöchiometriai oxigénfogyasztás biztosítása esetén nem érhető el a 60%-os sza-tartalmú kész komposzt. Minél nagyobb az iszap kezdeti sza-tartalma, annál magasabb szárazanyag-tartalmat érhetünk el a végterméknél. 5%-os sza-tartalom növekedés 10%-os növekedést eredményezett a végtermék szárazanyag-tartalmában. A 18. táblázat eredményeiből azt is láthatjuk, hogy az anaerob előkezelés mértékének növelésével kismértékben csökken a végtermékben elérhető sza-tartalom. Ez azt mutatja, hogy az előkezelés hatására a sztöchiometriai oxigénfogyasztásból adódó levegőztetésben megjelenő különbségek nem befolyásolják lényegesen az elérhető sza-tartalmat, ami azonban messze elmarad a kívánatos 60%-os értéktől. A 18. táblázat eredményeiből az is látható, hogy a külső hőmérséklet változása jelentősen nem befolyásolja az elérhető szárazanyag-tartalom értékét.

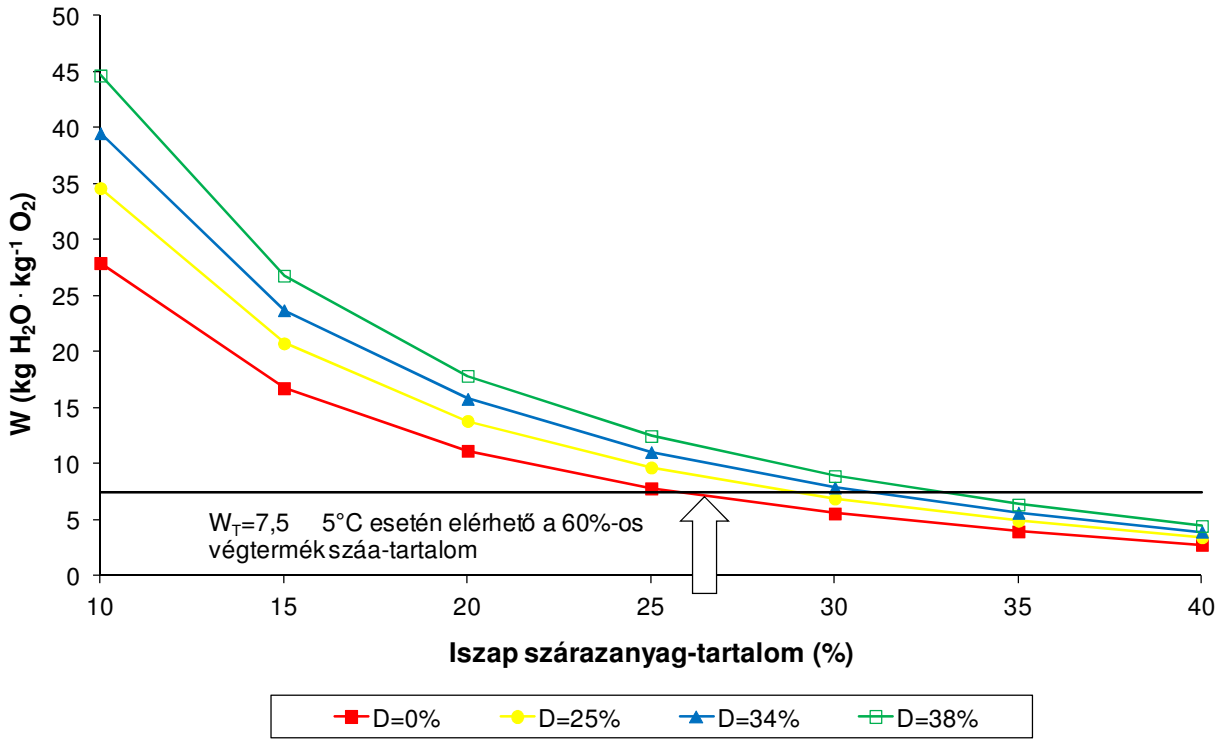
18. táblázat Elérhető sza-tartalom a sztöchiometriai oxigénigény biztosítása esetén 20 és 25%-os kiindulási sza-tartalom mellett

Iszap sza-tartalma	**Anaerob előkezelés mértéke**	**Elérhető sza-tartalom** (%)		**Összes víztartalomból eltávolított víz mennyisége** (%)	
		külső hőm. 5°C	**külső hőm. 20°C**	**külső hőm. 5°C**	**külső hőm. 20°C**
20%	D = 0%	26,9	26,7	7,0	6,3
	D = 25%	26,5	26,3	5,5	5,0
	D = 34%	26,3	26,2	5,0	4,5
	D = 38%	26,2	26,0	4,5	4,0
25%	D = 0%	36,8	36,4	9,3	8,3
	D = 25%	36,0	35,7	7,3	6,7
	D = 34%	35,7	35,5	6,7	6,0
	D = 38%	35,5	35,2	6,0	5,3

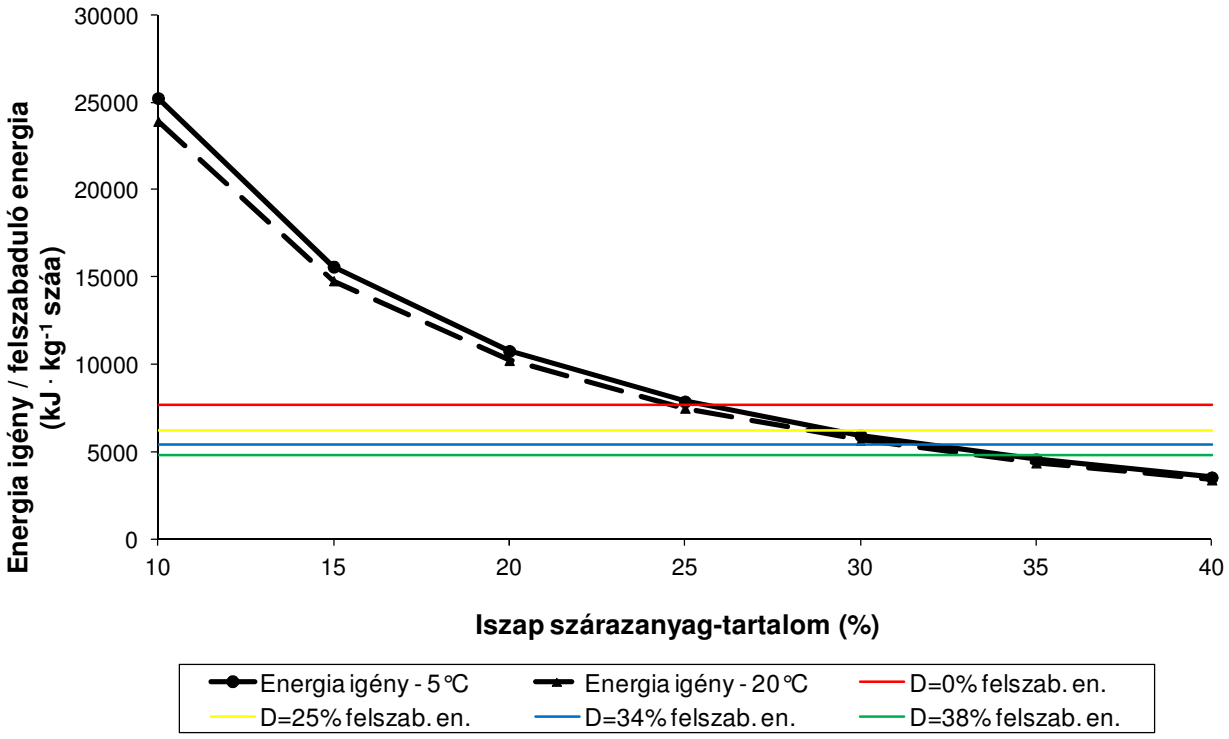
Annak érdekében, hogy választ kapjak arra, hogy szükséges-e a szea energetikai célú pótlása vagy kész komposzt visszaforgatása is elegendő a 60%-os sza-tartalmú végtermék eléréséhez, meghatároztam a 3.5.5. fejezetben ismertetett W_t értéket és a komposztálás energiamérlegét.

A W_t értéke 5°C-os külső hőmérséklet esetén 7,5, míg 20°C-os külső hőmérséklet esetén 7,8 lett. Gyakorlati szempontból ez azért érdekes, mert az így meghatározott W_t érték viszonyítási alapként alkalmazható annak eldöntéséhez, hogy a kezelés során elérhető-e a megcélzott 60%-os sza-tartalom. A különböző mértékben anaerob úton előkezelt iszapminták esetére különböző sza-tartalmak mellett meghatároztam a számított W értékét, mely az egységnyi biológiailag degradálható szerves anyag mennyiségre (BOI kg) vonatkoztatott víz mennyiségét adja meg. Az általam meghatározott W érték és a sza-tartalom kapcsolatát a 27. ábra mutatja (adatok: M8. melléklet 23. táblázat).

A 27. ábráról láthatjuk, hogy 25%-os szárazanyag-tartalomig egyik vizsgált iszapminta esetében sem érhető el a 60%-os végtermék sza-tartalom. Magasabb anaerob előkezelés (34% és 38%) esetében még 30%-os sza-tartalom mellett sem áll elegendő bontható szerves anyagból származó energia a megfelelő sza-tartalom eléréshez. Ugyanezen sza-tartalom esetében a több bontható szerves anyagot tartalmazó, anaerob úton nem kezelt iszap esetében már biztosítható a szea lebontása és a szárítás egyaránt. 35%-os sza-tartalmú iszapoknál már minden vizsgált mintánál elérhető a szerves anyag degradáció és a 60%-os sza-tartalmú végtermék.



27. ábra *Különböző mértékben anaerob úton előkezelt iszapok W értékei a sza-tartalom függvényében és az elméleti W_T érték*



28. ábra *Energia igény és a termelődő energia kapcsolata különböző sza-tartalmak, különböző szerves anyag degradációk és külső hőmérséklet esetén*

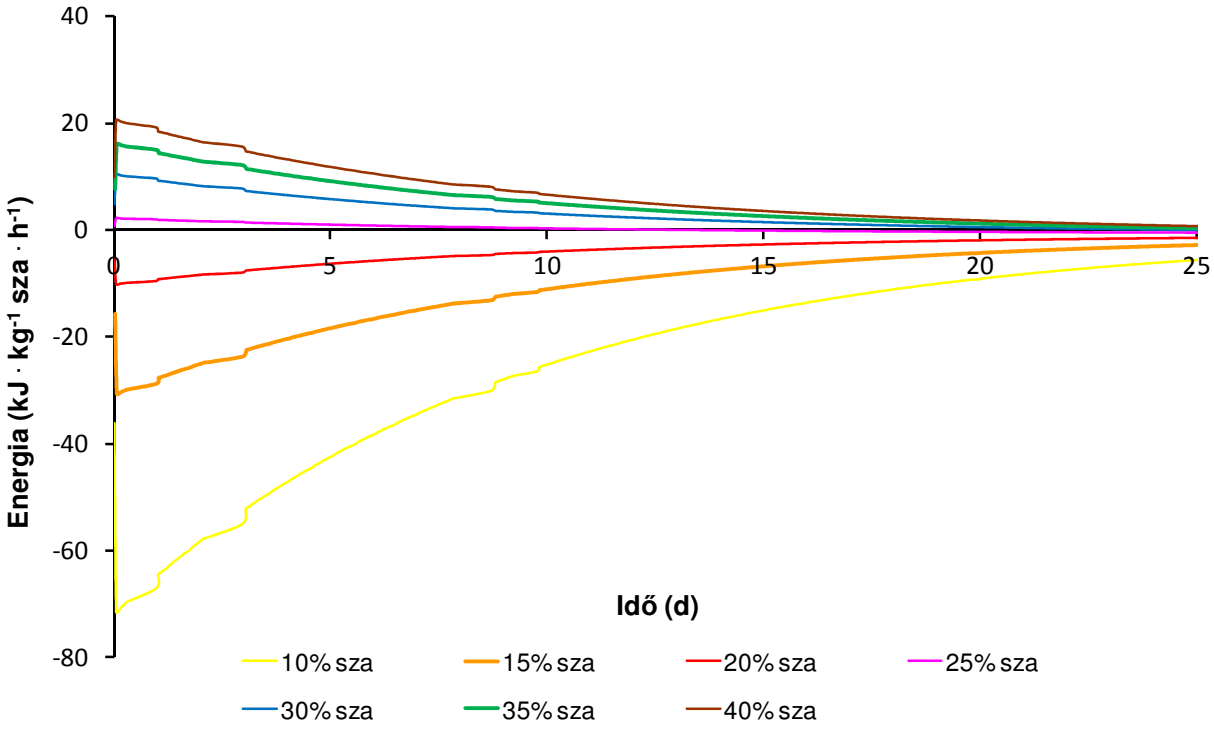
A 28. ábrán (adatok: M8. melléklet 24. táblázat) a komposztáláshoz szükséges energia és a szea lebontása során termelődött energia kapcsolatát láthatjuk különböző iszap sza-tartalmak

esetében. Az energiaigény értékeit 5°C-os és 20°C-os külső hőmérsékletnél számítottam különböző sza-tartalmaknál. A különböző mértékben anaerob úton előkezelt iszapok energiaigény értékei csak kismértékben (<1%) tértek el egymástól, mely a biokémiai lebontásból származó víz párolgási hőigényéből származik, így külön-külön nem jelöltem az energiaigényeket.

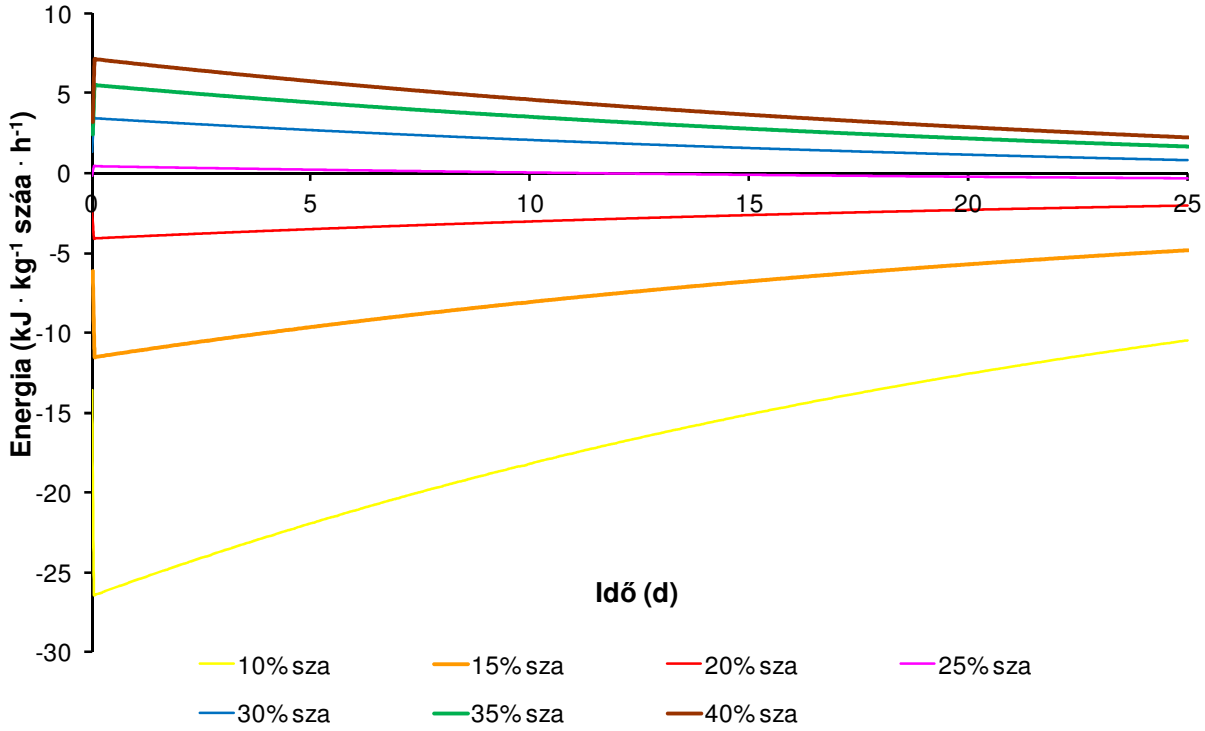
A 28. ábrán láthatjuk, hogy minél nagyobb az anaerob előkezelés mértéke annál kisebb energia szabadul fel a komposztálás során. 30%-os szárazanyag-tartalomnál csak a 0%-ban és 25%-ban anaerob úton kezelt iszap komposztálása esetében elegendő a keletkező energia az energia igények kielégítésére 25 napos komposztálás mellett.

Kérdésként merül fel, hogy esetleges pozitív energiamérleg esetén mennyi ideig biztosítható a komposzt prizma 55°C-os hőmérséklete. A kérdés megválaszolása céljából időben vizsgáltam az energiamérleget, a sztöchiometriai oxigénigényből számolható energiatermelés és az energiaveszteségek különbségét. A szerves anyag lebontásából felszabaduló energia és az energiaveszteségek különbsége adja a fűtésre fordítható energia mennyiségét. A pillanatnyi hőeltávolítás számítása során feltételezhető, hogy a hőveszteség időbeli változása arányos az oxigénfogyasztás időbeli alakulásával. A számítást különböző anaerob előkezelésű iszapok esetében végeztem el 55°C-os belső és 5°C-os és 20°C-os külső hőmérsékletekre. A számítással kapott értékek esetében a pozitív energiamérleg azt jelenti, hogy biztosítható az 55°C-os hőmérséklet, míg a negatív energiamérleg esetében nem.

A 29. ábra (adatok: M8. melléklet 25. táblázat) példaként a D=0% anaerob előkezelés és 5°C-os külső hőmérsékletnél mutatja az energiamérlegeket különböző szárazanyag-tartalmú iszapokra. A 29. ábrán láthatjuk, hogy 25%-os induló sza-tartalom alatt a szennyvíziszap lebontása során nem termelődik annyi energia, mely fedezné a komposztálás szárítási (végtermék sza = 60%) hőigényét. Ennek oka, hogy alacsony sza-tartalomnál a felesleges víz eltávolításához szükséges levegőztetés olyan mértékű hőveszteséget okoz, amely meghiúsítja a termofil szakasz fenntartását. 25%-os sza-tartalom esetében is csak 8 napig tudjuk biztosítani az 55°C-os hőmérsékletet a komposztálás során. 30%-os sza-tartalom felett azonban már tartósan elérhető az 55°C-os hőmérséklet, és az így keletkező kész komposzt eleget tesz a higiénizációs feltételeknek.



29. ábra *Energiamérleg D = 0%-os anaerob előkezelés, 5°C-os külső hőmérséklet szárítás és stabilizálás során*



30. ábra *Energiamérleg D = 38%-os anaerob előkezelés, 5°C-os külső hőmérséklet szárítás és stabilizálás esetén*

A 30. ábra (adatok: M8. melléklet 26. táblázat) 38%-os anaerob előkezelésnél, 5°C-os külső hőmérsékletnél mutatja a komposztálás energiamérlegét. A 0%-os anaerob előkezeléshez (29.

ábra) képest azt tapasztaljuk, hogy kisebb az energia hiány az alacsonyabb sza-tartalmak (10-20%) esetében, azonban a magasabb sza-tartalomnál a fűtésre fordítható energia értéke is kisebb, mint anaerob előkezelés nélkül.

Az energiamérlegek grafikus ábrázolását nem mutatom be minden előkezelt iszapmintára, hanem a számítás alapján becsülhető pozitív energiamérlegek időtartamát jelző termofil szakasz hosszát adom meg, melyet a 19. táblázatban foglaltam össze.

19. táblázat A termofil szakasz becsült hossza különböző mértékű előkezelések és külső hőmérsékletek esetén

Iszap sza-tartalma (%)	**Termofil szakasz hossza napokban** (55°C)							
	D=0%		**D=25%**		**D=34%**		**D=38%**	
	5°C	**20°C**	**5°C**	**20°C**	**5°C**	**20°C**	**5°C**	**20°C**
20%	0 d	0 d	0 d	0 d	0 d	0 d	0 d	0 d
25%	8 d	17 d	8 d	24 d	10 d	25 d	8 d	23 d
30%	21 d	25 d	25 d	25 d	25 d	25 d	25 d	25 d
35%	25 d	25 d	25 d	25 d	25 d	25 d	25 d	25 d

A 18. táblázat és 19. táblázat adatainak figyelembevételével megállapíthatjuk, hogy a pillanatnyi pozitív energiamérleg eredményeként jelentkező termofil szakasz kialakulására akkor is számíthatunk, amikor a szárítás energiaigénye miatt a vizsgált időszak egészére a mérleg nem pozitív. A könnyen bontható szerves anyag hiánya miatt az előkezelt minták kiegyensúlyozottabb pillanatnyi energia mérleget mutattak a kezdeti intenzív szakaszt követően. Ennek következményeként a 25% szárazanyag-tartalmú előkezeletlen minta esetén a becsült termofil szakasz hossza rövidebbre adódott, mint az előkezelt mintáknál. A számítás alapján becsült termofil időtartamok nem pontosak, de az eredményekből egyértelműen megállapítható, hogy a várható 55°C feletti időszakok hosszát alapvetően az induló szárazanyag-tartalom határozza meg. Az előkezelés mértékének és a külső hőmérsékletnek csak a 25% közeli sza-tartalom esetén van befolyásoló hatása. 20% induló sza-tartalomnál a szárítási cél elérése miatt jelentkező negatív energiamérleg miatt egyik esetben sem, míg 30% felett már mindegyiknél elérhető a termofil szakasz fenntartása a vizsgált időszakra.

Az energiamérleg-számítást 20°C-os külső hőmérsékleten elvégezve azt tapasztaljuk, hogy a hőmérséklet növekedésével a termofil szakasz hossza is növekszik, mely a kisebb energiaveszteségekkel magyarázható. 30%-os iszap sza-tartalom felett már a különbségek nem mutathatók ki.

A termofil szakasz fenntartásához energiapótlás céljából szerves adalékanyagokat (szénforrás) adhatunk az iszaphoz. Vizsgálataim eredményéből arra következtethetünk, hogy minél nagyobb mértékben kezeljük anaerob úton a szennyvíziszapot annál nagyobb mennyiségű energetikai célú

adalékanyag pótlásra van szükségünk. Ebben az esetben tehát nem elegendő a kész komposzt visszaforgatása szárazanyag-tartalom szabályozás céljából, hanem energiapótlásra is szükségünk van.

4.6. Komposztálás méretezése

Az energiamérleg számítások gyakorlati jelentőségének szemléltetése érdekében számításokat végeztem a 0. fejezet alapján a szükséges adalékanyag mennyiségének és a komposztálás térfogatigényének meghatározása céljából.

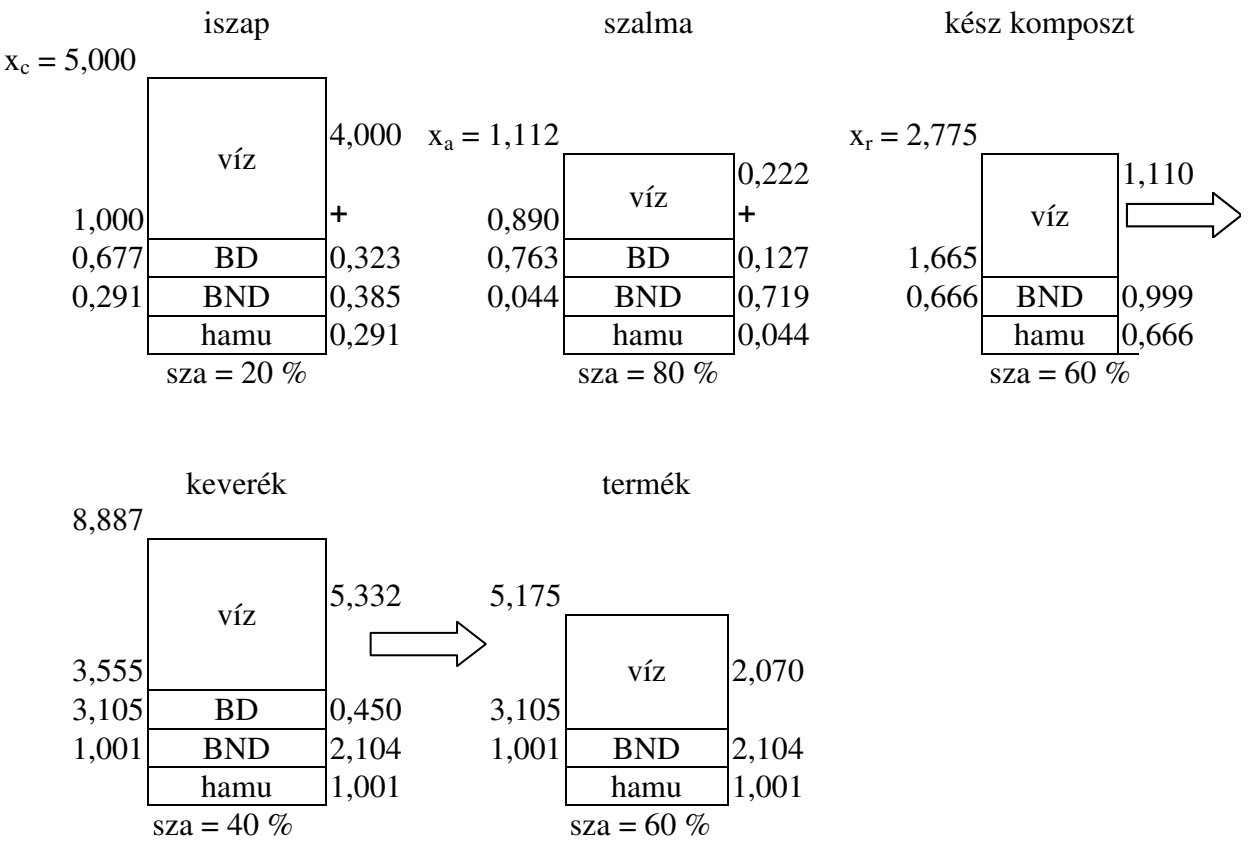
Az anaerob előkezelés energiapótló adalékanyag-igényt befolyásoló hatásának értékeléséhez a 0. fejezetben ismertetett méretezéssel meghatároztam a különböző mértékben stabilizált iszapok energiapótlási célú adalékanyag- és a keverék (iszapok + szalma) induló 40%-os szárazanyag-tartalom beállítását célzó (szerkezetjavítás) kész komposzt visszaforgatási igényét. A számításokat különböző iszap sza-tartalmak (20 – 25 – 30 – 35 – 40%) és megcélzott termék (60%) sza-tartalom alapján végeztem. A méretezés során a kísérleti eredmények alapján meghatározott aerob degradálhatóság mértékét vettem figyelembe.

Az energiapótló adalékanyag mennyisége a bontható szerves anyagból felszabaduló és a felesleges víz elpárologtatásához igényelt energia különbségéből számolható. A komposztálhatóság vizsgálata során mért oxigénfogyasztási értékekből meghatározható az anaerob úton előkezelt iszapok aerob degradálhatóságának mértéke, amiből a felszabaduló energiát Finstein és Hogan (1992) által megadott 14 000 kJ $\cdot$ kg^{-1} O_2 szerves anyag biokémiai oxidációjához felhasznált oxigénfogyasztás alapján *(46)* számoltam. Az anyagáram-számításhoz szükséges biológiai degradálhatóságnál feltételeztem, hogy a BOI/KOI arányként meghatározott degradálhatóság megegyezik a tömegveszteség arányával. Az energiapótlási célú szalmaadalék mennyiségét az általam meghatározott degradálhatóság (14,2%) és a Haug (1980) által a szalmára megadott 16 600 kJ $\cdot$ kg^{-1} biológiailag lebontott szerves anyag alapján számoltam.

Számításaimban a szennyvíziszap komposztálásának optimalizálásához ajánlott (Haug, 1980) kezdeti szárazanyag-tartalom 40%-ra történő beszabályozását kész komposzt visszaforgatásával biztosítottam.

Az anyagáramok számításának elvét a 30. ábrán példaként csak a 0%-os anaerob előkezelésű iszapra mutatom be. Az alapanyagokat szimbolizáló blokkok bal oldalán szerepel az alkotók mennyisége összegezve, míg jobb oldalán az egy-egy alkotó mennyisége külön-külön.

A különböző mértékben előkezelt iszapok energiapótlási célú szalmaadalék igényét a 20. táblázatban tüntettem fel.



31. ábra *Komposztálás anyagáramai 0%-os anaerob előkezelésű szennyvíziszap esetében (BD: biológiailag degradálható szerves anyag mennyisége, BND: biológiailag nem degradálható szerves anyag mennyisége, hamu: szervetlen anyag mennyisége)*

Szennyvíziszap komposztálás során a komposztálandó keverék (iszap + adalékanyag) szárazanyag-tartalmát 40%-ra ajánlja az irodalom (Haug 1980; Haug, 1986a; Epstein, 1997). Számításaim eredménye szerint magas szalma szárazanyag-tartalom (80%) mellett is minden anaerob úton előkezelt iszap (30%-os sza-tartalom alatt) és energiapótlás célú szalma adagolás esetén a komposztálandó keverék (iszap + szalma) szárazanyag-tartalma 40% alatti volt. A kívánt szárazanyag-tartalom beállítására alkalmazhatunk további adalékanyagot (pl. szalmát) – mely a kész komposzt mennyiségének növelését eredményezi – valamint magasabb szárazanyag-tartalmú (60%) kész komposztot is visszaforgathatunk. Méretezésem során a kész komposzt visszaforgatásával számoltam. A száraz anyag és egyben szerkezetjavítás célú komposzt visszaforgatás igényét a 20. táblázatban adtam meg. Az eredményekből látható, hogy a csökkenő szalmaadalék-arányokhoz a szárazanyag-tartalom szabályozás érdekében növekvő komposzt visszaforgatás igény társul.

A 20. táblázatban foglaltam össze a különböző mértékű anaerob előkezelésen átesett szennyvíziszapok komposztálása során a szennyvíziszap és adalékanyag *(Q_{m1})*, kész komposzt *(Q_p),* visszaforgatott komposzt *(q)* hozamokat, valamint a hidraulikus tartózkodási időt *(HRT)* és

kezelőtérfogatot *(V)*. Láthatjuk, hogy minél nagyobb az anaerob degradáció mértéke, annál nagyobb mennyiségű szalma adagolása szükséges a bontható széntartalom pótlására. A visszaforgatott komposzt mennyisége az anaerob előkezelés mértékének és a szükséges szalma adalékanyag mennyiségének növekedésével csökken, mely a hidraulikus tartózkodási idő jelentős növekedését eredményezi. Ez azonban csak a komposztáló telep üzemrendjét befolyásolja. A telep térfogat- és területigénye az energiapótló adalékanyag mennyiségétől függ, amely ennek megfelelően az egységnyi kezelt iszapmennyiségre vetítve az előkezelés mértékének megfelelően növekedést mutat.

20. táblázat Különböző mértékben előstabilizált iszapok energiapótló adalékanyag és kész komposzt visszaforgatási igénye egységnyi (sza) kezelt iszapra vetítve

Anaerob előkezelés mértéke	Iszap sza-tartalma (%)	Energiapótló szalmaadalék aránya (sza)	Visszafor-gatott komposzt aránya (sza)	Q_{m1} ($m^3 \cdot d^{-1}$)	q ($m^3 \cdot d^{-1}$)	Q_p ($m^3 \cdot d^{-1}$)	Hidrauli-kus tartózko-dási idő (d)	Komposz-tálás térfogat-igénye V (m^3)
D=0%	20	0.98	1.53	6.6	5.1	4.9	42	345
	25	0.17	1.54	3.9	5.1	2.7	34	199
	30	0.00	1.00	3.3	3.3	2.3	38	168
	35	0.00	0,43	3.3	1.4	2.3	48	168
	40	0.00	0.00	3.3	0.0	2.3	60	168
D=25%	20	1.30	1.05	7.7	3.5	6.0	48	410
	25	0.49	1.06	5.0	3.5	3.8	43	265
	30	0.00	1.00	3.3	3.3	2.5	38	175
	35	0.00	0.43	3.3	1.4	2.5	48	175
	40	0.00	0.00	3.3	0.0	2.5	60	175
D=34%	20	1.47	0.80	8.2	2.7	6.6	51	444
	25	0.66	0.80	5.5	2.7	4.4	47	299
	30	0.13	0.80	3.8	2.7	3.0	43	202
	35	0.00	0.43	3.3	1.4	2.6	48	179
	40	0.00	0.00	3.3	0.0	2.6	60	179
D=38%	20	1.61	0.59	8.7	2.0	7.0	53	472
	25	0.80	0.60	6.0	2.0	4.9	51	327
	30	0.27	0.60	4.2	2.0	3.4	48	230
	35	0.00	0.43	3.3	1.4	2.7	49	181
	40	0.00	0.00	3.3	0.0	2.7	60	181

4.7. Új tudományos eredmények

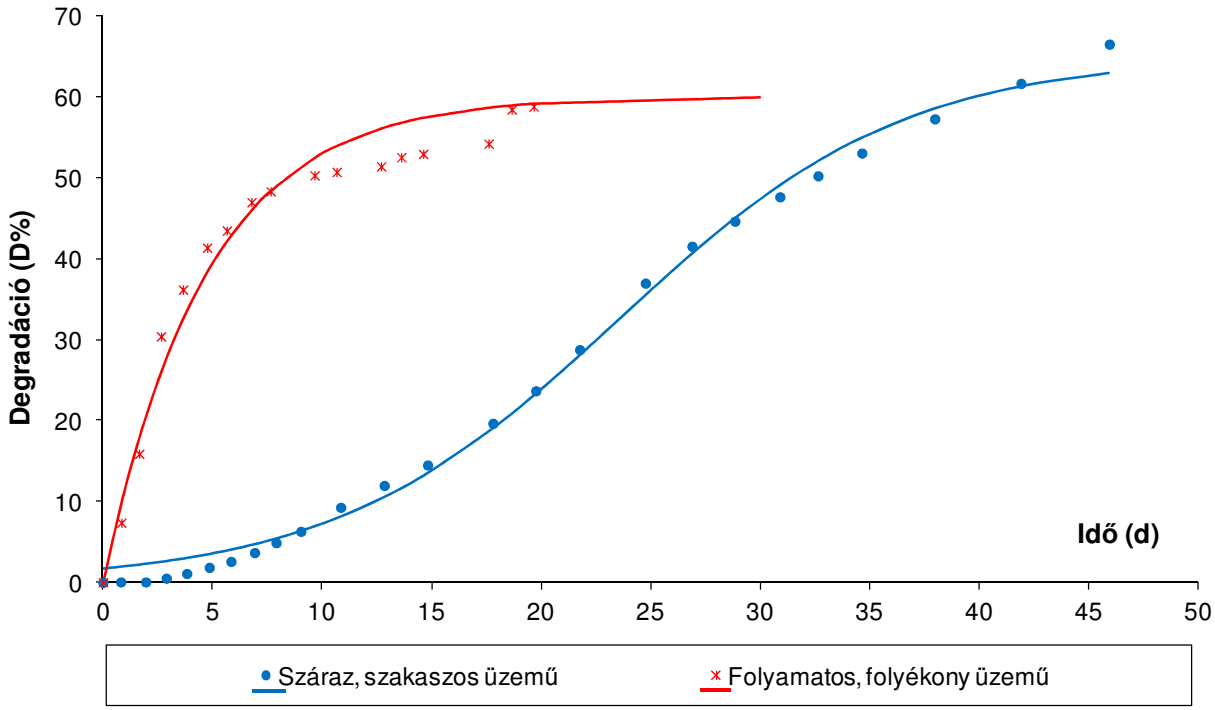
A doktori munkám során elért új tudományos eredményeket 3 tézispontban fogalmaztam meg az alábbiak szerint:

- Kísérleti eredményeimmel bizonyítottam, hogy a szennyvíziszap kezelhető félszáraz, szakaszos üzemű anaerob kezeléssel. Az optimális oltóanyag arány értéke a szubsztrát minőség függvényében változik: fölös iszap esetében 1:1,25, kevert iszapnál 1:1,75 – 1:2 közötti értékre tehető a szerves anyag degradáció és az egységnyi reaktortérfogatra vetített metántermelés figyelembe vételével. A szennyvíziszap félszáraz, szakaszos üzemű kezelésének időtartama – szubsztrát minőség függvényében – 35-45 nap.
- Kísérleti eredményeim alapján igazoltam, hogy az anaerob előkezelés alapvetően meghatározza az aerob degradálhatóságot, az aerob degradáció értéke 46%-ról 26%-ra csökkent az anaerob előkezeléssel optimalizált körülmények között. Az anaerob előkezelés során elért stabilizáció mértékétől függően növekszik az aerob degradálhatóság az anaerobhoz képest. Az azonos mértékig stabilizált alapanyagra meghatározott további aerob és anaerob degradáció közötti kapcsolat változik az alapanyag degradáltságának függvényében. Az aerob/anaerob kezelés hatékonyságának viszonyszáma a kezeletlen anyagnál mért 1,19-ről az előkezelés növelésével (42,4%) 8,39-re növekedett.
- A komposztálás pillanatnyi energiamérlegének számításával megállapítottam, hogy 25%-os szárazanyag-tartalom alatt egyik iszapminta esetében sem érhető el a 60% szárazanyag-tartalmú végtermék. Számításaimmal igazoltam, hogy anaerob előkezelés nélkül csak 25% szárazanyag-tartalom felett érhetünk el a komposztprizmában tartósan 55°C-os hőmérsékletet, míg 38%-os anaerob előkezelés esetén már 30%-os szárazanyag-tartalom szükséges. Az anaerob előkezelés növelésével csökken az 55°C-ot biztosító tartózkodási idő. A hőmérséklet csökkenésének az energiamérlegre történő jelentős hatását a számításaim nem bizonyították. Az anaerob előkezelés mértéke befolyásolja az energiapótló adalékanyag mennyiségét. Az energiapótlás céljából alkalmazott szalma mennyisége 1,6-szoros növekedést eredményezhet az anaerob előkezeléssel (D=38%, 20%-os iszap sza-tartalom, 60%-os végtermék sza-tartalom esetén) az anaerob úton kezeletlen iszaphoz viszonyítva.

5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

Módszertani kísérleteimben megállapítottam, hogy a szennyvíziszap kezelhető félszáraz, szakaszos üzemű anaerob körülmények között. Az oltóanyag arány értéke függ a szubsztrát bonthatóságától, értéke 1:1,25 és 1:2 (szubsztrát:oltóanyag) közötti. A 70 dm^3-es reaktorral végzett kísérlet alátámasztja, hogy a méretnövelés nem befolyásolta a metántermelés folyamatát, a reaktor elsavanyodásával nem kell számolnunk.

A 32. ábrán (adatok: melléklet 27. táblázat) a félszáraz, szakaszos üzemű anaerob kezelés és a folyékony, folyamatos üzemű anaerob kezelés során láthatjuk a szerves anyag degradációjának időbeli alakulását. Az ábrán láthatjuk, hogy a folyékony, folyamatos üzemű anaerob kezelés során a szerves anyag 20 nap alatt degradálódott 60%-os mértékben, míg félszáraz, szakaszos üzemű anaerob körülmények között ehhez 40 napra volt szükség.



32. ábra *Félszáraz, szakaszos üzemű és folyamatos, folyékony üzemű reaktorokban a szerves anyag degradáció az idő függvényében*

Folyékony, folyamatos üzemű anaerob kezelés esetén azonban az iszap sza-tartalma 3-5% körüli, míg félszáraz szakaszos üzemű anaerob kezelésnél 15-20% (akár 25%). Ez azt jelenti, hogy egységnyi száraz anyag iszap kezeléséhez folyékony, folyamatos üzem esetén 25-33 egységnyi, míg félszáraz, szakaszos üzemű kezelés során 5-7 (akár 4) egységnyi reaktortérfogat szükséges. Az alacsony szárazanyag-tartalom miatt 5-ször (6-szor) kisebb reaktortérfogat szükséges, mely következtében a reaktor fűtésre fordított energia igény jelentősen csökken. A kis- és közepes kapacitású szennyvíztisztító telepeken így a félszáraz, szakaszos üzemű anaerob technológia

gazdaságos alternatívát nyújthat az iszapok kezelésére. A technológia egyszerű üzemeltetésű, kis helyigényű, az iszap keveréséről nem kell gondoskodnunk.
A fentiek alapján javaslom, a félszáraz, szakaszos üzemű anaerob kezelés alkalmazhatóságának vizsgálatát félüzemű körülmények között.
Az anaerob előkezelés során eszközhiány miatt nem állt módomban vizsgálni a lebontás során keletkező zsírsavak mennyiségét, összetételét. Az anaerob lebontás folyamatának nyomon követése céljából vizsgálni kell a szerves anyag degradáció során felhalmozódott illékony zsírsavak mennyiségét, arányát.

Ha nincs elegendő szerves anyag a komposztálásnál, akkor a lebontás során nem keletkezik elegendő hő, mely kihat a higiénizációra, valamint a végtermék víztartalmára. Ebben az esetben a szén-tartalom pótlásáról kell gondoskodnunk, mely történhet egyéb szerves anyag tartalmú hulladék hozzáadásával, azonban ebben az esetben a komposzt mennyisége növekszik (Haug, 1986b). Amennyiben a rothasztás és a komposztálás folyamata követi egymást, és lemondunk az iszapból nyerhető magasabb biogáz-termelésről azt elegendő kevésbé kirothasztani (a számításaim szerint 34%-os anaerob degradáció a 60% helyett). Így a komposztáláshoz magasabb szén-tartalom biztosítható, és a felszabaduló rothasztó kapacitás hasznosításával – például éttermi, élelmiszeripari vagy mezőgazdasági hulladékok társított rothasztásával (ko-fermentáció (Öllős et al., 2010)) – kompenzálható a gáztermelés.
A szennyvíziszap komposztok esetében is egyre nagyobb az igény a termésnövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról szóló 36/2006. (V. 18.) FVM rendelet szerint minősített végtermékre. A megfelelő minőségű végtermék elérése érdekében fontos a komposzt szárazanyag-tartalmának állandó értéken tartása, valamint a megfelelő higiénizáció érdekében a termofil hőmérséklet meghatározott ideig történő fenntartása.
A fentiek alapján javaslom a szennyvíziszap részleges rothasztása mellett annak komposztálását, mely kezelések közötti összefüggéseket – gazdasági számításokkal kiegészítve – félüzemi körülmények között is vizsgálni szükséges.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

Doktori értekezésem témájául az anaerob úton előkezelt (rothasztott) szennyvíziszapok komposztálásának vizsgálatát választottam. A téma aktualitását indokolja, hogy a 2012. évi CLXXXV. törvény értelmében előtérbe kell helyezni a biológiailag bontható hulladékok minél nagyobb arányú hasznosítását. A növekvő mennyiségű szennyvíziszap mezőgazdasági területen történő hasznosítása biológiai úton történő stabilizálást követően lehetséges. Kis- és közepes szennyvíztisztító telepek esetében leggyakrabban alkalmazott módszer a komposztálás, míg nagy kapacitású szennyvíztisztító telepek esetében rothasztást alkalmaznak.

Szennyvíziszap rothasztást folyékony, folyamatos üzemű rothasztókban végzik. Száraz, szakaszos üzemű anaerob technológiákat csak települési szerves hulladékok kezelésére alkalmaznak. Feltételezésem szerint azonban szennyvíziszap önálló kezelésére is alkalmas lehet.

A rothasztott szennyvíziszapot mezőgazdasági hasznosítást megelőzően a kedvezőbb minőségű végtermék elérése érdekében komposztálják. A rothasztás és a komposztálás során is a szennyvíziszap könnyen bontható szervesanyag-tartalmának csökkentése történik. Feltételezésem szerint a szennyvíziszap anaerob kezelése hatással van azt követő komposztálás folyamatára.

Doktori értekezésem célja volt meghatározni és értékelni a szennyvíziszap anaerob előkezelésének hatását a komposztálására. Három kérdéskört vizsgáltam részletesen:

- a szennyvíziszap kezelhetőségét félszáraz, szakaszos üzemű anaerob körülmények között,
- az anaerob és aerob szerves anyag degradáció menetét és mértékét, ezáltal az anaerob előkezelés hatását a komposztálás folyamatára,
- kísérleti eredményeim felhasználásával meghatároztam a komposztálás energia- és anyagmérlegét.

A célkitűzéseim elérése érdekében laboratóriumi vizsgálatokat végeztem.

A különböző mértékben anaerob úton előkezelt iszapok előállítása érdekében vizsgáltam a szennyvíziszap félszáraz, szakaszos üzemű anaerob kezelhetőségét. Szubsztrátként kevert iszapot *(K)* és fölösiszapot *(F1)*, oltóanyagként rothasztott iszapot (*R0* és *R1*) alkalmaztam, mely keverékeket egy 6 dm^3 össztérfogatú párhuzamosan kapcsolt reaktorsorozatba tettem. A szubsztrát (*K* és *F1*) és a rothasztott iszap arányát 1 : 0,5; 1 : 0,75; 1: 1; 1 : 1,25; 1: 1,5; 1 : 1,75 és 1 : 2 arányban állítottam be. Az iszapok biogáz termelését 33°C-on mértem. Naponta meghatároztam az iszapok kémhatását, a keletkező biogáz mennyiségét és metántartalmát. A vizsgálati eredmények alapján megállapítottam, hogy a szennyvíziszap kezelhető félszáraz, szakaszos üzemű anaerob kezeléssel. Az alkalmazott oltóanyag:szubsztrát arány hatással volt a

metántermelésre. 1:1 szubsztrát:oltóanyag arány alatt a reaktorok elsavanyodtak, a metántermelés fékezve volt. A fölös iszap szervesanyag-tartalma a vizsgálat végéig 65%-ban, míg a kevert iszapé 40% bomlott le 1:2 szubsztrát:oltóanyag esetén. A reaktortérfogatra vetített metántermelés esetén azt tapasztaltam, hogy az 1:1,25 szubsztrát:oltóanyag aránynál volt a legnagyobb a metántermelés a vizsgálat végén. Ez arra enged következtetni, hogy az oltóanyag mennyiségének optimuma van. A szerves anyag degradáció és az egységnyi reaktortérfogatra vetített metántermelés együttes értékelése esetén megállapíthatjuk, hogy az optimális szubsztrát:oltóanyag arány fölösiszapnál 1:1,25, kevert iszapnál 1:1,75 – 1:2 közötti. A kezelés időtartama a szubsztrát minőség függvényében 35 – 45 nap közé tehető.

A félszáraz, szakaszos üzemű anaerob kezelés vizsgálati eredményeit összehasonlítottam a folyékony, folyamatos üzemű iszaprothasztó adataival. Megállapítottam, hogy félszáraz, szakaszos üzemű anaerob kezelés esetén azonos idő alatt fele olyan mértékű szerves anyag degradáció érhető el, mint folyékony, folyamatos üzem kezelés során. A magas szárazanyag-tartalom miatt azonban a félszáraz, szakaszos üzemű technológia gazdaságos lehet kis- és közepes kapacitású szennyvíztisztító telepek szennyvíziszapjának kezelésére.

A rothasztott iszapok komposztálásának vizsgálata során első lépésben a különböző mértékben anaerob úton degradált iszapokat állítottam elő félszáraz, szakaszos üzemű anaerob körülmények között. Szubsztrátként fölösiszapot (F2), oltóanyagként rothasztott iszapot (R2) alkalmaztam 1:1,25 keverési aránnyal. A vizsgálat során mértem a termelődött biogáz mennyiségét és metán-tartalmát és az iszap kémhatását. Az anaerob lebontás 56. napjáig a szennyvíziszap szervesanyag-tartalmának 44,5%-a bomlott le. Az első 20 nap alatt a szerves anyag 76%-a degradálódott. A reaktorból 10 naponként vettem mintát, melyeket felhasználtam a komposztálás vizsgálatához. Az iszapmintákat nem a kezelés időtartamával, hanem az anaerob degradáció mértékével jellemeztem.

A komposztálás vizsgálata során a különböző mértékben anaerob úton kezelt szennyvíziszapokat szalmával kevertem 1:1,5 iszap sza : szalma sza arányban. Az iszap-szalma keverék oxigénfogyasztását és szén-dioxid termelését mértem egy komposztálást modellező berendezés segítségével. A szerkezetjavításként alkalmazott szalma 15,2%-ban volt bontható 25 nap alatt.

Meghatároztam, hogy legnagyobb oxigénfogyasztása a stabilizálatlan (D=0%) iszapnak volt, és az anaerob előkezelés mértékének növelésével az oxigénfogyasztás csökkent. A reakciókinetikai paraméterekből látható, hogy a *k* reakciósebességi tényező az előkezelés mértékével csökkent. Az anaerob degradáció növelésével csökkent az aerob degradálhatóság mértéke, azonban a két kezelési lépcső összegzett degradációja nőtt 34%-os anaerob előkezelésig. A szén-dioxid termelés jellege követte az oxigénfogyasztását, azonban az anaerob előkezelés mértékének hatását nem mutatta kellőképpen.

Az anaerob és aerob degradáció összehasonlítása során megállapítottam, hogy az aerob degradáció mértéke minden anaerob előkezelés esetében nagyobb volt, mint a félszáraz, szakaszos üzemű anaerob kezelésé. Igazoltam, hogy az előkezelés során elért stabilizáció mértékétől függően növekszik az aerob degradálhatóság az anaerobhoz képest. Kimutattam, hogy az azonos mértékig stabilizált alapanyagra meghatározott további aerob és anaerob degradáció közötti kapcsolat változik az alapanyag degradáltságának függvényében. Az aerob/anaerob kezelés hatékonyságának viszonyszáma a kezeletlen anyagnál mért 1,19 értékről az előkezelés növelésével (42,4%) 8,39-re növekedett.

A komposztálás és a megfelelő szárazanyag-tartalmú végtermék előállíthatóságát a szakirodalomból ismert *W* érték meghatározásával végeztem. Számításaim során kísérleti eredményeim szolgáltak alapadatul. Meghatároztam, hogy 60%-os szárazanyag-tartalmú végtermék esetében a W_t értéke 5°C-on 7,5, míg 20°C-on 7,8. A számított *W* értékekkel történő összehasonlítás során meghatároztam, hogy 25%-os szárazanyag-tartalom alatt egyik iszapminta esetében sem érhető el a 60% szárazanyag-tartalmú végtermék. Az anaerob előkezelés növelésével a szennyvíziszap minta szárazanyag-tartalmát 35% fölé kell növelni (szemben a szennyvíztisztító telepeken elért 20-25%-os sza-tartalommal), mely jelentős energia és vegyszerköltséget jelent a víztelenítés során.

Fenti megállapításaimat alátámasztottam a komposztálás energiaveszteségeinek és a komposztálás során felszabaduló energiamennyiségek számításával. Meghatároztam a komposztálás pillanatnyi energiamérlegét is, mely során megállapítottam, hogy D=0%-os anaerob előkezelés során csak 25%-os szárazanyag-tartalom felett érhetünk el a komposztprizmában tartósan 55°C-os hőmérsékletet. Az anaerob előkezelés növelésével csökken az 55°C-ot biztosító tartózkodási idő. 38%-os anaerob előkezelés során már csak 30%-os szárazanyag-tartalom mellett emelkedik fel a komposztprizma hőmérséklete 55°C fölé. A hőmérséklet csökkenésének az energiamérlegre történő jelentős hatását a számításaim nem bizonyították.

Az anaerob előkezelés mértéke befolyásolja az energiapótló adalékanyag mennyiségét. Az anaerob előkezelés mértékének növelésével 1,5-szeresére nő 20%-os szárazanyag-tartalmú iszap esetében az energiapótlás céljából alkalmazott szalma mennyisége. A kész komposzt visszaforgatott mennyisége ugyan csökken, de a kezelendő anyagáram növekedése (plusz adalék) miatt a hidraulikus tartózkodási idő és a kezelőtérfogat növekszik.

7. SUMMARY

The topic of the PhD dissertation is composting of sewage sludges pre-treated (digested) anaerobically. The actuality of the theme is justified by the law, CLXXXV of year 2012, according to which the utilization of the biologically degradable wastes has to be more priotized. The increasing amount of waste water sludge can be utilized in the agriculture, after biological stabilization. The most commonly used method in the case of small and medium size waste water treatment plants is composting while, in the case of waste water treatment plants of great capacity, digestion is applied.

The waste water sludge is digested in continuous liquid-phase digesters. Dry batch anaerobic technologies are applied only for treating municipal organic wastes. I assume, however, that it can be appropriate to treat waste water sludge exclusively this way, too.

To yield better end product, the digested waste water sludge is composted before its agricultural utilization. Both during digesting and composting, the easily degradable organic content of the waste water sludge is lessened. I assume that the anaerobic treatment of the waste water sludge has an impact on the composting process following it.

The scope of my PhD dissertation was to specify and evaluate the effect of the anaerobic pre-treatment of waste water sludge on the composting. I studied three questions thoroughly:

- the treatability of the waste water sludge under the conditions of anaerobic semi-dry batch technology,
- the progress and degree of anaerobic and aerobic degradation of organic material, thus, the effect of anaerobic pre-treatment on the composting process,
- by having applied the results of my experiments, I defined the energy and mass balance of the composting.

To achieve my goals, I carried out laboratory tests.

To produce sludges anaerobically pre-treated to different degrees, I studied the semi-dry batch anaerobic treatability of the waste water sludge. I applied mixed sludge (K) and excess sludge (F1) as substrate, and digested sludge (R0 and R1) as seeding material, which mixtures were placed in a parallelly connected reactor series of a total volume of 6 dm^3. The ratio of the substrate (K and F1) and the digested sludge was set to 1 : 0.5; 1 : 0.75; 1 : 1; 1 : 1.25; 1: 1.5; 1 : 1.75 and 1 : 2. I measured the biogas production of the sludges at 33°C. I checked the pH of the sludges, the quantity and methane content of the produced biogas daily. Based on the results of the experiments, I came to the conclusion that the waste water sludge can be treated with anaerobic semi-dry batch treatment. The applied seed : substrate ratio influenced the methane production. Below the substrate : seed ratio of 1 : 1, the reactors became acidificated and the

methane production was inhibited. In case of substrate : seed ratio of 1 : 2, by the completion of the test, the organic content of the excess sludge was 65 % decomposed, while that of the mixed sludge was 40 % decomposed. In case of methane production projected to reactor volume, I experienced that upon completion of the test, the methane production was the greatest with the 1:1.25 substrate : seed ratio. This suggests that the amount of seeding material has an optimum. When evaluating together the degradation of organic matter and the methane production projected to reactor volume unit, the optimal substrate : seed ratio is stated to be 1 : 1.25 in case of excess sludge, and between 1 : 1.75 and 1 : 2 in case of mixed sludge. The duration of the treatment, depending on the quality of the substrate, would be between 35 and 45 days.

I compared the test results of the anaerobic semi-dry batch treatment with the data of the continuous liquid-phase sludge digester. I stated that, in case of an anaerobic semi-dry batch treatment, for the same period of time, the achievable degradation degree of the organic matter is half of that gained during a continuous liquid-phase treatment. Due to the high dry content, however, the semi-dry batch technology can be economical for the treatment of waste water sludge of waste water treatment plants of small and medium capacity.

For studying the composting of digested sludges, I first produced the sludges anaerobically degraded to different degrees under anaerobic semi-dry batch conditions. I applied excess sludge (F2) as substrate and digested sludge (R2) as seeding material, with 1 : 1.25 mixing ratio. In the course of the test I measured the amount and methane content of the produced biogas and the pH of the sludge. By day 56 of the anaerobic decomposition, 44.5 % of the organic content of the waste water sludge broke down. In the first 20 days, 76 % of the organic matter got degraded. I sampled the reactor every tenth day, and I used the samples for studying the composting. I did not characterize the sludge samples with the duration of the treatment but with the degree of anaerobic degradation.

In the course of study of the composting, I mixed the waste water sludges anaerobically treated in different degrees, with straw, in 1 : 1.5 sludge dry content : straw dry content ratio. I measured the oxygen uptake and the carbon dioxide production of the sludge-straw mixture with an apparatus modelling composting. The straw applied to improve structure was 15.2 % degradable in 25 days.

I stated that the unstabilized (D=0%) sludge took up the most oxygen and the oxygen uptake declined as the degree of anaerobic pre-treatment increased. The reaction kinetic parameters show that the k reaction rate constant decreased with the degree of the pre-treatment. By increasing the anaerobic degradation, the degree of aerobic degradability lowered, but the total degradation of the two treatment steps increased until the anaerobic pre-treatment level of 34 %.

The characteristic of the carbon dioxide production followed that of the oxygen uptake but did not reflect the impact of the degree of the anaerobic pre-treatment adequately.

I compared the anaerobic and aerobic degradation, and stated that the degree of the aerobic degradation was greater in each case of anaerobic pre-treatment, than that of the semi-dry anaerobic batch treatment. I revealed that the aerobic degradability increases, compared to the anaerobic one, depending of the stabilization degree achieved during the pre-treatment. I proved that the relation between further aerobic and anaerobic degradation, determined to the raw material stabilized to the same degree, changes depending on the degradation of the raw material. The ratio of the efficacy of the aerobic/anaerobic treatment increased from the value of 1.19 measured with untreated material to 8.39 as the pre-treatment extended (42.4%).

By the calculation of the *W* value known from literature, I specified if the composting takes place and whether an end product of appropriate dry content can be yielded. The results of my experiments served as basic data for my calculations. I determined that, in case of an end product of 60 % dry content, the value of W_t was 7.5 at 5 °C while 7.8 at 20 °C. By comparison with the calculated W values, I stated that an end product with 60 % dry content cannot be yielded with any of the sludge samples below 25 % dry content. By raising the anaerobic pre-treatment, the dry content of the waste water sludge sample has to be increased above 35 % (notwithstanding the 20-25 % dry content gained at the waste water treatment plants), which means considerable energy and chemical costs during dewatering.

I confirmed my above statements with the calculation of the energy losses of composting and the amount of energy released during composting. I set up the actual energy balance of the composting, too, and stated that, with D=0% anaerobic pre-treatment, a temperature of 55 °C can be permanently achieved in the compost prism only above 25 % dry content. By enhancing the anaerobic pre-treatment, the retention time ensuring the 55 °C decreases. With an anaerobic pre-treatment of 38 %, the temperature of the compost prism raises above 55 °C only with 30 % dry content. My calculations did not prove a significant effect of the temperature reduction on the energy balance.

The degree of anaerobic pre-treatment affects the quantity of the energy supplementing additive. By increasing the degree of the anaerobic pre-treatment, the quantity of straw applied to supplement energy raises to 1.5 times in case of a sludge of 20 % dry content. Even though the recirculated quantity of the finished compost decreases, the hydraulic retention time and the treatment volume increase due to the growth of the mass flow rate to be treated (additional additive).

MELLÉKLETEK

M1. Irodalomjegyzék

M2. Felhasznált szabványok

M3. Felhasznált jogszabályok

M4. Szennyvíziszapok tápanyag- és fémtartalma

M5. Képek

M6. Makro- és mikrotápoldat összetétele

M7. Komposztálást modellező berendezés folyamatábrája

M8. Mérési eredmények

M9. Publikációk

M1. Irodalomjegyzék

AECOM (2011) ADTA No. 7083-PRC Urban Wastewater Reuse and Sludge Utilization Policy Study – Final Report to MOHURD and the Asian Development Bank (ADB). AECOM Asia Co Ltd., Manila, the Philippines.

Agamuthu P. (2000): Kinetic evaluation of composting of agricultural wastes. *Environmental Technology,* 21(1) 185-192. p.

Anderson, G. K. and Yang, G. (1992). Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration, *Water Environment Research,* 64 (1) 53-59. p.

Anderson, G. K., Kasapgil, B., Ince, O. (1994): Microbiological study of two-stage anaerobic digestion during start-up. *Water Research,* 28 (11) 2383-2392. p.

Angelidaki I. and Ahring B. K. (1999): Methods for increasing the biogas potential from the recalcitrant organic matter contained in manure. *Water Science and Technology,* 41 (3) 189-194 p.

Angelidaki, I., Boe, K. and Ellegaard, L. (2005). Effect of operating conditions and reactor configuration on efficiency of full-scale biogas plants, *Water Science and Technology,* 52 (1/2) 189-194. p.

Alexa L., Dér S. (2001): Szakszerű komposztálás. Elmélet és gyakorlat, Profikomp Kft., Gödöllő. 264 p.

Alkoaik F. N., Khalil A. I. and Alqumajan T. (2011): Performance Evaluation of a Static Composting System Using Date Palm Residues. *Middle-East Journal of Scientific Research* 7 (6) 972-983. p.

Bai A., Lakner Z., Marosvölgyi B., Nábrádi A. (2002): A biomassza felhasználása, Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, 227. p.

Bai A. (2007): A biogáz. Száz magyar falu könyvesháza Kht., Budapest, 284 p.

Baki Cs., Horvát A., Kárpáti Á., Kosár G., Kovácsné Benkó Zs. és Mészáros I. (2013): A komposztálás kérdései gyártó és felhasználó oldaláról. *MASZESZ Hírcsatorna* 2013. január-február. 10-17. p.

Balat, M., H. Balat (2009): Biogas as a Renewable Energy Source - A Review, *Energy Sources*, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects. 31 (14) 1280-1293. p.

Balk, M., Weijma, J. and Stams, A. J. M. (2002). Thermotoga lettingae sp nov., a novel thermophilic, methanol-degrading bacterium isolated from a thermophilic anaerobic reactor, *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 52. 361-1368. p.

Bartha I. és Raisz I. (2010): Szennyvíziszap energetikai hasznosításának lehetőségei. Településszolgáltatási Egyesület. www.tsze.hu

Batstone D. J., Keller J., Angelidaki R. I., Kalyuzhnyi S. V., Pavlostathis., S. G., Rozzi A., Sanders W. T. M., Siegrist H. and Vavilin V. A. (2002): Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1) Scientific and Technical Report No. 13 IWA Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Wastewater IWA Publishing, London, 88 p.

Becker, G. and Köter (1995): A standard measurement for compost maturity. Conference Proceedings, Biological Waste Management: A Wasted Chance?. Bochum, April 4-6, 1995.

Bidlingmaier, W (1983): Das Wessen der Kompostierung von Siedlungsabfällen. In: Müll Handbuch (Bd.4, KZ 5305), Kösel, G. , Bilitewski, W. , Schburer, H. (Hrsg.), Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Biotechnion (1996): Wageningen Agricultural University, Department of Environmental Biotechnology, The Netherlands

Brinton, W. F., Evans, E., Droffner, M. L., Brinton R. B. (1995): A standardized Dewar test for evaluation of compost self-heating. http://solvita.com/pdf-files/dewar.pdf

Brinton, W. F., Evans, E., Davis W. (2001): Maturity testing for end-product quality classification, ORBIT Articles – 01/02 01, http://www.orbit-online.net/publications/f_index.htm

Boe, K., Batstone, D. J. and Angelidaki, I. (2005): Optimisation of serial CSTR biogas reactors using modeling by ADM1, In: The First International Workshop on the IWA Anaerobic Digestion Model No.1 (ADM1), 2-4 September, Lyngby, Denmark. Proceedings, International Water Association, London, UK. 219-221. p.

Bolzonella, D., Innocenti, L., Pavan, P., Traverso, P. and Cecchi, F. (2003): Semi-dry thermophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: focusing on the start-up phase, *Bioresource Technology,* 86 (2) 123-129. p.

Brummeler ten, E., Horbach, H. C. J. M., Koster, I. W. (1991): Dry anaerobic batch digestion of the organic fraction of municipal solid-waste, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology,* 50 (2) 191-209. p.

Brummeler ten, E., Aarnink M. M. J., Koster I. W. (1992): Dry anaerobic-digestion of solid organic waste in a BIOCEL reaktor at pilot-plant scale, *Water Science and Technology,* 25 (7) 301-310. p.

Brummeler ten, E. (1993): Dry Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste, Doctoral Thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.

Brummeler ten, E. (2000): Full scale experience with the BIOCEL process, Water Science and Technology, 41 (3) 299-304. p.

Burton, C. H., Turner, C. (2003): Manure management: treatment strategies for sustainable agriculture. 2nd ed. Eds: C.H. Burton and C. Turner. Silsoe: Silsoe Research Institute 451. p.

Buswell, A. M. and Hatfield W. D. (1936): Anaerobic fermentations. In: W. D. Hatfield, (ed.), State water survey, Bulletin no. 32, Department of registration and aducation, Urbana, Illinois, USA. 193 p.

CCQC (California Compost Quality Council) (2001): Compost Maturity Index. http://www.epa.gov/compost/pubs/ca-index.pdf

Cecchi, F., Pavan, P., Musacco, A., Mata-Alvarez, J. and Vallini, G. (1993): Digesting the organic fraction of municipal solid waste: moving from masophilic (37 °C) to thermophilic (55 °C) conditions. *Waste Management & Research,* 11 (5) 403-414. p.

Chandler, J. A., Jewell, W. J., Gossett, J. M., Van Soest, P. J. and Robertson, J. B. (1980): Predicting Methane Fermentation Biodegradability. Biotechnology and Bioengineering Symposium No. 10 (New York: John Wiley & Sons, Inc)

Crueger,W., and Crueger, A.: Biotechnológia. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 1987.

Chugh, S., Chynoweth, D. P., Clarke W., Pullammanappallil, P., Rudolph, V. (1999): Degradation of unsorted municipal solid waste by a leach-bed process. *Bioresource Technology 69,* 103-115. p.

Derikx, P. J. L., Op Den Camp, H.J.M., Van Der Drift, C., Van Griensven, L. J. L. D. and Vogels, G.d. (1990) Biomass and biological activity during the production of compost used as a sustrate in mushroom cultivation. *Applied and Environmental Microbiology*, 56 (10) 3029-3034. p.

Duarte, E. R., Abrão, F. O., de Oliveira N. J. F. and Cabral, B. L. (2011): Parasitological Contamination in Organic Composts Produced with Sewage Sludge. In: García Einschlag F. S. (ed.): Waste Water - Evaluation and Management. Intech. Rijeka. 313-324. p.

ECN (2011) Quality Assurance Scheme, Manual. ECN (European Compost Network) , E.V. Oelde, Germany. http://www.compostnetwork.info

Epstein E. (1997): The science of composting, Technomic Publishing CompanyInc., Lancaster, Pennsylvania, USA. 487. p.

European Union (2001): Working document, Biological Treatment on Biowaste, Second Draft, February. http: //europa.eu.int/common/environment/waste/facts.en.htm (07/01/05)

Finstein, M. S., Miller, F. C. and Strom, P. F. (1986): Monitoring and evaliating composting process performance. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 58 (4) 272-278. p.

Finstein, M. S. and Hogan, J. A. (1992): Integration of composting process microbiology, facility structure and decision making. In: Hoitlink, H. A. J. and Keener, H. M. (eds.), Science and Engineering of composting: Design, environmental, microbiological and utilization aspects. Ohio Agricultural Research and Development Center

Feitkenhauer, H., Sachs, J. V. and Meyer, U. (2002). On-line titration of volatile fatty acids for the process control of anaerobic digestion plants, *Water Research*, 36, 212-218. p.

D. Fytili, A. Zabaniotou (2008): Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews,* 12. 116–140. p.

Gea, T., Barrena, R., Artola, A., Sánchez, A. (2004): Monitoring the biological activity of the composting process: Oxygen uptake rate (OUR), respirometric index (RI), and respiratory quotient (RQ). *Biotechnology and Bioengineering*, 88 (4) 520-527. p.

Ghosh, S. and Klass, D. L. (1978): Two-phase anaerobic digestion. *Process Biochemistry,* 13 (4) 15-24. p.

Grigatti M., Pérez M. D., Blok W. J., Ciavatta C., Veeken A. (2007): A standardized method for the determination of the intrinsic carbon and nitrogen mineralization capacity of natural organic matter sources. *Soil Biology & Biochemistry* 39 (2007) 1493-1503. p.

Gujer, W. and Zehnder, A. J. B. (1983): Convrsion processes in anaerobic digestion. *Water Science and Technology* 15 (8/9) 127-167. p.

Hamelers, H. V. M. (1992): A theoretical model of composting kinetics. In: Hoitink, H. A. J. and Keener, H. M. (eds.): Science and engineering of composting: Design, environmental, and utilization aspects. Ohio Agricultural Research and Development Center, The Ohio State University, Wooster, Ohio. 37. p.

Hamelers, H. V. M. (2000): A mathematical model for composting kinetics. Doctoral Thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands

Haug, R. T. (1980): Compost Engineering. Principles and Practice, Ann Arbor Science Publishers, Michigan, 655. p.

Haug R. T. (1986a): Composting process design criteria Part I. – Feed coditioning. *BioCycle Journal of Waste Recycling,* 27 38-43. p.

Haug R. T. (1986b): Composting process design criteria Part II. – Detention time. *BioCycle Journal of Waste Recycling,* 28 36-39. p.

Haug R. T. (1986c) Composting process design criteria Part III. – Aeration. *BioCycle Journal of Waste Recycling,* 29 53-57. p.

Haug R. T. (1986d): Composting process design criteria Part IV. – Case study. *BioCycle Journal of Waste Recycling,* 30 34-39. p.

Haug R T. (1993): Development of Simulation Models, In: The Practical Handbook of Compost Engineering, Lewis Publishers, 385-436. p.

Haug, R.T., Ellsworth, W.F. (1991) Measuring Compost Substrate Degradability. BioCycle 32 (1) 56-62. p.

Hay, J. C., and Kuchenrither, R. D. (1990): Fundamentals and Application of Windrow Composting. *Journal of Environmental Engineering,* 116(No. 4) 746-763. p.

Heuvel, J. C. van den. (1986): Acidogenic assimilation of glucose: kinetic study of substrate and product inhibition. In: Anaerobic treatment, a grown-up technology. Industrial Presentation Group, Schiedam. 53. p.

Hickey, R. F., Vanderwielen, J. and Switzenbaum, M. S. (1989). The effect of heavy metals on methane production and hydrogen and carbon monoxide levels during batch anaerobic sludge digestion, *Water Research,* 23 (2) 207-218. p.

Hickey, R. F. and Switzenbaum, M. S. (1991). Thermodynamics of Volatile Fatty-Acid Accumulation in Anaerobic Digesters Subject to Increases in Hydraulic and Organic Loading, *Research Journal of the Water Pollution Control Federation,* 63 (2) 141-144. p.

Hill, D. T. and Bolte, J. P. (1989). Digester stress as related to iso-butyric and iso-valeric acids, *Biological Wastes,* 8, 33-37. p.

Hoeks, J. (1983): Significance of biogas production in waste tips. *Waste management and research,* 1 (4) 323-335. p.

Hoyos S. E. G., André Ramonet C., García López J., Alvarez Rios A., Gorostieta Uribe E. (2002): Aerobic thermophilic composting of waste sludge from gelatin-grenetine industry. *Resources, Conservation and Recycling,* 34 (3) 161–173. p.

Hue, J. H., J. Liu (1995): Predicting compost stability. *Compost Science and Utilization*, 3, 8-15. p.

Iannotti, D. A., Pang, T., Toth, B. L., Elwell, D. L., Keener, H. M. and Hoitink, H. A. J. (1993): A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Science and Utilization*, 1, 52-65. p.

Isa M. H., Farooqi I. H. and Siddiqi R. H. (1993): Methanogenic Activity test for study of anaerobic processes. *Indian J. Environ.* HLTH. 35 (1) 1-8. p.

Jeris, J. S. and McCarty, P. L. (1965): The Biochemistry of Methane Fermentation Using 14C tracers, *Journal Water Pollution Control Federation,* 37 (2) 178-192. p.

Jourdan, B. (1988): Indications for Determining the Degree of Maturity Decomposition of Municipal Solid Waste and Sludge Composts (Zur Kennzeichnung Rottesgrades von Mull- und Mullklarschlammkomposten) Erich Schmidt Verlag

Juhász E. (1990): A szennyvíziszap-kezelés és –elhelyezés általános kérdései. *Hidrológiai Közlöny*, 70 (4) 206-210. p.

Juhász, E. (2000): A szennyvíziszap kezelése, In.: (szerk.) Barótfi I.: Környezettechnika, szerk., Mezőgazda Kiadó, Budapest, 981 p.

Juhász E. (2002): Útmutató a települési szennyvíziszap telepi előkezeléséhez, Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Környezeti Elemek Védelmének Főosztálya. Budapest, 97 p.

Juhász E. (2003): Útmutató a települési szennyvíztisztító telepen keletkező szennyvíziszapok telepen belüli kezelésének tervezéséhez. Víz- és Csatornaművek Országos Szakmai Szövetsége. Budapest, 60 p.

Juhász E., Kárpáti Á. (2002): Szennyvíziszap keletkezése, kezelése, elhelyezési lehetősége. in: szerk. Kárpáti Á: Lakossági szennyvizek aerob tisztítása eleveniszapos és más módszerekkel. Veszprémi Egyetem Környezetmérnöki és Kémiai technológia Tanszék, Veszprém

Juhász E. (2011): A szennyvíztisztítás története, Magyar Víziközmű Szövetség, Budapest, 184. p.

Juhász E. (2009): Szennyvíziszap megújuló energiaként való hasznosítása bio-szárítási eljárással. előadás anyag. MASZESZ konferencia, Lajosmizse

Kalyuzhnyi S., Veeken A., Hamelers B. (2000): Two-particle model of anaerobic solid state fermentation, *Water Science and Technology,* 41 (3) 43-50. p.

Kárpáti Á. (2002): Szennyvíziszap rothasztás és komposztálás. Ismeretgyűjtemény 6. Veszprémi Egyetem Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, Veszprém, 104 p.

Kaspar, H. F. and Wuhrmann, K. (1978): Kinetic parameters and relative turnover of some important catabolic reactions in degesting sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 36 (1) 1-7. p.

Keener H. M., Marugg C, Hansen R. C., Hoitink H. A. J. (1993): Optimizing the efficiency of the composting processes. In.: Hoitink H. A. J. and Keener H. M. (eds.): Science and engineering of composting, Renaissance Publications, Worthington, Ohio, 59-94. p.

Kerroum, D., Mossaab, B. L. H. and Hassen M. A. (2012): Production of Biogas from Sludge Waste and Organic Fraction of Municipal Solid Waste. In: (ed.) Sunil Kumar: Biogas, InTech. Rijeka, 151-172. p.

Kádár I., Draskovits E. (2012) A szennyvíz és szennyvíziszap elemforgalmáról. *MASZESZ Hírcsatorna.* 2012. július-augusztus. 12-17. p.

Kargi, F., Serkan, E. (2006): Effect of sludge age on the performance of an activated sludge unit treating 2,4 dichlorophenol-containing synthetic wastewater. *Enzyme and Microbial Technology,* 38 (1) 60–64. p.

Kiely G, Tayfur G, Dolan C and Tanji K (1997). Physical and mathematical modelling of anaerobic digestion of organic wastes. *Water Research,* 31 (3) 534 - 540. p.

Kocsis I. (2005): Komposztálás, Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, p. 208.

Kosobucki, P., Chmarzyński, B. Buszewski, B. (2000): Sewage Sludge Composting. *Polish Journal of Environmental Studies,* 9 (4) 243-248. p.

Koster, I. W. (1988): Microbial, chemical and technological aspects of the anaerobic degradation of organic polluants, In: D. L. Wise (Ed.) Biotreatment systems vol. 1, CRC Press, Boca Raton, 285-316. p.

Lay J. J., Li Y. Y., Noike T., Endo J., Ishimoto S. (1997): Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solids organic waste, *Water Science and Technology,* 36 (6-7) 493-500. p.

Lasaridi, K. E., Papdimitriu, E.K. and Balis, C. (1996): Development and demonstration of a thermogradient respirometer. *Compost Science and Utilization,* 4 (3) 53-61. p.

Lasaridi, K. E., Stentiford, E. I. (1998): A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water Research,* 32 (12) 3717-3723. p.

Lettinga G. and Hulshoff Pol L. W. (1990): Basic aspects of anaerobic wastewater treatment technology. in: Anaerobic reactor technology, International Course on Anaerobic Waste Water Treatment, Wageningen Agricultural University

Lissens, G., Vandevivere, P., De Baere, L., Biey, E.M. and Verstraete, W. (2001): Solid waste digestors: process performance and practice for municipal solid waste digestion. *Water Science and Technology,* 44 (8) 91–102. p.

Lokshina, L. Y., Vavilin, V. A., Kettunen, R. H., Rintala, J. A., Holliger, C. and Nozhevnikova, A. N. (2001): Evaluation of kinetic coefficients using integrated monod and haldane models for low-temperature acetoclastic methanogenesis. *Water Research,* 35 (12) 2913-2922. p.

Malina, Jr. J. F., and Pohland, F. G. (Eds.) (1992): Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. Water Quality Managment Library, Vol. 7. Technomic, Lancaster

Mata-Alvares, J. (2003). Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes, IWA publishing, UK, London. 42. p.

Mattiasson, B. (2004): Anaerobic digestion generates fatty acids, *Industrial Bioprocessing,* 26 (6) 8-9. p.

McCarty, P.L. (2001). The development of anaerobic treatment and its future, *Water Science and Technology,* 44 (8) 149-156. p.

McHugh, S., Carton, M., Mahony, T. and O'Flaherty, V. (2003): Methanogenic population structure in a variety of anaerobic bioreactors, *FEMS Microbial Ecology*, 219 (2) 297-304. p.

Metcalf & Eddy (1991). Design of facilities for the treatment and disposal of sludge. In: Wastewater engeneering - treatement, disposal and reuse. 3rd ed. USA. McGraw-Hill International Editions, 765-926. p.

Michel Jr., F. C, Adinarayana Reddy, C. and Forney L. J. (1993): Yard waste composting: Studies using different mixes of leaves and grass in a laboratory scale system. *Compost Science and Utilization,* l (3) 85-96. p.

Miller F. C. (1998): Heat evolution during composting of sewage sludge. In.: M. de Bertoldi: Science of composting. Springer. 106-115. p.

Mohee R., White R. K. (1998): Simulation Model for Composting Cellulosic (Bagasse) Substrates. *Compost Science and Utilization;* 6 (2) 82-92. p.

Nakasaki, K., Yaguchi, H., Sasaki, Y. and Kubota, H. (1993): Effects of pH Control On Composting of Garbage. *Waste Management Research,* 11 (2) 117-125. p.

Nges, I. A. and Liu, J. (2009): Effects of anaerobic pre-treatment on the degradation of dewatered-sewage sludge. *Renewable Energy,* 34 (7) 1795-1800. p.

Nobili de, M., Petrussi F. (1988): Humification index (HI) as evaluation of the stabilitation degree during composting. *Journal of Fermentation Technology,* 66 (5) 577-583. p.

Ogunwande G. A., Osunade J. A., Adekalu K. O., Ogunjimi L. A. O. (2008): Nitrogen loss in chicken litter compost as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency. *Bioresource Technology,* 99 (16) 7495-7503. p.

Oláh, J., Szlávik, I., Szőnyi, I. (1984): Települési szennyvíziszap-kezelési technológia fejlesztése. Vízgazdálkodási Intézet, Budapest, 160 p.

Öllős G., Oláh J., Palkó Gy. (2010): Rothasztás. Magyar Víziközmű Szövetség, Budapest. 1112. p.

Pavlostathis, S. G. and Giraldo-Gomez, E. (1991): Kinetics of anaerobic treatment. *Water Science and Technology,* 24 (8) 35–59. p.

RISE-AT (Regional Information Service Centre for South East Asia on Appropriate Technology) (1998): Review of current status of Anaerobic Digestion Technology for treatment of MSW.

Ren, N., Wang, B. and Huang, J. H. (1997). Ethanol-type fermentation from carbohydrate in high rate acidogenic reactor, *Biotechnology and Bioengineering,* 54 (5) 428-433. p.

Reuschenbach, P., Pagga, U., Strotmann, U. (2003): A critical comparison of respirometric biodegradation tests based on OECD 301 and related test methods. *Water Research,* 37 (7) 1571–1582. p.

Salisbury, F. B., Ross C. W. (1978): Plant Physiology 2nd edition. Wadsworth Publishing Company, Inc. Belmont California. 377-430. p.

Santosh, Y., Sreekrishnan, T. R., Kohli, S. and Rana, V. (2004): Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques – a review. *Bioresour Technology*, 95(1) 1-10. p.

Schloss, P. D., Hay, A. G., Wilson, D. B. Walker, L. P. (2003): Tracking temporal changes of bacterial community fingerprints during the initial stages of composting. FEMS Microbiology Ecology 46 (1) 1-9 p.

Schultz, K. L. (1962): Continuous thermophilic composting. *Journal of Applied Microbiology,* 10 (2) 108-122. p.

Simon M. (1998): Szennyvíziszap komposztálásának laboratóriumi modellezése, Magyar Hidrológiai Társaság XVI. Országos Vándorgyűlés, 1998. július 8-9. PRO AQUA. 1998. 509.

Simon M. (2001): Települési szerves hulladékok kezelése és hasznosítása. PhD értekezés. Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum, Növénytermesztés- és Kertészettudományi Doktori Iskola. Debrecen.

Sötemann, S., Ristow, N., Wentzel, M. and Ekama, G. (2005): Integrated chemical/physical and biological processes modelling: Part 2 — anaerobic digestion of sewage sludges, *Water South African,* 31 (4) 545-568. p.

Suler, D. J., Finstein, M. S (1977): Effect of temperature, aeration, and moisture on CO_2 formation in bench-scale, continuously thermophilic composting of solid waste. *Applied and Environmental Microbiology,* 33 (2) 345-350. p.

Stentiford, E. I. (1992): Diversity of composting systems. In: Hoitink, H. A. J. and Keener, H. M. (eds.), Science and engineering of compostig: Design, environmental, and utilization aspects. Ohio Agricultural Research and Development Center, The Ohio State University, Wooster, Ohio. 95. p.

Stevenson, F. J. (1991): Organic matter-micronutrient reactions in soil. In: Mortvedt, J. J. et al. (ed.): Micronutrients in Agriculture. Soil Science Society of America, Madison, WI. 145-186. p.

Stombaugh, D. P., Nokes, S. E. (1996): Development of a Biologically Based Aerobic Composting Simulation Model. *Transactions of ASAE;* 39 (1) 239-250. p.

Sütő V., Homola A. (2009): Szennyvíziszap hasznosítás, elhelyezés jelene és jövője. 17 p. Magyarországon – tanulmány. http://www.maviz.org/konyvtar/szennyviziszap_hasznositas_ elhelyezes_jelene_es_jovoje_magyarorszagon

Tamás J. (1998): Szennyvíztisztítás és szennyvíziszap elhelyezés. Jegyzet. Debreceni Agrártudományi Egyetem. Debrecen

Thiele, J. H. (1991). Mixed-Culture Interactions in Methanogenesis, In Mixed-Culture in Biotechnology, McGraw-Hill, Inc., New York, USA.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., and Vigil, S., (1993) Intergrated Solid Waste Management, chapter 9, McGraw-Hill, New York.

Tomei, M. C., Braguglia, C. M., Mininni, G. (2008). Anaerobic degradation kinetics of particulate organic matter in untreated and sonicated sewage sludge: role of the inoculum. *Bioresource Technology,* 99 (14) 6119-6126. p.

Vallini G., Cecchi F., Pavan P., Pera A., Mata-Alvarez J. and Bassettit A. (1993): Recovery and Disposal of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste (MSW) by Means of Combined Anaerobic and Aerobic Bio-Treatments. *Water Science and Technology,* 27 (2) 121–132. p.

Vandevivere, P., De Baere, L. and Verstraete, W. (2003): Types of anaerobic digester for solid wastes. In.: Mata-Alvarez, J. (ed.) Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. IWA Publishing, London. 111-140. p.

Vavilin, V. A. and Angelidaki, I. (2005). Anaerobic degradation of solid material: Importance of initiation centers for methanogenesis, mixing intensity, and 2D distributed model, *Biotechnology and Bioengineering,* 89 (1) 113-122. p.

Vavilin, V. A., Fernandez, B. and Palatsi, J. Flotats, X. (2008): Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: An overview. *Waste Management,* 28 (6) 939-951. p.

Veeken, A.H. M. and Hamelers, B.V.M. (1999): Effect of temperature on hydrolysis rates of selected biowaste components. *Bioresource technology,* 69 (3) 249-254 p.

Vermes L. (2006a): Kutatások a szennyvíztisztítási melléktermékek korszerű kezelésének fejlesztésére (1. rész). *MaSzeSz Hírcsatorna.* 2006. január-február

Vermes L. (2006b): Kutatások a szennyvíztisztítási melléktermékek korszerű kezelésének fejlesztésére (2. rész). *MaSzeSz Hírcsatorna.* 2006. március-április

Vidékfejlesztési Minisztérium Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Államtitkárság (2010): Tájékoztató Magyarország településeinek szennyvízelvezetési és –tisztítási helyzetéről, a települési szennyvíz kezeléséről szóló 91/271/EGK irányelv Nemzeti Megvalósítási Programjáról

Viel, M., Sayag, D. and Andre L. (1987): Optimization of agricultural industrial wastes management through in-vessel composting. In: M. de Bertoldi et al (ed.): Compost: Production Quality and Use. Elsevier Applied Sci., London. 231-237. p.

Villanueva, A., Delgado, L., Luo, Z., Eder, P., Catarino, A. S. and Litten, D. (2010): Study on the selection of waste streams for end-of-waste assessment.
http://ftp.jrc.es/EURdoc/JRC58206.pdf

Wang, J. Y., Zhang, H., Stabnikova, O. and Tay, J. H. (2005): Comparison of lab-scale and pilot-scale hybrid anaerobic solid-liquid systems operated in batch and semi-continuous modes, *Process Biochemistry,* 40 (11) 3580-3586. p.

Willson, G. B., Dalmat, D. (1986) Measuring Compost Stability. *BioCycle*; 27(7) 34-37. p.

Xi, B., Wei, Z., Liu, H. (2005): Dynamic simulation for domestic solid waste composting processes. The Journal of American science 1(1) 34-45. p.

Zehnder, A. J. B., Ingvorsen, K. and Marty, T. (1982): Microbiology of methane bacteria. In: Hughes (ed.): Anaerobic digestion, Elsevier, Amsterdam, 45-68. p.

www.axpo.com

www.bacsviz.hu

www.bekon.eu

www.bioferm-energy.com

www.komloviz.hu

www.kompoferm.com

www.ksh.hu

www.nyirszennyviz.hu

www.ows.be

www.valorgainternational.fr

M2. Felhasznált szabványok

MSZ EN 1189:1998	Vízminőség. Foszformeghatározás. Ammónium-mobildenátos fotometriás módszer
MSZ EN 26777:1998	Vízminőség. A nitrit meghatározása. Spektrometriás módszer (ISO 6777:1984)
MSZ 21470-50:1983	Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Réz-, króm-, nikkel-, ólom- és kadmium-tartalom meghatározása
MSZ 21976-10:1982	Települési szilárd hulladékok vizsgálata. Kémiailag oxidálható szervesanyag-tartalom meghatározása
MSZ 260-9:1988	Szennyvizek vizsgálata. Az ammóniumion-tartalom meghatározása
MSZ 260-11:1971	Szennyvizek vizsgálata. Nitrátion meghatározása
MSZ 318-7:1983	Szennyvíziszap vizsgálata. Nikkeltartalom meghatározása
MSZ 318-8:1986	Szennyvíziszap vizsgálata. Káliumtartalom meghatározása
MSZ 318-9:1983	Szennyvíziszap vizsgálata. Nátriumtartalom meghatározása
MSZ 318-10:1985	Szennyvíziszap vizsgálata. Ólomtartalom meghatározása
MSZ 318-11:1983	Szennyvíziszap vizsgálata. Krómtartalom meghatározása
MSZ 318-12:1986	Szennyvíziszap vizsgálata. Kalciumtartalom meghatározása
MSZ 318-13:1986	Szennyvíziszap vizsgálata. Magnéziumtartalom meghatározása
MSZ 318-14:1987	Szennyvíziszap vizsgálata. Vastartalom meghatározása
MSZ 318-15:1987	Szennyvíziszap vizsgálata. Réztartalom meghatározása
MSZ 318-18:1981	Szennyvíziszap vizsgálata. Összes nitrogén meghatározása
MSZ 318-20:1983	Szennyvíziszap vizsgálata. Cinktartalom meghatározása
MSZ 318-21:1983	Szennyvíziszap vizsgálata. Kadmiumtartalom meghatározása
MSZ 318-22:1984	Szennyvíziszap vizsgálata. Mangán meghatározása
MSZ 318-23:1984	Szennyvíziszap vizsgálata. Kobalt meghatározása
MSZ 318-24:1984	Szennyvíziszap vizsgálata. Higany meghatározása
MSZ 318-25:1984	Szennyvíziszap vizsgálata. Molibdén meghatározása
MSZ 318-28:1992	Szennyvíziszap vizsgálata. Az arzéntartalom meghatározása

M3. Felhasznált jogszabályok

40/2008. (II. 26.) Korm. rendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól szóló 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet módosításáról

2012. évi CLXXXV. törvény a hulladékról

23/2003. (XII. 29.) KvVM rendelet a biohulladékok kezeléséről és a komposztálás műszaki követelményeiről

25/2002. (II. 27.) Kormány rendelet a Nemzeti Települési Szennyvíz-elvezetési és -tisztítási Megvalósítási Programról

86/278/EKG a Tanács 1986. június 12-i irányelve a környezet, és különösen a termőtalaj védelméről szennyvíziszap mezőgazdasági alkalmazása esetén

91/271/EGK irányelv a települési szennyvíz kezeléséről

36/2006. (V. 18.) FVM rendelet a termésnövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról

M4. Szennyvíziszapok tápanyag- és fémtartalma

1. táblázat

Mért jellemző	Mértékegység	Határérték*	Kevert iszap (K)	Rothasztott iszap (R0)
NH_4^+ – Ammónia	mg/dm^3	-	244	128
NO_2^- – Nitrit ion	mg/dm^3	-	0,03	0,01
NO_3^- – Nitrát ion	mg/dm^3	-	2,3	<1,0
Összes nitrogén	g/kg	-	63	74
Összes foszfor	mg/kg	-	43 200	53 700
Ca – Kalcium	mg/kg	-	27 600	42 000
Cu – Réz	mg/kg	*1 000*	180	250
Cd – Kadmium	mg/kg	*10*	1,9	4,0
Fe – Vas	mg/kg	-	12 900	17 900
K – Kálium	mg/kg	-	4 200	3 200
Mg – Magnézium	mg/kg	-	7 900	9 200
Mn – Mangán	mg/kg	-	240	990
Na – Nátrium	mg/kg	-	1 400	1 500
Ni – Nikkel	mg/kg	*200*	26	40
Pb – Ólom	mg/kg	*750*	33	73
Zn – Cink	mg/kg	*2 500*	1 700	2 300

* Határérték mezőgazdasági hasznosíthatóság esetén a 40/2008. (II. 26.) Korm. rendelet 4. számú melléklete alapján

2. táblázat

Mért jellemző	Mértékegység	Határérték*	Fölösiszap (F2)	Rothasztott iszap (R2)
Összes nitrogén	g/kg	-	52	61
Összes foszfor	mg/kg	-	34 000	28 000
Ag – Ezüst	mg/kg	-	5,41	9,96
Al – Alumínium	mg/kg	-	10 320	13 850
As – Arzén	mg/kg	*75*	17,3	35,6
B – Bór	mg/kg	-	70,3	62,1
Ba – Bárium	mg/kg	-	460	518
Ca – Kalcium	mg/kg	-	40 200	43 900
Cd – Kadmium	mg/kg	*10*	3,02	4,75
Co – Kobalt	mg/kg	*50*	4,03	5,89
Cr – Króm	mg/kg	*1000*	102,4	115,1
Cu – Réz	mg/kg	*1000*	485	614
Fe – Vas	mg/kg	-	7 150	8 960
Hg – Higany	mg/kg	*10*	1,95	2,03
K – Kálium	mg/kg	-	2 540	3 120
Mg – Magnézium	mg/kg	-	7 020	8 140
Mn – Mangán	mg/kg	-	358	397
Mo – Molibdén	mg/kg	*20*	6,12	6,44
Na – Nátrium	mg/kg	-	1 320	1 140
Ni – Nikkel	mg/kg	*200*	44,3	63,5
Pb – Ólom	mg/kg	*750*	30,4	32,5
S – Kén	mg/kg	-	13 500	12 100
Sb – Antimon	mg/kg	-	0,85	1,34
Se – Szelén	mg/kg	*100*	1,63	2,32
Sn – Ón	mg/kg	-	21,2	15,6
Zn – Cink	mg/kg	*2 500*	1 320	1 670
V – Vanádium	mg/kg	-	8,3	12,5

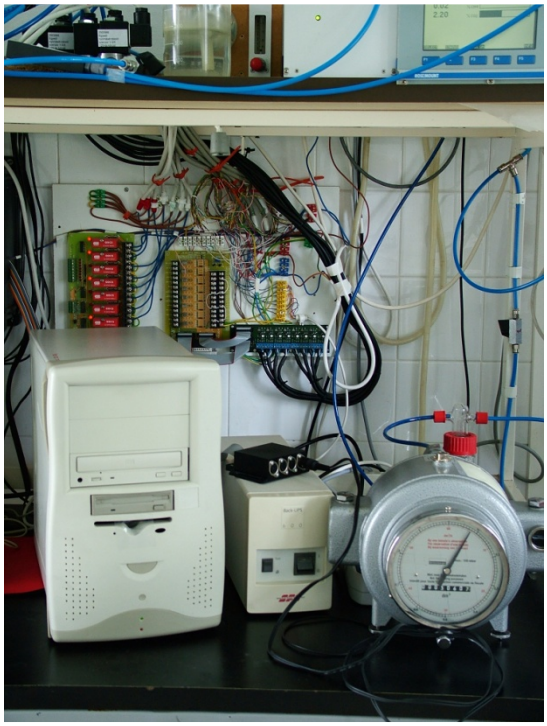
* Határérték mezőgazdasági hasznosíthatóság esetén a 40/2008. (II. 26.) Korm. rendelet 4. számú melléklete alapján

M5. Képek

1. kép
Metanogén aktivitás teszt meghatározásához alkalmazott berendezés

2. kép
Félszáraz, szakaszos üzemű anaerob reaktor

3. kép
Félszáraz, szakaszos üzemű anaerob reaktor anaerob-aerob kísérlet esetén



4. kép
Anaerob-aerob kísérlet során biogáz mennyiségi mérése a komposztálást modellező berendezéshez kapcsolva

5. kép
Aerob vizsgálatokhoz használt reaktorok

M6. Makro- és mikrotápoldat összetétele

A metanogén aktivitásteszt során alkalmazott makrotápoldat összetétele (Isa et al., 1993):

170 g · dm^{-3} NH_4Cl

38 g · dm^{-3} KH_2PO_4

8 g · dm^{-3} $CaCl_2 \cdot 2H_2O$

9 g · dm^{-3} $MgSO_4 \cdot 4H_2O$

A metanogén aktivitásteszt során alkalmazott mikrotápoldat összetétele (Kargi and Serkan, 2006; Isa et al, 1993):

2000 mg · dm^{-3} $FeCl_3 \cdot 4H_2O$

2000 mg · dm^{-3} $CoCl \cdot 6H_2O$

500 mg · dm^{-3} $MnCl_2 \cdot 4H_2O$

30 mg · dm^{-3} $CuCl_2 \cdot 2H_2O$

50 mg · dm^{-3} $ZnCl_2$

50 mg · dm^{-3} H_3BO_3

90 mg · dm^{-3} $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$

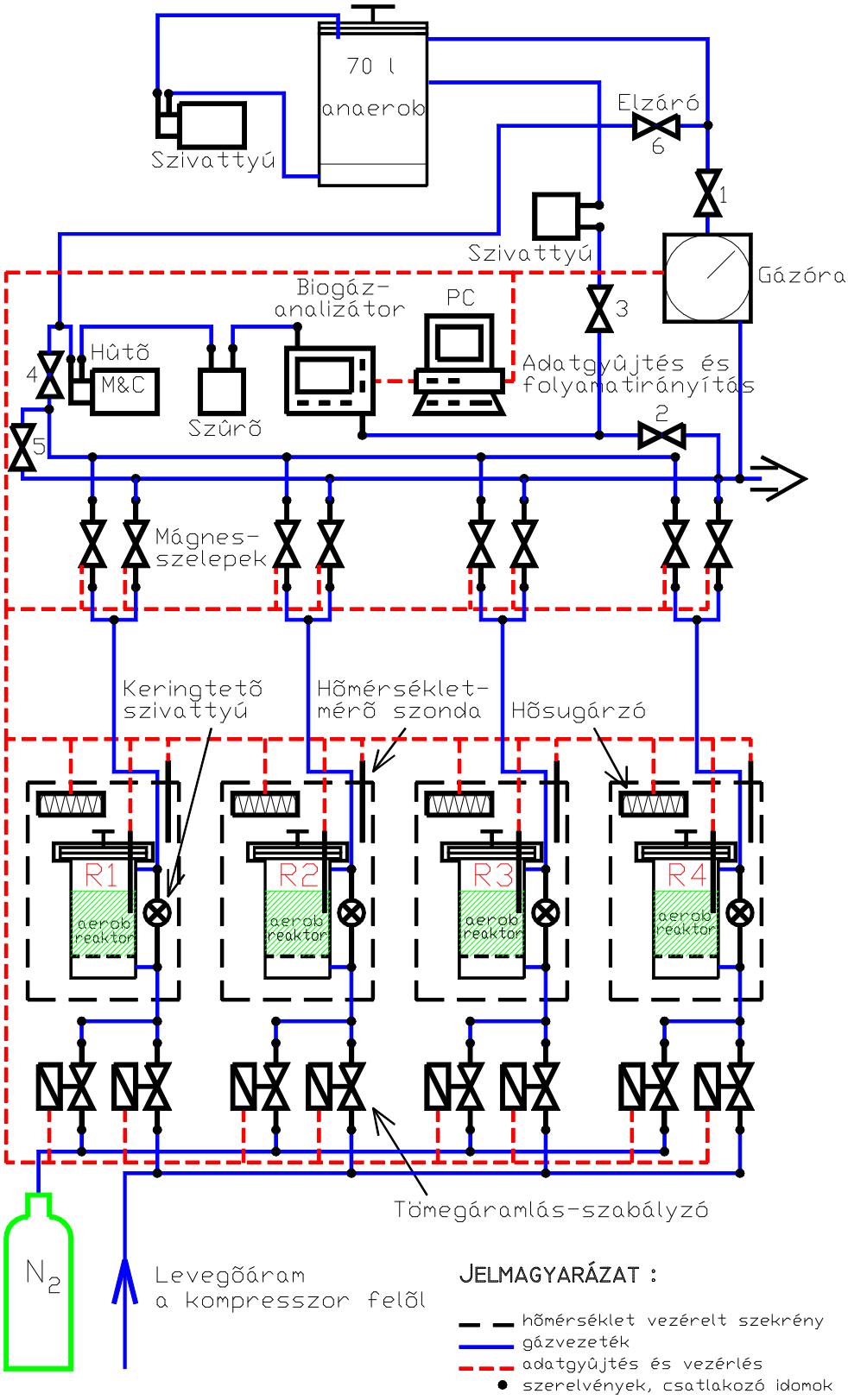
100 mg · dm^{-3} $Na_2SeO_3 \cdot 5H_2O$

50 mg · dm^{-3} $NiCl_2 \cdot 6H_2O$

1000 mg · dm^{-3} EDTA

1 mg · dm^{-3} HCl (36 %)

M7. Komposztálást modellező berendezés folyamatábrája



M8. Mérési eredmények

1. táblázat

R0 jelű iszap pillanatnyi metántermelése és anaerob bonthatósága

Rendszeridő (d)	**Biogáz térfogata** (dm^3)	**Biogáz metántartalma** (%)	**Metántermelés** ($Ndm^3 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot d^{-1}$)	**D** (%) mért	**D** (%) illesztett
0,00	0,000	0,00	0,000	0,00	0,00
1,07	6,135	53,40	8,210	1,90	2,20
2,00	4,810	62,29	8,307	3,56	3,81
2,85	3,353	64,18	6,438	4,75	5,08
3,87	3,531	66,48	5,874	6,04	6,38
4,71	2,684	65,24	5,332	7,00	7,28
5,71	3,019	66,73	5,140	8,11	8,21
6,81	2,472	66,23	3,768	9,01	9,06
7,84	2,212	59,86	3,326	9,75	9,73
8,64	1,469	63,85	3,062	10,28	10,17
10,97	4,171	61,09	2,768	11,67	11,17
12,96	2,414	63,53	1,974	12,52	11,75
15,84	0,599	59,48	0,342	12,73	12,32
17,72	0,125	51,65	0,050	12,75	12,56
20,76	0,096	58,76	0,068	12,80	12,83
22,67	0,100	41,08	0,094	12,83	12,93
24,67	0,101	63,33	0,090	12,87	13,01
27,80	0,117	43,68	0,067	12,92	13,10
29,61	0,114	53,92	0,112	12,96	13,13
31,79	0,143	50,95	0,073	13,00	13,15
34,71	0,091	54,13	0,053	13,03	13,18
36,80	0,116	51,57	0,109	13,08	13,19
38,72	0,159	39,40	0,025	13,09	13,19
41,72	0,156	47,65	0,088	13,15	13,20
43,71	0,141	32,08	0,109	13,19	13,21

2. táblázat

R1 jelű iszap pillanatnyi metántermelése és anaerob bonthatósága

Rendszeridő (d)	**Biogáz mennyisége** (dm^3)	**Biogáz metántartalma** (%)	**Metántermelés** ($Ndm^3 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot d^{-1}$)	**D** (%) mért	**D** (%) illesztett
0,00	0,000	0,00	0,000	0,000	0,000
0,81	1,156	1,74	0,139	0,028	0,747
1,95	2,727	48,48	4,434	1,265	1,690
2,89	1,859	57,23	3,253	2,013	2,384
3,82	1,729	57,53	2,758	2,644	3,008
4,85	2,127	58,15	3,124	3,431	3,627
5,84	1,863	56,26	2,664	4,077	4,161
6,92	1,849	52,66	2,581	4,757	4,680
7,90	1,461	57,58	2,383	5,331	5,104
9,03	1,427	55,99	1,777	5,823	5,539
10,85	1,400	56,00	1,112	6,319	6,138
12,83	1,372	57,54	1,053	6,831	6,670
14,81	1,291	47,03	0,809	7,224	7,098
17,79	1,438	47,00	0,585	7,651	7,592
19,75	0,777	47,44	0,493	7,887	7,840
21,75	0,698	38,85	0,199	7,985	8,045
24,75	0,902	37,70	0,370	8,257	8,280
26,88	0,507	35,37	0,179	8,350	8,406
28,83	0,377	41,02	0,305	8,496	8,499
30,89	0,355	36,52	0,086	8,539	8,577
32,63	0,330	30,28	0,023	8,549	8,632
34,63	0,290	37,95	0,276	8,685	8,683
37,95	0,397	31,47	0,029	8,708	8,746
41,89	0,511	24,70	0,022	8,729	8,798
45,92	0,423	22,49	0,042	8,771	8,832

3. táblázat

K jelű iszap metántermelésének mérési eredményei

Rendszeridő (d)	**Biogáz térfogata** (dm^3)							**Biogáz metántartalma** (%)							**Metántermelés** ($Ndm^3 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot d^{-1}$)						
	1:0,5 K:R0	1:0,75 K:R0	1:1 K:R0	1:1,25 K:R0	1:1,5 K:R0	1:1,75 K:R0	1:2 K:R0	1:0,5 K:R0	1:0,75 K:R0	1:1 K:R0	1:1,25 K:R0	1:1,5 K:R0	1:1,75 K:R0	1:2 K:R0	1:0,5 K:R0	1:0,75 K:R0	1:1 K:R0	1:1,25 K:R0	1:1,5 K:R0	1:1,75 K:R0	1:2 K:R0
0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
1,07	3,302	3,953	3,939	6,329	4,624	5,667	5,763	4,55	11,50	19,86	18,18	10,17	16,16	17,43	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
2,00	2,103	3,220	3,713	5,985	5,089	6,163	6,308	18,35	31,87	38,51	47,84	39,99	44,56	48,46	0,000	0,931	1,869	13,268	8,181	13,182	16,852
2,85	1,162	2,279	2,477	3,804	4,125	4,391	4,334	23,78	41,36	45,65	55,97	50,54	54,80	54,02	0,000	1,223	1,277	8,020	8,456	11,217	9,686
3,87	1,100	2,289	2,589	3,561	4,235	3,634	3,969	27,40	47,48	50,11	58,74	55,95	58,13	54,83	0,000	0,948	1,103	4,904	7,064	4,949	4,731
4,71	0,839	1,591	1,576	1,861	2,278	2,061	2,062	33,50	47,60	52,14	58,41	58,12	58,61	56,68	0,000	0,061	0,000	0,741	2,645	0,933	0,605
5,71	1,005	1,770	1,490	2,010	2,439	2,373	2,480	37,19	52,03	52,58	59,56	59,83	57,72	59,35	0,000	0,697	0,000	0,657	1,931	0,376	1,630
6,81	1,170	1,380	1,014	1,498	1,900	1,959	2,458	39,19	52,28	47,45	57,28	58,17	57,45	59,57	0,000	0,106	0,000	0,000	0,401	0,475	2,638
7,84	1,407	1,280	0,720	1,303	1,550	1,838	2,083	37,70	43,00	32,25	43,13	43,17	46,39	45,31	0,834	0,000	0,000	0,000	0,000	0,686	0,490
8,64	1,222	0,637	0,264	0,690	0,862	1,016	1,124	45,65	50,51	33,67	44,29	48,47	52,36	55,43	2,035	0,478	0,000	0,000	0,156	1,062	3,072
10,97	4,125	2,228	0,859	2,058	2,279	3,114	3,625	56,53	53,02	34,25	47,05	50,61	51,66	56,22	2,839	0,288	0,000	0,000	0,000	0,000	1,220
12,96	2,585	1,932	0,771	1,508	1,690	2,274	2,721	62,28	53,56	25,14	46,81	48,44	56,74	56,06	2,357	0,865	0,000	0,000	0,000	1,669	1,890
15,84	2,484	2,432	0,897	1,977	2,321	2,999	3,447	52,08	47,66	28,78	38,05	43,18	48,41	51,03	1,614	1,705	0,463	1,256	2,194	3,398	4,741
17,72	1,080	1,323	0,853	1,191	1,333	1,437	1,930	48,94	50,41	34,00	43,93	49,27	54,47	56,35	0,907	1,698	1,062	2,120	2,833	3,584	5,028
20,76	1,415	2,485	2,036	2,760	2,625	2,964	3,456	52,33	52,31	47,71	53,35	54,90	56,77	58,71	0,993	1,914	2,079	3,256	3,294	3,930	5,131
22,67	0,800	1,919	1,756	2,322	2,025	1,972	2,279	31,13	49,38	51,34	46,42	46,27	44,16	48,15	0,000	2,548	3,117	3,743	3,545	3,232	4,735
24,67	0,719	2,334	1,072	3,212	2,314	2,304	2,580	41,80	59,32	58,70	59,47	57,24	56,23	60,34	0,999	3,529	1,943	6,577	5,231	5,781	7,278
27,80	1,265	4,480	2,520	5,164	4,251	4,731	4,513	49,31	66,70	61,68	67,65	64,37	65,17	66,60	0,938	4,440	2,570	6,775	5,934	7,442	7,671
29,61	0,818	2,604	0,728	2,699	2,407	2,916	2,589	44,92	60,89	53,48	58,13	56,03	57,23	58,41	0,984	4,241	1,248	5,573	5,462	7,324	7,298
31,79	1,100	2,983	1,777	2,995	2,930	3,249	3,240	52,27	68,05	56,61	67,64	65,14	67,66	65,90	1,270	4,439	2,449	6,047	6,347	8,061	8,186
34,71	1,925	3,833	2,680	4,247	4,190	4,692	4,484	58,15	69,59	61,09	70,24	70,17	69,83	71,10	1,619	4,091	2,985	5,947	6,699	7,963	8,668
36,80	1,613	2,435	1,098	2,914	2,927	3,058	3,049	57,81	61,08	49,20	60,48	59,36	62,01	60,79	2,126	3,355	1,226	5,383	5,802	7,235	7,430
38,72	1,475	2,235	1,502	2,657	2,600	2,686	2,466	61,63	64,38	59,10	64,69	66,56	67,98	68,55	1,978	3,505	2,936	5,508	6,499	7,362	7,681
41,72	2,603	3,853	2,496	4,213	4,165	4,299	3,401	65,24	66,57	60,45	69,41	70,36	71,56	69,54	2,229	3,822	2,528	5,759	6,357	7,322	5,918
43,71	1,839	2,880	2,172	2,902	2,868	2,849	2,516	67,61	65,75	65,06	71,44	72,54	70,87	69,31	2,463	4,157	3,814	6,067	6,785	6,917	6,493

4. táblázat
Reaktorok pH értékei *K:R0* keverékek esetén

Rendszeridő (d)	**Iszapok pH-ja**						
	1:0,5 K:R0	1:0,75 K:R0	1:1 K:R0	1:1,25 K:R0	1:1,5 K:R0	1:1,75 K:R0	1:2 K:R0
0,00	6,806	7,072	7,005	7,073	7,225	7,275	7,340
6,81	6,215	7,352	7,402	7,391	7,427	7,386	7,527
12,96	7,503	7,416	7,415	7,211	7,177	7,418	7,369
20,76	7,481	7,508	7,600	7,456	7,237	7,367	7,171
27,80	7,576	7,830	7,841	7,868	7,632	7,573	7,652
34,71	7,358	7,831	7,807	7,695	7,717	7,697	7,710
43,71	7,641	8,028	7,902	7,861	7,856	7,885	8,360

5. táblázat
F1 jelű iszap metántermelésének mérési eredményei

Rendszeridő (d) 1:0,5 – 1:1	**Rendszeridő** (d) 1:1,25 – 1:2	**Biogáz térfogata** (dm^3)							**Biogáz metántartalma** (%)							**Metántermelés** ($Ndm^3 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot d^{-1}$)						
		1:0,5 F1:R1	1:0,75 F1:R1	1:1 F1:R1	1:1,25 F1:R1	1:1,5 F1:R1	1:1,75 F1:R1	1:2 F1:R1	1:0,5 F1:R1	1:0,75 F1:R1	1:1 F1:R1	1:1,25 F1:R1	1:1,5 F1:R1	1:1,75 F1:R1	1:2 F1:R1	1:0,5 F1:R1	1:0,75 F1:R1	1:1 F1:R1	1:1,25 F1:R1	1:1,5 F1:R1	1:1,75 F1:R1	1:2 F1:R1
0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0,93	0,81	1,967	1,638	1,531	1,627	1,507	1,530	1,416	0,54	0,39	0,32	1,72	1,60	1,56	1,67	0,000	0,000	0,000	0,324	0,276	0,269	0,291
1,88	1,95	2,236	1,865	1,834	2,210	2,318	2,442	2,479	3,98	4,16	4,78	17,97	20,86	21,61	25,86	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
2,95	2,89	1,471	1,486	1,573	1,694	1,903	2,058	2,229	7,55	9,08	13,14	28,82	31,84	34,43	37,40	0,000	0,000	0,000	0,585	1,027	1,814	2,427
4,01	3,82	1,434	1,308	1,454	1,609	1,813	2,003	2,186	13,09	14,69	17,57	33,66	37,45	39,51	42,18	0,000	0,000	0,000	0,650	1,445	2,038	2,975
4,99	4,85	1,076	1,226	1,436	1,723	2,141	2,455	2,611	10,29	15,20	18,33	38,76	41,98	44,02	46,47	0,000	0,000	0,000	0,566	1,605	2,677	3,577
5,99	5,84	0,800	1,059	1,366	1,690	1,971	2,173	2,254	16,62	20,72	23,90	42,68	45,29	47,07	48,70	0,000	0,000	0,000	1,457	2,316	3,154	3,624
6,92	6,92	0,680	0,953	1,172	1,888	2,173	2,369	2,552	20,40	24,65	30,00	38,55	40,69	43,94	46,57	0,000	0,000	0,290	1,552	2,351	3,606	4,928
7,92	7,90	0,722	1,025	1,342	1,593	1,782	1,968	2,142	15,79	20,78	24,58	46,83	50,89	52,95	55,18	0,000	0,000	0,000	2,604	3,917	4,795	5,986
9,05	9,03	0,670	1,122	1,569	1,799	1,988	2,137	2,321	19,40	28,20	32,82	50,00	54,00	56,00	58,00	0,000	1,159	2,090	2,797	3,879	4,846	6,083
10,94	10,85	1,228	2,271	3,045	2,884	3,178	3,420	3,663	23,07	37,07	44,15	54,26	57,01	60,21	62,54	0,000	1,198	2,603	3,925	5,003	6,462	7,922
12,81	12,83	1,677	3,221	3,262	3,301	3,539	3,506	3,522	23,46	40,17	44,92	56,09	59,14	61,37	63,19	0,595	3,028	3,666	4,215	5,378	5,947	6,607
14,88	14,81	2,333	3,750	3,296	3,302	3,473	3,107	3,353	37,15	55,15	58,94	53,64	57,00	56,03	54,90	1,993	4,819	4,964	4,992	6,188	5,632	6,199
16,76	17,79	3,158	3,198	2,966	4,318	4,877	4,649	5,447	42,88	53,67	56,04	61,35	63,52	62,63	64,14	3,386	4,456	4,766	4,781	6,156	6,272	8,403
19,03	19,75	4,434	2,941	3,400	2,849	3,538	3,652	4,108	58,18	62,51	64,98	63,24	65,47	63,98	66,42	4,911	3,767	5,049	4,846	7,035	7,723	9,962
20,73	21,75	2,533	1,998	2,488	3,318	4,483	4,497	4,781	64,70	65,27	67,71	64,71	66,55	66,05	68,32	4,006	3,429	5,010	6,062	9,392	10,361	12,352
22,74	24,75	1,943	2,694	3,110	6,185	8,196	8,041	7,373	53,49	56,05	58,10	62,28	66,65	65,33	68,89	2,196	3,690	4,937	7,610	12,018	12,629	13,306
24,89	26,88	1,712	2,709	3,416	4,443	5,765	5,388	4,112	56,87	61,79	65,89	69,78	71,44	70,90	71,05	1,788	3,620	5,576	8,717	12,567	12,880	10,423
26,80	28,83	1,482	2,166	2,957	4,739	5,274	3,890	3,031	54,92	65,45	69,61	70,33	71,92	69,76	70,07	1,487	3,505	5,702	9,505	12,064	9,221	7,676
28,70	30,89	1,336	2,228	3,277	5,278	4,312	3,387	2,769	60,07	67,52	70,89	71,65	72,31	69,21	70,08	1,893	3,624	6,276	10,650	9,700	7,930	7,129
-	32,63	-	-	-	4,530	2,917	2,639	2,382	-	-	-	72,08	71,75	68,96	69,50	-	-	-	10,861	7,672	7,369	7,238
-	34,63	-	-	-	4,716	2,827	2,876	2,704	-	-	-	72,10	69,75	69,60	70,26	-	-	-	9,497	5,795	6,679	6,841
-	37,95	-	-	-	6,130	3,840	4,012	3,888	-	-	-	70,85	69,05	69,38	69,48	-	-	-	7,470	5,067	5,890	6,173
-	41,89	-	-	-	5,538	4,655	4,660	3,706	-	-	-	69,73	69,22	70,95	72,93	-	-	-	5,617	5,258	6,002	5,406
-	45,92	-	-	-	4,935	5,070	4,900	4,631	-	-	-	70,63	69,10	71,35	68,83	-	-	-	4,981	5,535	6,105	5,848

6. táblázat
Reaktorok pH értékei *F1:R1* keverékek esetén

Rendszeridő (d) 1:0,5 – 1:1	**Rendszeridő** (d) 1:1,25 – 1:2	**Iszapok pH-ja**						
		1:0,5 F1:R1	1:0,75 F1:R1	1:1 F1:R1	1:1,25 F1:R1	1:1,5 F1:R1	1:1,75 F1:R1	1:2 F1:R1
0,93	5,84	6,28	6,34	6,58	6,90	7,15	7,35	7,38
4,01	12,83	6,20	6,36	6,31	7,16	7,33	7,48	7,56
6,92	21,75	6,14	6,38	6,50	7,35	7,47	7,53	7,52
10,94	45,92	6,10	6,61	6,91	8,22	8,40	7,97	8,02
14,88	-	6,72	7,22	7,31	6,90	-	-	-
20,73	-	7,50	7,55	7,65	7,16	-	-	-

7. táblázat
K és *F1* jelű iszapok összegzett metántermelése

Rendszeridő (d) K:R0	**Rendszeridő** (d) F1:R1	**Összegzett metántermelés** mért ($Ndm^3 \cdot kg^{-1}$ szea)								**Összegzett metántermelés** illesztett ($Ndm^3 \cdot kg^{-1}$ szea)							
		1:1,25 K:R0	1:1,5 K:R0	1:1,75 K:R0	1:2 K:R0	1:1,25 F1:R1	1:1,5 F1:R1	1:1,75 F1:R1	1:2 F1:R1	1:1,25 K:R0	1:1,5 K:R0	1:1,75 K:R0	1:2 K:R0	1:1,25 F1:R1	1:1,5 F1:R1	1:1,75 F1:R1	1:2 F1:R1
0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	8,63	8,91	8,71	10,34	5,83	6,51	7,70	8,75
1,07	0,81	0,000	0,000	0,000	0,000	0,263	0,224	0,219	0,236	9,52	9,83	9,77	11,70	6,44	7,28	8,61	9,85
2,00	1,95	12,300	7,584	12,220	15,623	0,263	0,224	0,219	0,236	10,36	10,71	10,79	13,02	7,41	8,53	10,08	11,62
2,85	2,89	19,151	14,807	21,802	23,897	0,812	1,187	1,919	2,512	11,19	11,58	11,81	14,36	8,31	9,70	11,46	13,30
3,87	3,82	24,157	22,019	26,853	28,726	1,419	2,537	3,823	5,291	12,28	12,71	13,15	16,12	9,30	11,03	13,02	15,20
4,71	4,85	24,775	24,223	27,631	29,230	2,001	4,187	6,574	8,967	13,23	13,71	14,35	17,71	10,54	12,70	14,97	17,60
5,71	5,84	25,432	26,153	28,007	30,861	3,443	6,479	9,695	12,553	14,48	15,01	15,93	19,81	11,87	14,53	17,10	20,24
6,81	6,92	25,432	26,596	28,532	33,774	5,113	9,010	13,576	17,858	15,97	16,58	17,86	22,38	13,51	16,80	19,75	23,52
7,84	7,90	25,432	26,596	29,239	34,279	7,672	12,860	18,288	23,740	17,50	18,18	19,85	25,06	15,19	19,16	22,51	26,94
8,64	9,03	25,432	26,719	30,080	36,711	10,828	17,238	23,757	30,604	18,77	19,50	21,52	27,31	17,37	22,26	26,10	31,43
10,97	10,85	25,432	26,719	30,080	39,557	17,969	26,340	35,513	45,017	23,00	23,93	27,19	34,97	21,51	28,25	33,00	40,05
12,96	12,83	25,432	26,719	33,401	43,317	26,341	37,022	47,324	58,140	27,26	28,40	33,02	42,85	27,06	36,40	42,33	51,71
15,84	14,81	29,056	33,050	43,207	56,998	36,222	49,269	58,471	70,408	34,66	36,15	43,32	56,70	33,85	46,50	53,75	65,90
17,72	17,79	33,031	38,362	49,928	66,425	50,467	67,608	77,157	95,442	40,33	42,08	51,29	67,25	46,88	65,94	75,39	92,32
20,76	19,75	42,948	48,394	61,895	82,051	59,957	81,384	92,281	114,951	51,10	53,32	66,44	86,81	57,55	81,69	92,57	112,73
22,67	21,75	50,082	55,152	68,055	91,077	72,080	100,168	113,003	139,654	58,85	61,40	77,25	100,30	70,30	100,12	112,30	135,47
24,67	24,75	63,213	65,595	79,596	105,609	94,912	136,220	150,891	179,571	67,81	70,70	89,55	115,09	92,99	131,45	144,94	171,26
27,80	26,88	84,456	84,200	102,930	129,662	113,435	162,926	178,262	201,721	83,48	86,90	110,37	138,72	111,43	155,29	169,02	196,15
29,61	28,83	94,556	94,100	116,204	142,890	132,050	186,552	196,320	216,752	93,31	97,01	122,88	152,05	129,80	177,46	190,89	217,58
31,79	30,89	107,722	107,918	133,754	160,712	153,905	206,456	212,593	231,382	105,69	109,67	137,94	167,22	149,97	199,98	212,57	237,74
34,71	32,63	125,066	127,456	156,980	185,993	172,798	219,802	225,412	243,973	122,85	127,09	157,46	185,49	167,34	217,86	229,42	252,66
36,80	34,63	136,317	139,584	172,103	201,524	191,792	231,392	238,771	257,656	135,24	139,57	170,53	196,84	187,09	236,53	246,69	267,23
38,72	37,95	146,874	152,041	186,215	216,246	216,639	248,248	258,364	278,188	146,43	150,76	181,59	205,90	217,87	262,29	269,97	285,74
41,72	41,89	164,151	171,110	208,181	233,999	238,737	268,933	281,976	299,455	163,20	167,39	196,85	217,59	248,70	284,23	289,33	300,06
43,71	45,92	176,242	184,634	221,967	246,941	258,817	291,247	306,586	323,029	173,59	177,61	205,52	223,80	272,76	298,78	301,94	308,79

8. táblázat
K és *F1* jelű iszapok szea degradációjának mértéke

Rendszeridő (d) K:R0	**Rendszeridő** (d) F1:R1	**Degradáció** mért (%)								**Degradáció** illesztett (%)							
		1:1,25 K:R0	1:1,5 K:R0	1:1,75 K:R0	1:2 K:R0	1:1,25 F1:R1	1:1,5 F1:R1	1:1,75 F1:R1	1:2 F1:R1	1:1,25 K:R0	1:1,5 K:R0	1:1,75 K:R0	1:2 K:R0	1:1,25 F1:R1	1:1,5 F1:R1	1:1,75 F1:R1	1:2 F1:R1
0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,97	2,01	2,22	2,92	1,15	1,27	1,50	1,72
1,07	0,81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,05	0,05	0,05	2,14	2,18	2,43	3,20	1,27	1,42	1,69	1,94
2,00	1,95	2,19	1,35	2,17	2,78	0,05	0,05	0,05	0,05	2,29	2,34	2,62	3,45	1,47	1,67	1,98	2,30
2,85	2,89	3,41	2,63	3,88	4,25	0,17	0,24	0,40	0,52	2,45	2,50	2,81	3,71	1,65	1,90	2,26	2,64
3,87	3,82	4,30	3,92	4,78	5,11	0,29	0,52	0,79	1,09	2,64	2,70	3,06	4,04	1,85	2,17	2,57	3,03
4,71	4,85	4,41	4,31	4,91	5,20	0,41	0,86	1,35	1,85	2,82	2,88	3,28	4,32	2,10	2,51	2,97	3,52
5,71	5,84	4,52	4,65	4,98	5,49	0,71	1,33	2,00	2,59	3,04	3,11	3,56	4,69	2,37	2,88	3,40	4,06
6,81	6,92	4,52	4,73	5,07	6,01	1,05	1,86	2,80	3,68	3,30	3,38	3,90	5,13	2,70	3,34	3,94	4,73
7,84	7,90	4,52	4,73	5,20	6,10	1,58	2,65	3,77	4,89	3,57	3,66	4,24	5,58	3,05	3,82	4,50	5,43
8,64	9,03	4,52	4,75	5,35	6,53	2,23	3,55	4,89	6,30	3,78	3,88	4,53	5,94	3,49	4,45	5,24	6,36
10,97	10,85	4,52	4,75	5,35	7,04	3,70	5,42	7,31	9,27	4,49	4,62	5,46	7,15	4,34	5,68	6,66	8,14
12,96	12,83	4,52	4,75	5,94	7,70	5,42	7,62	9,75	11,97	5,20	5,35	6,39	8,34	5,48	7,36	8,58	10,56
15,84	14,81	5,17	5,88	7,68	10,14	7,46	10,15	12,04	14,50	6,40	6,60	7,99	10,37	6,87	9,45	10,96	13,52
17,72	17,79	5,87	6,82	8,88	11,81	10,39	13,92	15,89	19,65	7,30	7,55	9,20	11,89	9,57	13,49	15,47	19,04
20,76	19,75	7,64	8,61	11,01	14,59	12,35	16,76	19,00	23,67	9,02	9,33	11,50	14,71	11,78	16,78	19,06	23,31
22,67	21,75	8,91	9,81	12,10	16,20	14,84	20,63	23,27	28,76	10,25	10,62	13,16	16,71	14,43	20,64	23,18	28,05
24,67	24,75	11,24	11,67	14,16	18,78	19,54	28,05	31,07	36,98	11,69	12,11	15,07	18,98	19,15	27,18	29,99	35,47
27,80	26,88	15,02	14,98	18,31	23,06	23,36	33,55	36,71	41,54	14,25	14,78	18,46	22,89	22,99	32,14	34,99	40,59
29,61	28,83	16,82	16,74	20,67	25,41	27,19	38,42	40,43	44,63	15,91	16,50	20,61	25,31	26,80	36,73	39,49	44,96
31,79	30,89	19,16	19,19	23,79	28,58	31,69	42,51	43,78	47,65	18,06	18,74	23,36	28,32	30,98	41,36	43,93	49,03
34,71	32,63	22,24	22,67	27,92	33,08	35,58	45,26	46,42	50,24	21,22	22,00	27,28	32,47	34,57	45,01	47,35	52,02
36,80	34,63	24,25	24,83	30,61	35,84	39,49	47,65	49,17	53,06	23,64	24,49	30,19	35,45	38,62	48,78	50,83	54,91
38,72	37,95	26,12	27,04	33,12	38,46	44,61	51,12	53,20	57,29	25,96	26,87	32,90	38,14	44,90	53,93	55,45	58,53
41,72	41,89	29,20	30,43	37,03	41,62	49,16	55,38	58,07	61,67	29,73	30,72	37,11	42,19	51,12	58,24	59,24	61,29
43,71	45,92	31,35	32,84	39,48	43,92	53,30	59,97	63,13	66,52	32,28	33,30	39,83	44,71	55,90	61,05	61,66	62,94

9. táblázat

K:R0 és *F1:R1* keverékek egységnyi reaktortérfogatra vonatkoztatott pillanatnyi metántermelése

Rendszeridő (d) K:R0	**Rendszeridő** (d) F1:R1	**Metántermelés** ($Ndm^3 \cdot dm^{-3} \cdot d^{-1}$)							
		1:1,25 K:R0	1:1,5 K:R0	1:1,75 K:R0	1:2 K:R0	1:1,25 F1:R1	1:1,5 F1:R1	1:1,75 F1:R1	1:2 F1:R1
0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
1,07	0,81	0,000	0,000	0,000	0,000	0,013	0,010	0,008	0,008
2,00	1,95	0,690	0,381	0,556	0,655	0,000	0,000	0,000	0,000
2,85	2,89	0,417	0,394	0,473	0,376	0,023	0,035	0,055	0,067
3,87	3,82	0,255	0,329	0,209	0,184	0,026	0,050	0,062	0,082
4,71	4,85	0,039	0,123	0,039	0,024	0,022	0,055	0,082	0,099
5,71	5,84	0,034	0,090	0,016	0,063	0,058	0,080	0,096	0,100
6,81	6,92	0,028	0,019	0,020	0,102	0,061	0,081	0,110	0,136
7,84	7,90	0,023	0,025	0,029	0,019	0,103	0,135	0,146	0,166
8,64	9,03	0,010	0,070	0,040	0,119	0,111	0,134	0,148	0,168
10,97	10,85	0,028	0,043	0,047	0,047	0,155	0,172	0,197	0,219
12,96	12,83	0,036	0,050	0,070	0,073	0,167	0,185	0,182	0,183
15,84	14,81	0,065	0,102	0,143	0,184	0,197	0,213	0,172	0,171
17,72	17,79	0,110	0,132	0,151	0,195	0,189	0,212	0,192	0,232
20,76	19,75	0,169	0,153	0,166	0,199	0,192	0,242	0,236	0,276
22,67	21,75	0,195	0,165	0,136	0,184	0,240	0,324	0,316	0,342
24,67	24,75	0,342	0,244	0,244	0,283	0,301	0,414	0,386	0,368
27,80	26,88	0,352	0,276	0,314	0,298	0,345	0,433	0,393	0,288
29,61	28,83	0,290	0,254	0,309	0,284	0,376	0,416	0,282	0,212
31,79	30,89	0,314	0,296	0,340	0,318	0,421	0,334	0,242	0,197
34,71	32,63	0,309	0,312	0,336	0,337	0,430	0,264	0,225	0,200
36,80	34,63	0,280	0,270	0,305	0,289	0,376	0,200	0,204	0,189
38,72	37,95	0,286	0,303	0,310	0,298	0,295	0,175	0,180	0,171
41,72	41,89	0,300	0,296	0,309	0,230	0,222	0,181	0,183	0,150
43,71	45,92	0,315	0,316	0,292	0,252	0,197	0,191	0,186	0,162

10. táblázat

K:R0 és *F1:R1* keverékek egységnyi reaktortérfogatra vonatkoztatott összegzett metántermelése

Rendszeridő (d) K:R0	**Rendszeridő** (d) F1:R1	**Összegzett metántermelés** mért ($Ndm^3 \cdot dm^{-3}$)								**Összegzett metántermelés** illesztett ($Ndm^3 \cdot dm^{-3}$)							
		1:1,25 K:R0	1:1,5 K:R0	1:1,75 K:R0	1:2 K:R0	1:1,25 F1:R1	1:1,5 F1:R1	1:1,75 F1:R1	1:2 F1:R1	1:1,25 K:R0	1:1,5 K:R0	1:1,75 K:R0	1:2 K:R0	1:1,25 F1:R1	1:1,5 F1:R1	1:1,75 F1:R1	1:2 F1:R1
0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,69	0,61	0,63	0,79	0,45	0,58	0,59	0,65
1,07	0,81	0,000	0,000	0,000	0,000	0,010	0,008	0,007	0,007	0,74	0,66	0,68	0,85	0,48	0,62	0,63	0,69
2,00	1,95	0,640	0,353	0,515	0,607	0,010	0,008	0,007	0,007	0,78	0,70	0,73	0,91	0,53	0,68	0,69	0,76
2,85	2,89	0,996	0,690	0,919	0,928	0,032	0,041	0,059	0,069	0,83	0,75	0,77	0,96	0,58	0,74	0,74	0,82
3,87	3,82	1,256	1,026	1,132	1,116	0,056	0,087	0,117	0,146	0,89	0,80	0,83	1,03	0,62	0,80	0,80	0,88
4,71	4,85	1,288	1,128	1,165	1,136	0,079	0,144	0,201	0,248	0,94	0,85	0,88	1,10	0,68	0,87	0,88	0,96
5,71	5,84	1,323	1,218	1,181	1,199	0,136	0,223	0,296	0,347	1,00	0,91	0,95	1,17	0,74	0,95	0,95	1,04
6,81	6,92	1,323	1,239	1,203	1,312	0,202	0,310	0,415	0,494	1,08	0,98	1,02	1,26	0,82	1,04	1,04	1,13
7,84	7,90	1,323	1,239	1,233	1,332	0,303	0,443	0,558	0,657	1,16	1,05	1,10	1,36	0,89	1,13	1,12	1,22
8,64	9,03	1,323	1,239	1,233	1,426	0,428	0,594	0,725	0,846	1,22	1,10	1,17	1,43	0,98	1,24	1,23	1,33
10,97	10,85	1,323	1,239	1,233	1,537	0,711	0,908	1,084	1,245	1,42	1,29	1,37	1,67	1,14	1,43	1,42	1,53
12,96	12,83	1,323	1,239	1,373	1,683	1,042	1,276	1,445	1,608	1,62	1,47	1,58	1,91	1,35	1,68	1,66	1,78
15,84	14,81	1,511	1,534	1,786	2,214	1,433	1,697	1,785	1,947	1,96	1,78	1,92	2,30	1,60	1,97	1,94	2,06
17,72	17,79	1,718	1,781	2,070	2,580	1,996	2,329	2,356	2,640	2,21	2,01	2,18	2,60	2,04	2,47	2,42	2,55
20,76	19,75	2,233	2,249	2,574	3,187	2,372	2,804	2,818	3,179	2,68	2,45	2,67	3,14	2,38	2,87	2,79	2,92
22,67	21,75	2,605	2,564	2,834	3,538	2,851	3,451	3,451	3,862	3,01	2,76	3,02	3,53	2,79	3,32	3,22	3,34
24,67	24,75	3,287	3,050	3,321	4,103	3,755	4,693	4,608	4,966	3,41	3,13	3,44	3,98	3,50	4,09	3,94	4,05
27,80	26,88	4,392	3,917	4,305	5,037	4,487	5,613	5,443	5,579	4,12	3,79	4,18	4,76	4,09	4,71	4,52	4,61
29,61	28,83	4,917	4,378	4,865	5,551	5,224	6,427	5,995	5,994	4,58	4,22	4,66	5,27	4,69	5,33	5,09	5,16
31,79	30,89	5,602	5,022	5,605	6,243	6,088	7,113	6,492	6,399	5,20	4,79	5,30	5,92	5,38	6,04	5,73	5,76
34,71	32,63	6,504	5,932	6,584	7,225	6,836	7,573	6,883	6,747	6,12	5,65	6,24	6,87	6,02	6,66	6,30	6,29
36,80	34,63	7,089	6,497	7,222	7,829	7,587	7,972	7,291	7,126	6,85	6,33	6,98	7,61	6,81	7,42	6,97	6,92
38,72	37,95	7,638	7,077	7,817	8,401	8,570	8,553	7,889	7,693	7,58	7,00	7,70	8,31	8,21	8,72	8,12	7,98
41,72	41,89	8,537	7,966	8,743	9,090	9,444	9,266	8,610	8,282	8,81	8,15	8,91	9,45	9,96	10,27	9,47	9,21
43,71	45,92	9,166	8,596	9,324	9,593	10,238	10,035	9,362	8,934	9,69	8,96	9,75	10,23	11,75	11,78	10,77	10,37

11. táblázat
K:R0 és *F1:R1* keverékek átlag metántermelései

Rendszeridő (d) K:R0	**Rendszeridő** (d) F1:R1	**Átlag metántermelés** ($Ndm^3 \cdot dm^{-3} \cdot d^{-1}$)							
		1:1,25 K:R0	1:1,5 K:R0	1:1,75 K:R0	1:2 K:R0	1:1,25 F1:R1	1:1,5 F1:R1	1:1,75 F1:R1	1:2 F1:R1
0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
1,07	0,81	0,000	0,000	0,000	0,000	0,013	0,010	0,008	0,008
2,00	1,95	0,320	0,177	0,258	0,303	0,005	0,004	0,003	0,003
2,85	2,89	0,349	0,242	0,322	0,325	0,011	0,014	0,020	0,024
3,87	3,82	0,324	0,265	0,292	0,288	0,015	0,023	0,031	0,038
4,71	4,85	0,274	0,240	0,247	0,241	0,016	0,030	0,041	0,051
5,71	5,84	0,232	0,213	0,207	0,210	0,023	0,038	0,051	0,059
6,81	6,92	0,194	0,182	0,177	0,193	0,029	0,045	0,060	0,071
7,84	7,90	0,169	0,158	0,157	0,170	0,038	0,056	0,071	0,083
8,64	9,03	0,153	0,143	0,143	0,165	0,047	0,066	0,080	0,094
10,97	10,85	0,121	0,113	0,112	0,140	0,066	0,084	0,100	0,115
12,96	12,83	0,102	0,096	0,106	0,130	0,081	0,099	0,113	0,125
15,84	14,81	0,095	0,097	0,113	0,140	0,097	0,115	0,121	0,131
17,72	17,79	0,097	0,101	0,117	0,146	0,112	0,131	0,132	0,148
20,76	19,75	0,108	0,108	0,124	0,154	0,120	0,142	0,143	0,161
22,67	21,75	0,115	0,113	0,125	0,156	0,131	0,159	0,159	0,178
24,67	24,75	0,133	0,124	0,135	0,166	0,152	0,190	0,186	0,201
27,80	26,88	0,158	0,141	0,155	0,181	0,167	0,209	0,203	0,208
29,61	28,83	0,166	0,148	0,164	0,187	0,181	0,223	0,208	0,208
31,79	30,89	0,176	0,158	0,176	0,196	0,197	0,230	0,210	0,207
34,71	32,63	0,187	0,171	0,190	0,208	0,210	0,232	0,211	0,207
36,80	34,63	0,193	0,177	0,196	0,213	0,219	0,230	0,211	0,206
38,72	37,95	0,197	0,183	0,202	0,217	0,226	0,225	0,208	0,203
41,72	41,89	0,205	0,191	0,210	0,218	0,225	0,221	0,206	0,198
43,71	45,92	0,210	0,197	0,213	0,219	0,223	0,219	0,204	0,195

12. táblázat

R2 jelű iszap pillanatnyi metántermelése és anaerob bonthatósága

Rendszeridő (d)	**Biogáz térfogata** (dm^3)	**Biogáz metántartalma** (%)	**Metántermelés** ($Ndm^3 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot d^{-1}$)	**D** (%) mért	**D** (%) illesztett
0,00	0,000	0,00	0,000	0,00	0,00
1,00	3,975	15,57	3,164	1,05	2,54
1,86	3,810	39,43	7,869	3,29	4,43
3,06	4,289	49,25	6,606	5,90	6,67
4,09	2,800	58,41	6,412	8,09	8,31
5,02	2,038	51,49	4,025	9,33	9,57
6,11	2,104	57,30	4,710	11,02	10,83
7,01	1,621	57,29	4,403	12,33	11,73
7,79	1,304	49,29	3,108	13,13	12,41
8,89	1,822	42,52	2,502	14,05	13,25
9,86	1,120	35,00	1,472	14,52	13,87
10,76	1,135	28,36	1,252	14,89	14,37
12,91	0,231	30,00	0,436	15,20	15,32
16,70	1,404	27,77	0,421	15,73	16,39
20,80	1,778	25,75	0,432	16,31	17,02
24,99	1,442	25,00	0,369	16,82	17,36
29,76	1,370	25,00	0,323	17,33	17,56
34,86	0,816	23,00	0,179	17,64	17,65
46,08	0,905	23,00	0,098	18,00	17,72
55,86	0,617	26,00	0,075	18,24	17,73

13. táblázat

Reaktorok pH értékei *F2:R2* keverékek esetén

Rendszeridő (d)	**pH**
0,89	6,87
1,67	7,01
2,94	7,32
3,97	7,38
4,90	7,35
5,99	7,68
6,89	7,72
7,64	7,50
8,71	7,51
9,67	8,02
10,63	7,61
11,65	7,56
12,77	7,54
13,64	7,56
14,65	7,56
15,62	7,52
16,56	7,56
17,65	7,69
18,61	7,63
19,71	8,29
20,65	7,62
21,64	8,11
22,90	8,06
24,88	7,88
26,71	7,93
27,72	8,05
29,62	8,09

14. táblázat

F2 jelű iszap metántermelésének mérési eredményei

Rendszeridő (d)	**Biogáz térfogata** (dm^3)	**Biogáz metántartalma** (%)	**Metántermelés** ($Ndm^3 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot d^{-1}$)	**D** (%) mért	**D** (%) illesztett
0,00	0,000	0,00	0,000	0,00	0,00
0,89	23,248	50,00	18,976	2,85	3,18
1,67	54,087	51,45	14,311	5,48	5,77
2,94	94,862	58,23	22,127	10,82	9,61
3,97	54,520	62,56	14,927	14,13	12,46
4,90	49,880	48,86	12,381	16,39	14,81
5,99	88,545	31,57	11,148	18,97	17,34
6,89	70,295	29,18	9,700	20,87	19,25
7,64	54,210	27,27	9,216	22,24	20,74
8,71	73,970	24,30	8,128	23,91	22,69
9,67	64,340	22,40	8,090	25,24	24,31
10,63	18,755	24,58	7,835	26,50	25,79
11,65	15,220	41,11	6,889	27,63	27,24
12,77	16,625	30,54	9,050	29,13	28,69
13,64	11,350	30,83	10,586	30,49	29,73
14,65	11,707	21,30	6,240	31,43	30,83
15,62	9,958	15,43	4,317	32,09	31,82
16,56	8,113	14,97	4,171	32,71	32,69
17,65	9,009	12,98	3,067	33,25	33,61
18,61	6,322	10,16	0,100	33,65	34,36
19,71	6,666	9,83	0,000	34,04	35,15
20,65	3,580	5,33	0,957	34,23	35,76
21,64	3,675	5,48	0,000	34,43	36,35
22,90	6,160	7,90	1,275	34,73	37,04
24,88	8,615	22,13	1,843	35,37	37,98
26,71	8,895	35,19	2,355	36,08	38,72
27,72	8,030	11,70	2,869	36,54	39,08
29,62	11,883	24,19	3,550	37,59	39,68
32,04	16,557	25,94	3,225	38,79	40,31
33,71	11,501	41,51	3,696	39,71	40,68
35,75	13,410	51,35	3,105	40,65	41,06
38,81	19,552	61,77	3,183	42,10	41,52
39,75	5,312	61,04	2,112	42,40	41,64
41,77	10,818	14,51	1,885	42,97	41,87
43,72	5,057	25,03	1,442	43,40	42,05
45,97	4,932	33,16	1,130	43,79	42,22
47,73	3,450	38,06	0,973	44,06	42,34
49,80	3,858	42,14	0,500	44,33	42,46
51,72	0,014	5,77	0,300	44,49	42,55
55,75	0,000	5,77	0,100	44,49	42,69

15. táblázat

Szalma összegzett oxigénfogyasztása

Idő (d)	Össz. OUR ($dm^3 \cdot kg^{-1}$ szea)	Össz. OUR (g $O_2 \cdot kg^{-1}$ szea)	Illesztett össz. OUR (g $O_2 \cdot kg^{-1}$ szea)
0,02	0,000	0,000	0,000
0,23	0,000	0,000	0,000
0,99	0,000	0,000	0,000
1,24	0,000	0,000	7,965
1,49	4,243	5,646	10,663
1,70	10,174	13,538	13,560
1,99	14,930	19,866	18,779
2,97	37,522	49,927	48,783
3,22	44,628	59,382	59,060
3,52	54,556	72,592	71,560
3,77	62,950	83,761	82,119
3,97	69,191	92,065	90,427
4,22	75,495	100,454	99,475
4,52	81,574	108,543	108,476
4,77	85,852	114,235	114,785
4,97	88,392	117,614	119,099
5,27	90,897	120,947	123,861
5,52	92,684	123,325	126,944
5,77	95,555	127,145	129,289
6,06	98,059	130,478	131,301
6,27	99,178	131,966	132,370
6,52	99,896	132,921	133,346
6,77	100,283	133,436	134,067
7,02	100,283	133,436	134,596
7,27	100,283	133,436	134,985
7,52	100,283	133,436	135,270
7,77	100,283	133,436	135,478
8,73	100,283	133,436	135,874
9,02	100,283	133,436	135,926
9,27	100,283	133,436	135,957
9,79	100,283	133,436	135,998
10,00	100,283	133,436	136,008
10,25	100,283	133,436	136,017
10,50	100,283	133,436	136,023
10,75	100,283	133,436	136,028
11,00	103,913	138,267	136,032
11,25	104,343	138,838	136,034
11,54	104,343	138,838	136,036
11,75	104,343	138,838	136,037
12,00	104,343	138,838	136,038

15. táblázat folytatása
Szalma összegzett oxigénfogyasztása

Idő (d)	Össz. OUR ($dm^3 \cdot kg^{-1}$ szea)	Össz. OUR ($g\ O_2 \cdot kg^{-1}$ szea)	Illesztett össz. OUR ($g\ O_2 \cdot kg^{-1}$ szea)
12,25	104,343	138,838	136,039
12,54	104,343	138,838	136,040
12,75	104,343	138,838	136,040
13,00	104,343	138,838	136,040
13,25	104,343	138,838	136,040
13,54	104,343	138,838	136,041
13,75	104,343	138,838	136,041
14,00	104,343	138,838	136,041
14,25	104,343	138,838	136,041
14,50	104,343	138,838	136,041
14,75	104,343	138,838	136,041
15,00	104,343	138,838	136,041
15,25	104,343	138,838	136,041
15,50	104,343	138,838	136,041
15,75	104,343	138,838	136,041
16,00	104,343	138,838	136,041
16,25	104,343	138,838	136,041
16,50	104,343	138,838	136,041
16,75	104,343	138,838	136,041
17,00	104,343	138,838	136,041
17,25	104,343	138,838	136,041
17,50	104,343	138,838	136,041
17,75	104,343	138,838	136,041
18,00	104,343	138,838	136,041
18,25	104,343	138,838	136,041
18,50	104,343	138,838	136,041
18,75	104,343	138,838	136,041
19,00	104,343	138,838	136,041
19,25	104,343	138,838	136,041
19,50	104,343	138,838	136,041
19,75	104,343	138,838	136,041
20,00	104,343	138,838	136,041

16. táblázat

Pillanatnyi oxigénfogyasztás különböző mértékben anaerob úton kezelt iszapoknál

Idő (d)	D = 0% (g $O_2 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot h^{-1}$)	Idő (d)	D = 25% (g $O_2 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot h^{-1}$)	Idő (d)	D = 34% (g $O_2 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot h^{-1}$)	Idő (d)	D = 38% (g $O_2 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot h^{-1}$)	Idő (d)	D = 42% (g $O_2 \cdot kg^{-1}$ szea $\cdot h^{-1}$)
0,00	0,000	0,00	0,000	0,00	0,000	0,000	0,000	0,00	0,000
0,27	3,175	0,26	4,066	0,26	2,181	0,31	2,048	0,26	0,618
0,99	7,903	0,55	1,759	0,55	1,389	0,52	1,331	0,47	2,636
1,24	2,072	0,76	1,738	0,76	1,143	0,81	1,622	0,68	2,945
1,49	2,014	1,01	1,945	1,01	1,149	0,98	2,157	0,89	1,789
1,78	2,684	1,26	1,524	1,26	1,102	1,31	2,953	1,14	1,794
1,99	3,143	1,51	1,270	1,51	1,114	1,52	3,027	1,39	2,686
2,97	2,201	1,76	2,539	1,76	1,243	1,81	2,775	1,64	3,748
3,27	2,224	2,01	2,781	2,01	1,448	1,98	2,315	1,89	4,052
3,52	2,224	2,26	2,117	2,26	1,589	2,27	1,934	2,18	3,658
3,77	2,241	2,51	1,890	2,51	1,624	2,44	1,692	2,39	3,095
3,97	2,304	2,76	1,647	2,76	1,671	2,77	1,454	2,64	2,517
4,27	2,210	3,01	1,569	3,01	1,624	2,98	1,296	2,88	2,108
4,52	2,175	3,26	1,190	3,26	1,559	3,27	1,182	3,18	1,804
4,77	2,157	3,51	1,391	3,51	1,512	3,48	1,083	3,43	1,480
4,97	2,188	3,76	1,354	3,76	1,477	3,77	1,063	3,76	1,226
5,27	2,049	4,01	1,421	4,01	1,489	3,98	0,945	3,97	1,111
5,52	1,947	4,30	1,408	4,30	1,295	4,31	0,915	4,26	0,967
5,77	1,835	4,51	1,416	4,51	1,295	4,48	0,861	4,43	0,872
5,97	1,791	4,76	1,377	4,76	1,272	4,81	0,910	4,72	0,738
6,27	1,585	5,01	1,428	5,01	1,342	5,02	0,811	4,93	0,708
6,52	1,456	5,22	1,437	5,22	1,313	5,27	0,801	5,22	0,668
6,72	1,389	5,51	1,416	5,51	1,243	5,48	0,752	5,43	0,643
7,02	1,407	5,76	1,393	5,76	1,225	5,77	0,821	5,68	0,578
7,27	1,273	6,01	1,432	6,01	1,213	6,02	0,767	5,88	0,558
7,52	1,188	6,22	1,412	6,22	1,225	6,27	0,742	6,13	0,508
7,77	0,982	6,51	1,419	6,51	1,243	6,48	0,702	6,34	0,429
8,73	1,634	6,76	1,499	6,76	1,108	6,73	0,742	6,63	0,394
9,02	0,893	7,01	1,432	7,01	1,231	7,02	0,693	6,88	0,329
9,27	0,835	7,22	1,407	7,22	1,266	7,19	0,668	7,13	0,563
9,79	0,714	7,51	1,414	7,51	1,290	7,44	0,643	7,38	0,379
10,00	0,795	7,76	1,437	7,76	1,260	7,69	0,722	7,68	0,468
10,25	0,875	8,01	1,439	8,01	1,372	8,02	0,663	7,93	0,608
10,50	0,839	8,26	1,387	8,26	1,401	8,23	0,658	8,22	0,548
10,75	0,964	8,51	1,402	8,51	1,413	8,56	0,663	8,47	0,503
11,00	0,973	8,76	1,285	8,76	1,436	8,73	0,663	8,68	0,498
11,25	0,447	9,01	1,421	9,01	1,460	9,06	0,628	8,93	0,623
11,54	0,447	9,26	1,374	9,26	1,512	9,23	0,638	9,13	0,738
11,75	0,308	9,51	1,406	9,51	1,536	9,56	0,618	9,38	0,668
12,00	1,000	9,76	1,433	9,76	1,522	9,73	0,693	9,63	0,663
12,25	1,089	9,97	0,169	9,97	1,519	10,15	0,712	9,84	0,772
12,54	1,237	10,27	0,460	10,27	1,526	10,32	0,678	10,05	0,802
12,75	1,362	10,52	0,524	10,52	1,453	10,52	0,608	10,22	0,787
13,00	1,514	10,73	0,401	10,73	1,407	10,77	0,584	10,47	0,713
13,25	1,407	11,02	0,457	11,02	1,403	11,07	0,500	10,68	0,713
13,54	1,085	11,27	0,533	11,27	1,378	11,27	0,465	10,93	0,733
13,75	1,067	11,52	0,620	11,52	1,326	11,52	0,386	11,18	0,787
14,00	1,139	11,73	0,669	11,73	1,231	11,73	0,401	11,47	0,628
14,25	1,049	12,02	1,010	12,02	1,213	12,02	0,396	11,72	0,573
14,54	0,973	12,27	1,182	12,27	1,195	12,23	0,331	12,01	0,713
14,75	0,933	12,52	1,287	12,52	1,167	12,57	0,302	12,26	0,573
15,00	0,982	12,73	1,288	12,73	1,155	12,77	0,420	12,55	0,454
15,25	0,862	13,02	1,237	13,02	1,143	13,07	0,351	12,84	0,414
15,50	0,790	13,27	1,170	13,27	1,126	13,27	0,376	13,09	0,498
15,75	0,723	13,52	1,119	13,52	1,114	13,56	0,381	13,38	0,374
16,00	0,799	13,73	1,076	13,73	1,108	13,73	0,440	13,55	0,324

16. táblázat folytatása

Idő (d)	D = 0% (g O_2 · kg^{-1} szea · h^{-1})	Idő (d)	D = 25% (g O_2 · kg^{-1} szea · h^{-1})	Idő (d)	D = 34% (g O_2 · kg^{-1} szea · h^{-1})	Idő (d)	D = 38% (g O_2 · kg^{-1} szea · h^{-1})	Idő (d)	D = 42% (g O_2 · kg^{-1} szea · h^{-1})
16,25	0,714	14,02	1,182	14,02	1,096	14,06	0,430	13,84	0,319
16,50	0,665	14,27	1,045	14,27	1,085	14,23	0,485	14,01	0,434
16,75	0,630	14,52	0,897	14,52	1,074	14,56	0,544	14,26	0,329
17,00	0,710	14,77	0,856	14,77	1,055	14,73	0,673	14,47	0,289
17,25	0,625	15,02	0,798	15,02	0,975	15,02	0,683	14,76	0,266
17,50	0,589	15,25	0,609	15,25	0,943	15,23	0,786	15,01	0,239
17,75	0,545	15,50	0,570	15,50	0,935	15,48	0,831	15,17	0,199
18,00	0,639	15,75	0,421	15,75	0,938	15,73	0,930	15,51	0,150
18,25	0,558	16,00	0,454	16,00	0,091	15,98	0,925	15,67	0,095
18,50	0,500	16,29	0,319	16,29	0,889	16,23	0,955	-	-
18,75	0,406	16,50	0,257	16,50	0,871	16,44	0,910	-	-
19,00	0,549	16,75	0,211	16,75	0,821	16,69	1,044	-	-
19,29	0,433	17,00	0,286	17,00	0,766	16,98	0,999	-	-
19,50	0,415	17,29	0,166	17,29	0,742	17,23	0,945	-	-
19,75	0,402	17,50	0,117	17,50	0,711	17,48	0,905	-	-
20,05	-0,027	17,75	0,068	17,75	0,703	17,73	1,034	-	-
20,26	0,152	18,00	0,138	18,00	0,634	17,98	0,895	-	-
20,51	0,237	18,29	0,095	18,29	0,611	18,27	0,836	-	-
20,76	0,152	18,50	0,044	18,50	0,586	18,52	0,678	-	-
21,01	0,214	18,75	0,051	18,75	0,569	18,81	0,930	-	-
21,26	0,192	19,00	0,051	19,00	0,578	19,02	0,821	-	-
21,51	0,192	19,29	0,051	19,29	0,526	19,31	0,821	-	-
21,76	0,045	19,50	0,051	19,50	0,534	19,52	0,806	-	-
22,01	0,165	19,75	0,051	19,75	0,528	19,81	0,836	-	-
22,26	0,152	20,25	0,379	20,25	0,503	19,98	0,757	-	-
22,51	0,129	20,50	0,758	20,50	0,475	20,31	0,658	-	-
22,76	0,094	20,75	0,703	20,75	0,435	20,52	0,603	-	-
23,01	0,004	21,00	0,845	21,00	0,410	20,81	0,712	-	-
23,26	0,053	21,25	0,727	21,25	0,366	21,02	0,554	-	-
23,51	0,053	21,50	0,665	21,50	0,321	21,31	0,455	-	-
23,76	0,022	21,75	0,618	21,75	0,293	21,52	0,475	-	-
24,01	0,147	22,05	0,771	22,05	0,278	21,86	0,509	-	-
24,26	0,058	22,25	0,709	22,25	0,256	22,02	0,361	-	-
24,51	0,031	22,50	0,680	22,50	0,344	22,27	0,262	-	-
24,76	0,058	22,75	0,630	22,75	0,238	22,48	0,262	-	-
24,99	0,067	23,04	0,566	23,04	0,234	22,81	0,297	-	-
25,24	0,200	23,09	0,561	23,09	0,214	22,86	0,292	-	-
25,53	0,200	23,13	0,544	23,13	0,207	22,90	0,252	-	-
25,74	0,200	23,17	0,536	23,17	0,198	22,94	0,223	-	-
25,99	0,200	23,21	0,520	23,21	0,188	22,98	0,188	-	-
26,24	0,200	23,25	0,509	23,25	0,173	23,02	0,173	-	-
26,53	0,200	23,50	0,458	23,50	0,163	23,31	0,188	-	-
26,74	0,200	23,75	0,423	23,75	0,176	23,56	0,208	-	-
26,99	0,241	24,04	0,412	24,04	0,164	23,81	0,262	-	-
27,24	0,179	24,25	0,341	24,25	0,175	24,02	0,143	-	-
27,53	0,165	24,50	0,317	24,50	0,134	-	-	-	-
27,74	0,170	24,75	0,270	24,75	0,112	-	-	-	-
27,99	0,268	25,00	0,317	25,00	0,117	-	-	-	-
28,24	0,232	25,25	0,241	25,25	0,098	-	-	-	-
28,49	0,179	25,50	0,231	25,50	0,077	-	-	-	-
28,74	0,179	25,75	0,216	25,75	0,063	-	-	-	-
28,99	0,201	26,00	0,269	26,00	0,059	-	-	-	-
29,24	0,179	26,25	0,208	26,25	0,055	-	-	-	-
29,53	0,165	26,50	0,197	26,50	0,054	-	-	-	-
30,06	0,160	26,75	0,190	26,75	0,059	-	-	-	-
-	-	27,00	0,225	27,00	0,060	-	-	-	-

17. táblázat
Különböző mértékben anaerob úton kezelt iszapok BOI_{25} értékei

Rendszeridő (d)	**BOI_{25}** mért (g O_2 · kg szea^{-1})					**BOI_{25}** illesztett (g O_2 · kg szea^{-1})				
	0%	25%	34%	38%	42%	0%	25%	34%	38%	42%
	anaerob előkezelés után					anaerob előkezelés után				
0	0,000	0,834	0,780	1,128	0,000	1,94	0,51	1,51	0,73	0,40
1	146,327	56,067	51,164	53,157	43,206	90,34	47,96	48,16	34,91	38,31
2	203,637	100,590	78,417	117,827	118,112	168,10	92,51	92,02	67,59	74,37
3	258,884	151,472	116,529	162,517	185,598	238,98	134,36	133,25	98,84	108,67
4	312,761	185,258	153,247	190,386	220,079	299,98	173,66	172,01	128,72	141,31
5	365,147	219,274	186,672	212,261	240,404	354,09	210,57	209,06	157,29	172,36
6	411,242	253,529	216,850	231,653	254,978	402,11	245,23	241,89	184,61	201,91
7	445,372	287,578	246,136	249,655	264,794	443,04	277,78	274,14	210,72	230,01
8	469,449	321,704	276,601	266,214	276,673	475,01	308,35	304,46	235,69	256,75
9	511,559	355,536	310,195	282,238	289,464	514,90	337,06	332,96	259,57	282,19
10	528,428	394,576	350,691	299,721	306,530	544,22	367,58	363,20	283,43	306,39
11	550,398	405,386	380,229	315,122	324,304	570,80	389,63	385,14	305,21	329,42
12	564,103	419,364	409,767	325,211	340,398	594,39	413,39	408,81	325,19	351,33
13	593,930	448,029	437,899	333,881	352,785	615,31	435,71	431,05	345,14	372,17
14	623,248	475,593	464,624	343,115	361,635	633,88	456,66	451,96	364,21	392,00
15	647,377	499,444	488,888	355,702	368,350	650,35	476,34	470,83	382,45	410,86
16	666,819	513,481	511,393	374,896	371,405	664,97	494,39	489,36	399,89	425,88
17	683,283	520,898	531,086	397,691	-	677,94	511,77	506,78	416,56	-
18	698,082	524,711	549,371	420,599	-	689,45	528,10	524,47	432,50	-
19	710,632	526,796	562,851	441,282	-	699,66	543,43	539,16	447,75	-
20	721,515	528,330	576,095	460,640	-	709,17	561,41	554,24	462,32	-
21	725,899	539,449	585,531	477,164	-	716,84	571,46	567,23	476,26	-
22	729,881	557,375	592,564	489,197	-	723,96	584,67	579,98	489,58	-
23	732,564	573,872	598,190	496,729	-	730,28	596,56	591,96	502,32	-
24	733,993	585,434	602,410	501,546	-	735,88	607,72	603,23	514,50	-
25	735,363	593,035	605,223	501,546	-	741,13	617,79	613,83	526,15	-

18. táblázat

Különböző mértékben anaerob úton kezelt iszapok aerob degradációjának értékei

Rendszeridő (d)	**Degradáció** mért (%)					**Degradáció** illesztett (%)				
	0%	25%	34%	38%	42%	0%	25%	34%	38%	42%
	anaerob előkezelés után					anaerob előkezelés után				
0	0,00	0,06	0,05	0,08	0,00	0,11	0,03	0,07	0,04	0,03
1	10,14	3,36	2,98	3,11	2,27	5,26	2,77	2,20	1,82	2,86
2	13,16	5,03	3,28	5,93	5,72	9,83	5,15	4,27	3,53	5,31
3	16,80	7,13	4,27	7,21	8,63	14,05	7,80	6,28	5,17	7,44
4	18,60	8,73	6,12	8,37	10,34	17,71	10,09	8,24	6,75	9,29
5	21,14	10,64	7,99	9,43	11,28	21,00	12,25	10,17	8,27	10,90
6	23,84	12,99	10,01	10,74	12,27	23,94	14,29	11,94	9,74	12,29
7	26,07	15,34	11,98	11,96	12,94	26,47	16,20	13,73	11,14	13,50
8	27,74	17,67	14,04	13,09	13,73	28,47	18,01	15,47	12,50	14,55
9	30,66	19,74	16,05	13,90	14,33	30,99	19,71	17,17	13,80	15,46
10	31,80	22,43	18,78	14,99	15,50	32,86	21,52	19,03	15,11	16,25
11	33,08	23,18	20,77	16,04	16,70	34,58	22,84	20,43	16,31	16,94
12	34,01	24,14	22,76	16,73	17,80	36,12	24,26	21,98	17,42	17,53
13	36,07	26,12	24,66	17,32	18,64	37,49	25,60	23,49	18,53	18,05
14	38,11	28,02	26,46	17,95	19,25	38,73	26,85	24,95	19,60	18,50
15	39,78	29,66	28,10	18,80	19,06	39,83	28,04	26,32	20,63	18,89
16	41,13	31,04	29,62	20,11	19,27	40,83	29,13	27,70	21,62	19,17
17	42,27	31,55	30,95	21,67	-	41,72	30,19	29,05	22,57	-
18	43,29	31,82	32,18	23,23	-	42,51	31,18	30,47	23,49	-
19	44,16	31,96	33,09	24,64	-	43,23	32,12	31,68	24,37	-
20	44,92	32,07	33,99	25,96	-	43,90	33,22	32,97	25,22	-
21	45,22	32,83	34,62	27,08	-	44,45	33,83	34,12	26,03	-
22	45,49	34,07	35,10	27,90	-	44,96	34,65	35,28	26,82	-
23	45,68	35,20	35,48	28,42	-	45,43	35,38	36,41	27,57	-
24	45,71	36,00	35,76	28,74	-	45,84	36,07	37,51	28,30	-
25	46,02	36,53	35,95	-	-	46,23	36,70	38,58	-	-
26	-	36,95	-	-	-	-	37,31	-	-	-

19. táblázat

Pillanatnyi szén-dioxid termelés különböző mértékben anaerob úton kezelt iszapoknál

Idő (d)	D = 0% (g CO_2 · kg^{-1} szea · h^{-1})	Idő (d)	D = 25% (g CO_2 · kg^{-1} szea · h^{-1})	Idő (d)	D = 34% (g CO_2 · kg^{-1} szea · h^{-1})	Idő (d)	D = 38% (g CO_2 · kg^{-1} szea · h^{-1})	Idő (d)	D = 42% (g CO_2 · kg^{-1} szea · h^{-1})
0.02	0.654	0.01	0.888	0.03	1.177	0.02	1.409	0.01	1.208
0.27	5.392	0.22	2.278	0.24	2.988	0.31	2.971	0.26	1.364
0.99	1.370	0.30	4.443	0.32	5.048	0.40	2.373	0.34	1.624
1.24	2.151	0.59	2.187	0.61	1.540	0.60	1.788	0.55	2.660
1.49	2.172	0.84	1.800	0.91	1.196	0.94	1.657	0.84	2.172
1.78	3.071	1.14	1.379	1.16	1.029	1.19	2.272	1.05	1.973
1.99	3.237	1.34	1.246	1.36	0.994	1.44	3.041	1.30	2.602
2.97	2.299	1.51	1.250	1.53	1.033	1.56	3.252	1.43	3.193
3.06	2.287	1.55	1.264	1.57	1.034	1.60	3.260	1.47	3.514
3.27	2.230	1.72	1.341	1.74	1.054	1.81	2.989	1.64	4.430
3.52	2.223	2.05	2.897	2.03	1.390	2.06	2.579	1.97	4.494
3.77	2.237	2.26	2.646	2.24	1.547	2.31	2.101	2.26	3.666
3.97	2.243	2.55	2.126	2.53	1.690	2.52	1.819	2.47	3.060
4.06	2.238	2.59	2.066	2.57	1.707	2.56	1.775	2.51	2.811
4.27	2.209	2.80	1.822	2.78	1.754	2.85	1.546	2.76	2.519
4.52	2.147	3.05	1.700	3.03	1.782	3.06	1.405	2.97	2.255
4.77	2.078	3.26	1.525	3.24	1.746	3.31	1.285	3.26	1.904
4.97	2.057	3.51	0.889	3.49	1.666	3.52	1.211	3.47	1.713
5.27	1.949	3.76	0.688	3.74	1.579	3.81	1.138	3.80	1.499
5.52	1.844	4.01	0.630	4.03	1.498	4.02	1.086	4.01	1.420
5.77	1.737	4.22	0.632	4.28	1.427	4.31	1.032	4.26	1.309
5.97	1.673	4.47	0.611	4.49	1.359	4.48	1.009	4.43	1.250
6.27	1.555	4.72	0.607	4.74	1.306	4.81	0.964	4.72	1.155
6.52	1.456	4.93	0.609	4.99	1.274	4.98	0.950	4.88	1.114
6.77	1.377	5.18	0.590	5.26	1.112	5.27	0.920	5.22	1.053
7.02	1.335	5.47	0.581	5.55	1.028	5.48	0.911	5.43	1.172
7.27	1.224	5.76	0.573	5.80	0.997	5.81	0.897	5.72	0.953
7.52	1.146	6.01	0.559	6.09	1.008	6.10	0.883	5.93	0.931
7.77	1.087	6.30	0.575	6.34	1.013	6.35	0.871	6.22	0.861
8.73	0.787	6.47	0.578	6.51	1.019	6.48	0.862	6.34	0.848
9.02	0.704	6.76	0.586	6.76	1.034	6.77	0.837	6.68	0.822
9.27	0.788	6.97	0.576	7.01	1.062	7.02	0.818	6.88	0.793
9.79	0.267	7.01	0.583	7.05	1.067	7.06	0.816	6.93	0.800
10.00	1.118	7.30	0.618	7.26	1.093	7.27	0.807	7.22	0.809
10.25	1.194	7.47	0.613	7.51	1.125	7.44	0.801	7.38	0.801
10.50	1.136	7.76	0.610	7.76	1.160	7.73	0.783	7.72	0.824
10.75	1.515	7.97	0.612	8.01	1.193	8.02	0.769	7.93	0.828
11.00	1.227	8.26	0.622	8.26	1.251	8.27	0.749	8.26	0.858
11.25	1.173	8.47	0.608	8.51	1.296	8.56	0.744	8.47	0.870
11.54	1.297	8.80	0.604	8.76	1.332	8.81	0.731	8.76	0.906
11.75	0.982	8.97	0.591	9.01	1.383	9.06	0.716	8.93	0.934
12.00	1.275	9.26	0.616	9.21	1.416	9.27	0.710	9.18	0.962
12.25	1.417	9.47	0.606	9.51	1.465	9.56	0.695	9.38	0.984
12.54	1.561	9.80	0.603	9.76	1.512	9.98	0.879	9.72	1.015
12.75	1.643	9.97	0.606	10.31	2.860	10.19	1.017	9.88	1.050
13.00	1.719	10.35	0.682	10.51	2.551	10.40	1.075	10.13	1.051
13.25	1.547	10.65	0.825	10.85	2.135	10.73	0.927	10.38	1.047
13.54	1.320	10.98	0.872	11.10	1.892	11.07	0.922	10.68	1.039
13.75	1.367	11.19	0.828	11.35	1.804	11.27	0.945	10.93	1.058
14.00	1.326	11.48	0.893	11.56	1.762	11.52	0.961	11.18	1.028
14.25	1.260	11.73	1.072	11.85	1.652	11.77	0.942	11.51	0.982
14.54	1.177	11.98	1.285	12.06	1.551	12.02	0.941	11.72	0.953
14.75	1.161	12.19	1.599	12.35	1.417	12.23	0.932	12.01	0.941
15.00	1.077	12.44	1.810	12.60	1.349	12.52	0.863	12.22	0.897

19. táblázat folytatása

Idő (d)	D = 0% (g CO2 . kg-1 szea . h-1)	Idő (d)	D = 25% (g CO2 . kg-1 szea . h-1)	Idő (d)	D = 34% (g CO2 . kg-1 szea . h-1)	Idő (d)	D = 38% (g CO2 . kg-1 szea . h-1)	Idő (d)	D = 42% (g CO2 . kg-1 szea . h-1)
15.25	1.004	12.69	1.911	12.89	1.275	12.77	0.789	12.55	0.842
15.50	0.937	12.94	1.939	13.14	1.218	13.02	0.786	12.76	0.812
15.75	0.888	13.19	1.956	13.43	1.172	13.27	0.805	13.09	0.783
16.00	0.843	13.40	1.905	13.68	1.136	13.48	0.819	13.26	0.760
16.25	0.803	13.65	1.847	13.93	1.109	13.73	0.864	13.55	0.725
16.50	0.760	13.90	1.783	14.14	1.079	13.98	0.871	13.72	0.708
16.75	0.723	14.19	1.736	14.39	1.051	14.23	0.930	14.01	0.691
17.00	0.712	14.44	1.648	14.64	1.028	14.52	1.001	14.22	0.676
17.25	0.676	14.77	1.536	14.89	0.997	14.77	1.063	14.51	0.520
17.50	0.647	14.94	1.498	15.14	0.966	14.98	1.118	14.67	0.627
17.75	0.644	15.20	1.457	15.39	0.942	15.23	1.193	15.01	0.662
18.00	0.633	15.45	1.246	15.60	0.930	15.48	1.243	15.17	0.659
18.25	0.610	15.70	1.168	15.85	0.911	15.73	1.299	15.51	0.662
18.50	0.602	15.95	1.096	16.10	0.891	15.98	1.390	15.67	0.663
18.75	0.583	16.20	1.083	16.35	0.865	16.23	1.405	-	-
19.00	0.591	16.50	1.024	16.64	0.860	16.48	1.424	-	-
19.29	0.573	16.75	0.979	16.89	0.829	16.73	1.469	-	-
19.50	0.563	16.95	0.943	17.14	0.804	16.98	1.448	-	-
19.75	0.568	17.20	0.935	17.39	0.803	17.23	1.415	-	-
20.05	0.409	17.33	0.915	17.51	0.799	17.36	1.390	-	-
20.26	0.482	17.54	0.876	17.72	0.798	17.56	1.357	-	-
20.51	0.537	17.75	0.841	17.97	0.772	17.81	1.359	-	-
20.76	0.556	18.04	0.801	18.26	0.758	18.06	1.279	-	-
21.01	0.526	18.29	0.777	18.55	0.755	18.36	1.198	-	-
21.26	0.518	18.54	0.749	18.80	0.755	18.61	1.152	-	-
21.51	0.547	18.75	0.711	19.01	0.761	18.86	1.151	-	-
21.76	0.524	19.04	0.676	19.26	0.744	19.11	1.108	-	-
22.01	0.584	19.29	0.647	19.47	0.760	19.36	1.081	-	-
22.26	0.608	19.54	0.635	19.72	0.759	19.61	1.052	-	-
22.51	0.609	19.75	0.624	20.02	0.534	19.86	1.067	-	-
22.76	0.614	20.34	0.787	20.27	1.175	20.11	1.012	-	-
23.01	0.576	20.50	1.195	20.48	1.262	20.36	0.980	-	-
23.26	0.568	20.80	1.201	20.77	1.213	20.61	0.950	-	-
23.51	0.576	20.96	1.120	20.93	1.079	20.81	0.940	-	-
23.76	0.578	21.25	1.053	21.22	1.069	21.06	0.894	-	-
24.01	0.607	21.46	1.023	21.47	1.121	21.31	0.851	-	-
24.26	0.594	21.75	1.007	21.72	1.100	21.56	0.809	-	-
24.51	0.588	21.96	0.981	22.02	1.064	21.86	0.776	-	-
24.76	0.591	22.30	0.862	22.27	1.098	22.11	0.727	-	-
24.99	0.575	22.42	0.838	22.47	1.007	22.27	0.693	-	-
25.24	0.481	22.71	0.805	22.68	0.955	22.48	0.663	-	-
25.53	0.464	22.96	0.754	23.02	0.875	22.81	0.621	-	-
25.74	0.442	23.21	0.716	23.22	0.845	23.02	0.598	-	-
25.99	0.440	23.42	0.693	23.52	0.870	23.31	0.557	-	-
26.24	0.433	23.75	0.660	23.77	0.888	23.65	0.529	-	-
26.53	0.425	24.04	0.606	24.02	0.760	23.86	0.521	-	-
26.74	0.429	24.25	0.592	24.22	0.795	24.11	0.499	-	-
26.99	0.403	24.42	0.578	24.43	0.840	24.31	0.483	-	-
27.24	0.413	24.75	0.552	24.68	0.896	24.65	0.463	-	-
27.53	0.410	25.00	0.541	24.97	0.977	24.85	0.456	-	-
27.74	0.399	25.21	0.510	25.18	1.023	25.15	0.438	-	-
27.99	0.398	25.38	0.497	25.39	0.806	25.31	0.436	-	-
28.24	0.409	25.67	0.490	25.64	1.633	25.60	0.425	-	-
28.49	0.390	25.88	0.484	25.89	1.313	-	-	-	-
28.74	0.379	26.17	0.451	26.14	1.273	-	-	-	-
28.99	0.363	26.42	0.445	26.43	1.168	-	-	-	-

20. táblázat

Összegzett szén-dioxid termelés különböző mértékben anaerob úton kezelt iszapok esetén

Rendszeridő (d)	**CO_2** mért (g $CO_2 \cdot kg^{-1}$ szea)					**CO_2** illesztett (g $CO_2 \cdot kg^{-1}$ szea)				
	0%	25%	34%	38%	42%	0%	25%	34%	38%	42%
	anaerob előkezelés után					anaerob előkezelés után				
0	0,654	0,888	1,177	2,210	1,208	1,23	0,32	1,26	0,81	0,75
1	48,979	56,419	46,908	52,974	50,849	58,85	31,25	40,91	39,10	68,26
2	110,468	95,374	72,955	120,306	136,889	112,24	61,68	79,59	76,11	127,63
3	167,896	148,687	112,947	165,212	209,666	163,54	91,63	117,31	111,88	179,83
4	221,505	173,617	152,347	194,466	250,501	210,07	121,11	154,11	146,47	225,74
5	272,710	188,344	185,321	218,498	279,872	253,54	150,13	190,62	179,90	266,10
6	316,362	202,249	209,758	240,202	303,861	294,17	178,68	224,17	212,22	301,60
7	351,077	216,106	234,399	260,700	324,042	332,14	206,78	258,34	243,46	332,81
8	373,226	230,753	261,496	279,742	343,635	360,42	234,44	291,67	273,66	360,25
9	396,033	245,409	292,656	297,531	365,028	399,60	261,66	324,17	302,85	384,39
10	408,305	262,608	339,972	314,885	389,056	430,05	292,08	360,05	332,35	405,61
11	438,721	278,910	391,190	338,880	414,210	459,11	315,10	387,06	359,59	424,27
12	467,722	302,569	433,248	360,645	437,807	486,27	341,06	417,22	384,84	440,68
13	504,757	345,773	466,231	381,160	458,197	511,64	366,59	446,64	410,33	455,11
14	539,116	390,530	494,052	401,056	475,780	535,35	391,72	475,33	434,97	467,80
15	567,807	429,242	519,923	425,270	491,349	557,52	416,45	504,47	458,79	478,95
16	590,467	459,244	542,239	455,536	504,586	578,22	440,20	531,74	481,81	487,22
17	608,798	483,804	562,812	489,810	-	597,57	464,16	558,34	504,07	-
18	624,558	504,946	581,847	522,633	-	615,66	487,75	584,28	525,59	-
19	638,998	522,810	599,303	551,038	-	632,55	510,96	608,54	546,39	-
20	652,390	546,967	616,632	576,607	-	649,16	539,65	633,36	566,49	-
21	664,312	567,106	644,658	599,691	-	663,26	556,47	657,46	585,93	-
22	677,263	592,784	670,925	619,325	-	677,04	579,51	680,96	604,71	-
23	691,762	612,840	694,591	635,107	-	689,91	601,27	703,89	622,88	-
24	705,631	629,054	714,968	648,055	-	701,94	622,68	726,25	640,43	-
25	720,557	642,137	735,850	659,299	-	713,82	642,89	748,06	657,40	-

21. táblázat

Különböző mértékben anaerob úton degradált iszapok aerob és anaerob kezeléssel elérhető degradációja az idő függvényében

Kezelés nélkül - anaerob			Kezelés nélkül - aerob			25%-os anaerob kezelés után anaerob			25%-os anaerob kezelés után aerob			38%-os anaerob kezelés után anaerob			38%-os anaerob kezelés után aerob		
Idő (d)	D mért (%)	D illesztett (%)	Idő (d)	D mért (%)	D illesztett (%)	Idő (d)	D mért (%)	D illesztett (%)	Idő (d)	D mért (%)	D illesztett (%)	Idő (d)	D mért (%)	D illesztett (%)	Idő (d)	D mért (%)	D illesztett (%)
0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,01	0,06	0,03	0,00	0,00	0,00	0,02	0,08	0,04
0,89	2,85	3,69	1,03	10,14	5,26	0,96	1,26	1,25	1,01	3,36	2,77	2,42	1,20	1,46	1,02	3,11	1,83
1,67	5,48	6,62	2,03	13,16	9,83	1,98	2,39	2,46	2,01	5,37	5,35	4,09	2,12	2,32	2,02	5,93	3,55
2,94	10,82	10,85	3,06	16,80	14,05	3,10	3,89	3,67	3,01	7,13	7,78	6,13	3,06	3,23	3,02	7,21	5,21
3,97	14,13	13,88	4,06	18,60	17,71	3,97	5,25	4,52	4,01	8,73	10,07	9,19	4,51	4,36	4,02	8,37	6,80
4,90	16,39	16,31	5,06	21,14	21,00	4,98	6,19	5,42	5,01	10,64	12,23	10,13	4,81	4,66	5,02	9,43	8,32
5,99	18,97	18,86	6,06	23,84	23,94	5,95	6,85	6,22	6,01	12,99	14,27	12,15	5,38	5,22	6,02	10,74	9,79
6,89	20,87	20,72	7,02	26,07	26,47	6,89	7,47	6,93	7,01	15,34	16,18	14,10	5,81	5,70	7,02	11,96	11,19
7,64	22,24	22,14	7,85	27,74	28,47	7,98	8,01	7,67	8,01	17,67	17,99	16,35	6,20	6,16	8,02	13,09	12,54
8,71	23,91	23,95	9,02	30,66	30,99	8,94	8,41	8,26	9,01	19,74	19,69	18,11	6,47	6,47	9,02	13,90	13,84
9,67	25,24	25,42	10,00	31,80	32,86	10,04	8,80	8,88	10,15	22,43	21,51	20,18	6,74	6,78	10,07	14,99	15,14
10,63	26,50	26,72	11,00	33,08	34,58	10,98	8,99	9,36	11,02	23,18	22,83	22,10	6,90	7,04	11,07	16,04	16,34
11,65	27,63	27,95	12,00	34,01	36,12	11,97	9,19	9,82	12,02	24,14	24,26	26,13	6,90	7,46	12,02	16,73	17,44
12,77	29,13	29,15	13,00	36,07	37,49	13,23	9,49	10,35	13,02	26,12	25,60	-	-	-	13,02	17,32	18,54
13,64	30,49	29,99	14,00	38,11	38,73	15,21	10,13	11,07	14,02	28,02	26,86	-	-	-	14,02	17,95	19,60
14,65	31,43	30,85	15,00	39,78	39,83	17,04	10,84	11,62	15,02	29,66	28,06	-	-	-	15,02	18,80	20,62
15,62	32,09	31,60	16,00	41,13	40,83	18,05	11,30	11,89	16,00	31,04	29,15	-	-	-	16,02	20,11	21,59
16,56	32,71	32,25	17,00	42,27	41,72	19,95	12,35	12,33	17,00	31,55	30,21	-	-	-	17,02	21,67	22,53
17,65	33,25	32,91	18,00	43,29	42,51	22,37	13,55	12,79	18,00	31,82	31,21	-	-	-	18,02	23,23	23,43
18,61	33,65	33,43	19,00	44,16	43,23	24,04	14,47	13,05	19,00	31,96	32,16	-	-	-	19,02	24,64	24,30
19,71	34,04	33,97	20,05	44,92	43,90	26,08	15,41	13,32	20,25	32,07	33,26	-	-	-	20,02	25,96	25,13
20,65	34,23	34,37	21,01	45,22	44,45	29,14	16,86	13,64	21,00	32,83	33,89	-	-	-	21,02	27,08	25,93
21,64	34,43	34,75	22,01	45,49	44,96	30,08	17,16	13,72	22,05	34,07	34,71	-	-	-	22,02	27,90	26,70
22,90	34,73	35,18	23,01	45,68	45,43	32,10	17,73	13,87	23,04	35,20	35,45	-	-	-	23,02	28,42	27,43
24,88	35,37	35,73	24,01	45,71	45,84	-	-	-	24,04	36,00	36,15	-	-	-	24,02	28,74	28,14
26,71	36,08	36,15	25,07	46,02	46,23	-	-	-	25,00	36,53	36,78	-	-	-	25,02	28,30	28,82
27,72	36,54	36,34	26,03	45,92	46,55	-	-	-	26,00	36,95	37,40	-	-	-	25,73	28,20	29,28
29,62	37,59	36,65	27,03	45,79	46,84	-	-	-	27,00	37,30	37,98	-	-	-	-	-	-
32,04	38,79	36,96	28,03	46,12	47,11	-	-	-	28,00	37,61	38,54	-	-	-	-	-	-
33,71	39,71	37,13	29,03	46,47	47,35	-	-	-	29,00	37,96	39,06	-	-	-	-	-	-
35,75	40,65	37,29	30,06	47,86	47,57	-	-	-	29,96	38,30	39,53	-	-	-	-	-	-

21. táblázat folytatása

Kezelés nélkül - anaerob			Kezelés nélkül - aerob			25%-os anaerob kezelés után anaerob			25%-os anaerob kezelés után aerob			38%-os anaerob kezelés után anaerob			38%-os anaerob kezelés után aerob		
Idő (d)	D mért (%)	D illesztett (%)	Idő (d)	D mért (%)	D illesztett (%)	Idő (d)	D mért (%)	D illesztett (%)	Idő (d)	D mért (%)	D illesztett (%)	Idő (d)	D mért (%)	D illesztett (%)	Idő (d)	D mért (%)	D illesztett (%)
38,81	42,10	37,48	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
39,75	42,40	37,52	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
41,77	42,97	37,60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
43,72	43,40	37,67	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
45,97	43,79	37,72	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
47,73	44,06	37,76	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
49,80	44,33	37,79	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
51,72	44,49	37,82	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
55,75	44,49	37,86	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

22. táblázat

Különböző mértékben anaerob úton degradált iszapok aerob és anaerob utókezeléssel elérhető degradációjának kapcsolata

0% anaerob előkezelés		25%-os anaerob kezelés		34%-os anaerob kezelés		38%-os anaerob kezelés		42%-os anaerob kezelés	
anaerob D%	aerob D%	anaerob D%	aerob D%	anaerob D%	aerob D%	anaerob D%	aerob D%	anaerob D%	aerob D%
0,00	0,00	25,24	0,06	34,04	0,05	37,59	0,08	42,40	0,00
2,85	10,00	26,50	3,36	34,23	2,69	38,79	5,93	42,97	4,88
5,48	11,81	27,63	5,37	34,43	3,32	39,71	8,01	43,40	9,94
10,82	16,56	29,13	7,23	34,73	4,10	40,65	10,40	43,79	12,23
14,13	18,36	30,49	8,66	35,37	7,67	42,10	13,67	44,06	13,49
16,39	20,63	31,43	9,76	36,08	11,41	42,40	14,64	44,33	15,23
18,97	23,63	32,09	12,80	36,54	13,43	42,97	16,56	44,49	17,50
20,87	25,78	32,71	15,04	37,59	17,56	43,40	17,75	44,49	19,25
22,24	27,38	33,25	17,59	38,79	22,76	43,79	20,05	-	-
23,91	30,13	33,65	19,54	39,71	26,46	44,06	22,75	-	-
25,24	31,64	34,04	21,98	40,65	29,62	44,33	25,68	-	-
26,50	32,71	34,23	23,14	42,10	33,09	44,49	27,66	-	-
27,63	33,54	34,43	24,09	42,40	33,99	44,49	28,20	-	-
29,13	35,47	34,73	26,62	42,97	35,10	-	-	-	-
30,49	37,42	35,37	30,29	43,40	35,76	-	-	-	-
31,43	39,25	36,08	31,57	43,79	36,05	-	-	-	-
32,09	40,65	36,54	31,82	44,06	36,19	-	-	-	-
32,71	41,77	37,59	32,03	44,33	36,71	-	-	-	-
33,25	42,95	38,79	34,49	44,49	36,71	-	-	-	-
33,65	43,86	39,71	36,00	44,49	36,82	-	-	-	-
34,04	44,68	40,65	36,98	-	-	-	-	-	-
34,23	45,10	42,10	38,01	-	-	-	-	-	-
34,43	45,42	42,40	39,32	-	-	-	-	-	-
34,73	45,67	42,97	44,50	-	-	-	-	-	-
35,37	45,79	-	-	-	-	-	-	-	-
36,08	45,74	-	-	-	-	-	-	-	-
36,54	46,01	-	-	-	-	-	-	-	-
37,59	46,65	-	-	-	-	-	-	-	-

23. táblázat

Különböző mértékben anaerob úton előkezelt iszapok W értékei a sza-tartalom függvényében

Iszap sza (%)	W			
	0%-os	25%-os	34%-os	38%-os
	anaerob előkezelés			
10	27,93	34,61	39,52	44,66
15	16,76	20,76	23,71	26,80
20	11,17	13,84	15,81	17,86
25	7,82	9,69	11,06	12,50
30	5,59	6,92	7,90	8,93
35	3,99	4,94	5,65	6,38
40	2,79	3,46	3,95	4,47

24. táblázat

Energia igény és a termelődő energia kapcsolata különböző sza-tartalmak, különböző szea degradációk és külső hőmérséklet esetén

Iszap sza (%)	Hőveszteség			
	0%-os	25%-os	34%-os	38%-os
	anaerob előkezelés			
10	25 644	25 363	25 244	25 154
15	15 999	15 718	15 599	15 509
20	11 177	10 896	10 777	10 687
25	8 283	8 002	7 883	7 793
30	6 354	6 073	5 954	5 864
35	4 977	4 695	4 577	4 486
40	3 943	3 662	3 543	3 453

25. táblázat

D=0% anaerob előkezelés és 5°C-os külső hőmérsékletnél az energiamérleg különböző szatartalmú iszapokra

Idő (d)	**Fűtésre fordítható energia** (kJ · kg^{-1} szea · d^{-1})						
	10% sza	15% sza	20% sza	25% sza	30% sza	35% sza	40% sza
0,02	-36,157	-15,690	-5,460	0,687	4,777	7,702	9,892
0,27	-69,845	-29,922	-9,966	2,023	10,002	15,708	19,980
1,03	-64,475	-27,653	-9,248	1,810	9,169	14,431	18,372
1,24	-63,212	-27,119	-9,079	1,760	8,974	14,131	17,994
1,49	-61,433	-26,368	-8,841	1,689	8,698	13,708	17,461
1,78	-59,704	-25,637	-8,610	1,621	8,429	13,298	16,943
1,99	-58,280	-25,036	-8,419	1,564	8,208	12,959	16,517
2,97	-54,985	-23,644	-7,978	1,433	7,697	12,176	15,530
3,27	-50,938	-21,934	-7,437	1,273	7,070	11,215	14,318
3,52	-49,617	-21,376	-7,260	1,220	6,865	10,901	13,923
3,77	-48,330	-20,832	-7,088	1,169	6,665	10,595	13,537
3,97	-47,284	-20,390	-6,948	1,128	6,503	10,346	13,224
4,27	-45,858	-19,788	-6,757	1,071	6,282	10,007	12,797
4,52	-44,768	-19,327	-6,612	1,028	6,113	9,748	12,471
4,77	-43,513	-18,798	-6,444	0,978	5,918	9,450	12,095
4,97	-42,573	-18,400	-6,318	0,941	5,772	9,227	11,814
5,27	-41,291	-17,859	-6,146	0,890	5,574	8,922	11,430
5,52	-40,311	-17,445	-6,015	0,851	5,422	8,689	11,136
5,77	-39,184	-16,969	-5,865	0,807	5,247	8,421	10,799
5,97	-38,423	-16,647	-5,763	0,776	5,129	8,241	10,571
6,27	-37,186	-16,125	-5,597	0,727	4,937	7,947	10,201
6,52	-36,306	-15,753	-5,480	0,692	4,800	7,738	9,937
6,77	-35,293	-15,325	-5,344	0,652	4,643	7,497	9,634
7,02	-34,383	-14,940	-5,222	0,616	4,502	7,281	9,361
7,27	-33,497	-14,566	-5,104	0,581	4,365	7,070	9,096
7,52	-32,635	-14,202	-4,988	0,547	4,231	6,865	8,838
7,77	-31,795	-13,847	-4,876	0,514	4,101	6,666	8,586
8,73	-30,053	-13,111	-4,643	0,444	3,831	6,252	8,065
9,02	-27,901	-12,202	-4,355	0,359	3,497	5,740	7,420
9,27	-27,245	-11,925	-4,267	0,333	3,395	5,584	7,224
9,79	-26,406	-11,570	-4,155	0,300	3,265	5,385	6,973
10,00	-25,203	-11,062	-3,994	0,252	3,078	5,099	6,613
10,25	-24,559	-10,790	-3,908	0,227	2,979	4,946	6,420
10,50	-23,932	-10,525	-3,824	0,202	2,881	4,797	6,232
10,75	-23,321	-10,267	-3,743	0,177	2,787	4,652	6,049
11,00	-22,726	-10,016	-3,663	0,154	2,694	4,511	5,871
11,25	-22,147	-9,771	-3,586	0,131	2,604	4,373	5,697
11,54	-21,537	-9,514	-3,504	0,107	2,510	4,228	5,515
11,75	-21,035	-9,301	-3,437	0,087	2,432	4,109	5,364
12,00	-20,544	-9,094	-3,371	0,067	2,356	3,992	5,217
12,25	-19,980	-8,856	-3,296	0,045	2,268	3,858	5,048
12,54	-19,431	-8,624	-3,222	0,023	2,183	3,728	4,884
12,75	-18,979	-8,433	-3,162	0,005	2,113	3,620	4,749
13,00	-18,538	-8,247	-3,103	-0,012	2,045	3,515	4,617
13,25	-18,031	-8,032	-3,035	-0,032	1,966	3,395	4,465
13,54	-17,538	-7,824	-2,969	-0,052	1,890	3,278	4,317
13,75	-17,132	-7,653	-2,915	-0,068	1,827	3,181	4,196
14,00	-16,736	-7,485	-2,862	-0,084	1,765	3,087	4,077
14,25	-16,280	-7,293	-2,801	-0,102	1,694	2,979	3,940
14,54	-15,837	-7,105	-2,741	-0,119	1,626	2,873	3,808
14,75	-15,471	-6,951	-2,692	-0,134	1,569	2,787	3,698
15,00	-15,115	-6,801	-2,645	-0,148	1,514	2,702	3,592
15,25	-14,705	-6,628	-2,590	-0,164	1,450	2,605	3,469

25. táblázat folytatása

Idő (d)	**Fűtésre fordítható energia** (kJ · kg^{-1} szea · d^{-1})						
	10% sza	15% sza	20% sza	25% sza	30% sza	35% sza	40% sza
15,50	-14,337	-6,472	-2,541	-0,179	1,393	2,517	3,359
15,75	-13,979	-6,321	-2,493	-0,193	1,338	2,432	3,251
16,00	-13,659	-6,185	-2,450	-0,206	1,288	2,356	3,156
16,25	-13,290	-6,030	-2,401	-0,220	1,231	2,268	3,045
16,50	-12,959	-5,890	-2,356	-0,234	1,179	2,190	2,946
16,75	-12,637	-5,754	-2,313	-0,246	1,129	2,113	2,850
17,00	-12,324	-5,621	-2,271	-0,259	1,081	2,039	2,756
17,25	-12,018	-5,492	-2,231	-0,271	1,033	1,966	2,664
17,50	-11,721	-5,367	-2,191	-0,283	0,987	1,895	2,575
17,75	-11,432	-5,245	-2,152	-0,294	0,942	1,827	2,489
18,00	-11,150	-5,125	-2,114	-0,305	0,899	1,760	2,404
18,25	-10,875	-5,010	-2,078	-0,316	0,856	1,694	2,322
18,50	-10,608	-4,897	-2,042	-0,327	0,815	1,631	2,242
18,75	-10,348	-4,787	-2,007	-0,337	0,774	1,569	2,164
19,00	-10,094	-4,680	-1,973	-0,347	0,735	1,509	2,088
19,21	-9,888	-4,593	-1,946	-0,355	0,703	1,460	2,027
19,50	-9,607	-4,474	-1,908	-0,366	0,660	1,393	1,942
19,75	-9,373	-4,375	-1,877	-0,376	0,623	1,338	1,872
20,05	-9,117	-4,267	-1,842	-0,386	0,583	1,277	1,796
20,26	-8,914	-4,181	-1,815	-0,394	0,552	1,228	1,735
20,51	-8,716	-4,097	-1,789	-0,402	0,521	1,181	1,676
20,76	-8,488	-4,001	-1,758	-0,411	0,486	1,127	1,607
21,01	-8,284	-3,915	-1,731	-0,419	0,454	1,079	1,546
21,26	-8,085	-3,831	-1,704	-0,427	0,423	1,031	1,487
21,51	-7,907	-3,756	-1,681	-0,434	0,396	0,989	1,433
21,76	-7,702	-3,669	-1,653	-0,442	0,364	0,940	1,372
22,01	-7,518	-3,591	-1,629	-0,449	0,336	0,897	1,317
22,26	-7,340	-3,516	-1,605	-0,456	0,308	0,854	1,263
22,51	-7,180	-3,448	-1,583	-0,463	0,283	0,816	1,216
22,76	-6,996	-3,371	-1,559	-0,470	0,255	0,773	1,160
23,01	-6,831	-3,301	-1,537	-0,477	0,229	0,733	1,111
23,26	-6,670	-3,233	-1,515	-0,483	0,204	0,695	1,063
23,51	-6,513	-3,167	-1,494	-0,489	0,180	0,658	1,016
23,76	-6,361	-3,102	-1,474	-0,495	0,156	0,622	0,970
24,01	-6,212	-3,040	-1,454	-0,501	0,133	0,586	0,926
24,26	-6,068	-2,979	-1,435	-0,507	0,111	0,552	0,883
24,51	-5,927	-2,919	-1,416	-0,512	0,089	0,519	0,840
24,76	-5,790	-2,861	-1,397	-0,518	0,067	0,486	0,799
24,99	-5,685	-2,817	-1,383	-0,522	0,051	0,461	0,768

26. táblázat
D=38% anaerob előkezelés és 5°C-os külső hőmérsékletnél az energiamérleg különböző szatartalmú iszapokra

Idő (d)	**Fűtésre fordítható energia** (kJ · kg^{-1} szea · d^{-1})						
	10% sza	15% sza	20% sza	25% sza	30% sza	35% sza	40% sza
0,02	-13,595	-6,125	-2,389	-0,149	1,347	2,412	3,214
0,27	-26,252	-11,440	-4,031	0,412	3,377	5,489	7,079
0,52	-25,985	-11,328	-3,997	0,400	3,334	5,424	6,997
0,73	-25,802	-11,251	-3,973	0,391	3,304	5,379	6,941
1,02	-25,499	-11,124	-3,934	0,378	3,255	5,305	6,848
1,27	-25,280	-11,032	-3,906	0,368	3,220	5,251	6,781
1,52	-25,023	-10,925	-3,873	0,356	3,178	5,188	6,702
1,77	-24,788	-10,826	-3,843	0,345	3,140	5,131	6,630
2,02	-24,556	-10,729	-3,813	0,335	3,103	5,074	6,558
2,27	-24,325	-10,632	-3,783	0,324	3,065	5,018	6,488
2,52	-24,097	-10,537	-3,754	0,314	3,029	4,962	6,418
2,77	-23,872	-10,442	-3,725	0,303	2,992	4,907	6,348
3,02	-23,648	-10,348	-3,696	0,293	2,956	4,852	6,280
3,27	-23,427	-10,255	-3,668	0,283	2,920	4,798	6,212
3,52	-23,207	-10,163	-3,639	0,273	2,885	4,744	6,144
3,77	-22,990	-10,072	-3,611	0,263	2,849	4,691	6,078
4,02	-22,775	-9,982	-3,584	0,254	2,815	4,639	6,012
4,27	-22,562	-9,893	-3,556	0,244	2,780	4,586	5,946
4,48	-22,386	-9,819	-3,534	0,236	2,752	4,543	5,892
4,77	-22,142	-9,717	-3,502	0,225	2,712	4,484	5,818
5,02	-21,935	-9,630	-3,476	0,215	2,679	4,433	5,754
5,27	-21,730	-9,544	-3,449	0,206	2,646	4,383	5,691
5,48	-21,561	-9,473	-3,427	0,198	2,618	4,342	5,639
5,77	-21,326	-9,375	-3,397	0,188	2,580	4,284	5,567
6,02	-21,144	-9,298	-3,374	0,180	2,551	4,240	5,511
6,27	-20,930	-9,209	-3,346	0,170	2,516	4,188	5,446
6,48	-20,767	-9,140	-3,325	0,162	2,490	4,148	5,396
6,77	-20,541	-9,046	-3,296	0,152	2,454	4,093	5,327
7,02	-20,366	-8,972	-3,273	0,144	2,425	4,050	5,273
7,27	-20,160	-8,886	-3,247	0,135	2,392	4,000	5,210
7,48	-20,004	-8,820	-3,227	0,128	2,367	3,961	5,162
7,77	-19,786	-8,729	-3,199	0,118	2,332	3,908	5,095
8,02	-19,618	-8,658	-3,177	0,110	2,304	3,867	5,043
8,27	-19,420	-8,575	-3,151	0,101	2,273	3,819	4,983
8,48	-19,284	-8,519	-3,134	0,095	2,251	3,786	4,941
8,77	-19,060	-8,425	-3,105	0,085	2,214	3,731	4,873
9,02	-18,898	-8,357	-3,084	0,078	2,188	3,691	4,823
9,27	-18,708	-8,277	-3,060	0,069	2,158	3,645	4,764
9,52	-18,534	-8,204	-3,037	0,061	2,130	3,602	4,711
9,73	-18,390	-8,144	-3,019	0,055	2,106	3,567	4,667
10,07	-18,174	-8,053	-2,991	0,045	2,071	3,515	4,601
10,27	-18,020	-7,988	-2,971	0,038	2,047	3,477	4,554
10,52	-17,866	-7,924	-2,951	0,031	2,022	3,439	4,507
10,77	-17,687	-7,849	-2,928	0,023	1,993	3,396	4,452
11,07	-17,510	-7,774	-2,905	0,015	1,964	3,352	4,397
11,27	-17,361	-7,712	-2,886	0,009	1,940	3,316	4,352
11,52	-17,213	-7,650	-2,867	0,002	1,916	3,280	4,307
11,77	-17,041	-7,578	-2,845	-0,006	1,889	3,238	4,254
12,02	-16,883	-7,512	-2,824	-0,013	1,863	3,199	4,205
12,27	-16,727	-7,446	-2,804	-0,020	1,838	3,161	4,158

26. táblázat folytatása

Idő (d)	**Fűtésre fordítható energia** (kJ · kg^{-1} szea · d^{-1})						
	10% sza	15% sza	20% sza	25% sza	30% sza	35% sza	40% sza
12,52	-16,585	-7,387	-2,786	-0,026	1,815	3,127	4,114
12,77	-16,419	-7,317	-2,764	-0,034	1,788	3,086	4,063
13,02	-16,268	-7,253	-2,745	-0,041	1,764	3,049	4,017
13,27	-16,117	-7,190	-2,725	-0,047	1,740	3,013	3,971
13,52	-15,969	-7,128	-2,706	-0,054	1,716	2,976	3,925
13,77	-15,821	-7,066	-2,687	-0,061	1,692	2,940	3,880
14,02	-15,676	-7,005	-2,668	-0,067	1,669	2,905	3,836
14,27	-15,531	-6,944	-2,650	-0,074	1,645	2,870	3,791
14,52	-15,388	-6,884	-2,631	-0,080	1,622	2,835	3,747
14,77	-15,246	-6,825	-2,613	-0,087	1,599	2,800	3,704
15,02	-15,106	-6,766	-2,595	-0,093	1,577	2,766	3,661
15,27	-14,967	-6,708	-2,577	-0,099	1,554	2,732	3,619
15,52	-14,829	-6,650	-2,559	-0,105	1,532	2,698	3,576
15,73	-14,716	-6,602	-2,544	-0,110	1,514	2,671	3,542
16,02	-14,558	-6,536	-2,524	-0,117	1,489	2,632	3,493
16,27	-14,424	-6,480	-2,506	-0,123	1,467	2,600	3,453
16,52	-14,292	-6,424	-2,489	-0,129	1,446	2,567	3,412
16,73	-14,183	-6,379	-2,475	-0,134	1,428	2,541	3,379
17,02	-14,031	-6,315	-2,456	-0,141	1,404	2,504	3,332
17,27	-13,903	-6,261	-2,439	-0,147	1,383	2,473	3,293
17,52	-13,775	-6,208	-2,422	-0,152	1,363	2,442	3,254
17,73	-13,670	-6,163	-2,409	-0,157	1,346	2,416	3,222
18,02	-13,524	-6,102	-2,390	-0,164	1,322	2,380	3,177
18,27	-13,411	-6,055	-2,375	-0,169	1,304	2,353	3,142
18,52	-13,278	-5,999	-2,358	-0,175	1,283	2,320	3,102
18,73	-13,187	-5,961	-2,346	-0,179	1,268	2,298	3,074
19,02	-13,037	-5,898	-2,327	-0,185	1,244	2,262	3,028
19,27	-12,927	-5,852	-2,313	-0,190	1,226	2,235	2,995
19,52	-12,800	-5,798	-2,296	-0,196	1,206	2,204	2,955
19,73	-12,712	-5,761	-2,285	-0,200	1,192	2,183	2,929
20,02	-12,567	-5,701	-2,266	-0,206	1,168	2,147	2,884
20,27	-12,463	-5,657	-2,253	-0,211	1,151	2,122	2,852
20,52	-12,340	-5,605	-2,237	-0,217	1,132	2,092	2,815
20,77	-12,227	-5,558	-2,222	-0,222	1,114	2,065	2,780
21,02	-12,116	-5,511	-2,208	-0,227	1,096	2,037	2,746
21,27	-12,006	-5,465	-2,194	-0,231	1,078	2,011	2,713
21,52	-11,897	-5,419	-2,179	-0,236	1,061	1,984	2,679
21,77	-11,789	-5,374	-2,165	-0,241	1,043	1,958	2,646
22,02	-11,682	-5,329	-2,152	-0,246	1,026	1,932	2,614
22,27	-11,576	-5,285	-2,138	-0,251	1,009	1,906	2,581
22,48	-11,489	-5,248	-2,126	-0,254	0,995	1,885	2,555
22,77	-11,368	-5,197	-2,111	-0,260	0,976	1,855	2,518
23,02	-11,265	-5,154	-2,097	-0,264	0,959	1,830	2,486
23,27	-11,163	-5,111	-2,084	-0,269	0,943	1,805	2,455
23,48	-11,079	-5,076	-2,073	-0,273	0,929	1,785	2,429
23,77	-10,962	-5,027	-2,058	-0,278	0,910	1,757	2,394
24,02	-10,863	-4,985	-2,045	-0,282	0,895	1,733	2,363
24,27	-10,765	-4,944	-2,033	-0,287	0,879	1,709	2,334
24,48	-10,684	-4,910	-2,022	-0,290	0,866	1,689	2,309
24,77	-10,572	-4,863	-2,008	-0,295	0,848	1,662	2,275
25,02	-10,485	-4,826	-1,996	-0,299	0,834	1,640	2,248

27. táblázat

Félszáraz, szakaszos üzemű anaerob kezelés és folyékony, folyamatos üzemű anaerob kezelés során a szerves anyag degradáció mértéke

Száraz, szakaszos üzem 1:2 fölösiszap : rothasztott iszap			Folyékony, folyamatos üzem		
idő	D% pont	D% görbe	idő	D% pont	D% görbe
0,00	0,00	1,72	0,00	0,00	0,00
0,81	0,05	1,94	0,84	7,36	9,87
1,95	0,05	2,30	1,65	15,88	17,87
2,89	0,52	2,64	2,65	30,39	25,99
3,82	1,09	3,03	3,65	36,17	32,54
4,85	1,85	3,52	4,76	41,36	38,32
5,84	2,59	4,06	5,65	43,48	42,10
6,92	3,68	4,73	6,78	46,99	45,93
7,90	4,89	5,43	7,65	48,32	48,33
9,03	6,30	6,36	9,65	50,30	52,40
10,85	9,27	8,14	10,66	50,72	53,87
12,83	11,97	10,56	12,69	51,42	56,03
14,81	14,50	13,52	13,61	52,53	56,74
17,79	19,65	19,04	14,61	52,96	57,37
19,75	23,67	23,31	17,60	54,22	58,61
21,75	28,76	28,05	18,65	58,44	58,89
24,75	36,98	35,47	19,65	58,82	59,11
26,88	41,54	40,59	30,00	-	59,90
28,83	44,63	44,96	-	-	-
30,89	47,65	49,03	-	-	-
32,63	50,24	52,02	-	-	-
34,63	53,06	54,91	-	-	-
37,95	57,29	58,53	-	-	-
41,89	61,67	61,29	-	-	-
45,92	66,52	62,94	-	-	-

M9. Publikációk

Az értekezés témaköréhez kapcsolódó publikációk

FOLYÓIRATCIKKEK

Idegen nyelvű:
RÓZSÁNÉ SZŰCS B., SZÁNTÓ G., SIMON M., FÜLEKY GY. (2012) : Process performance of dry, batch anaerobic digestion of sewage sludge: methanogenic seed mixtures, *Water Science and Technology,* 66 (2) 445-450 p. – (IF: 1,122)

KOVÁCS D., **RÓZSÁNÉ SZŰCS B.**, FÜLEKY GY. (2008): Determination of the maturity of composts based on oxygen consumption, carbon-dioxide production and a self-heatingtest, editor: Dr. Mézes M., in.: *Bulletin of the Szent István University*, Gödöllő, ISSN 1586-4502, 100-113. p.

Magyar nyelvű:
KOVÁCS D., **RÓZSÁNÉ SZŰCS B.**, FÜLEKY GY. (2007): Komposzt érettségének meghatározása oxigénfogyasztás, szén-dioxid termelés mérésével és önhevülési teszttel. *Agrokémia és Talajtan,* 56 (2) ISSN 0002-1873, 301-316. p.

RÓZSÁNÉ SZŰCS B., SIMON M., FÜLEKY GY. (2007): Szennyvíziszap anaerob előkezelésének hatása az aerob degradálhatóságra. *Biohulladék,* 2 (2) 21-24. p.

KÖNYV, JEGYZET

Idegen nyelvű:
RÓZSÁNÉ SZŰCS B., SIMON M., FÜLEKY GY. (2011): Effect of Anaerobic Pretreatment by Dry Batch Technology on Aerobic Degradability of Sewage Sludge, In: Daniel J. Caruana and Amanda E. Olsen (editors): Anaerobic Digestion: Processes, Products and Applications, ISBN: 978-1-61324-420-3, NOVA Science Publishers, USA, 49-75. p.
https://www.novapublishers.com/catalog/product_info.php?products_id=20446

RÓZSÁNÉ SZŰCS B., SIMON M., FÜLEKY GY. (2012): Co-Digestion of Organic Waste and Sewage Sludge by Dry Batch Anaerobic Treatment, In: Sunil Kumar and Ajay Bharti (editors): Management of Organic Waste, ISBN 978-953-307-925-7, InTech, 97- 112. p.
http://www.intechopen.com/books/management-of-organic-waste

KONFERENCIA KIADVÁNYOK

Idegen nyelvű:
SZŰCS B., SIMON M., FÜLEKY GY. (2006): Anaerobic pre-treatment effects on the aerobic degradability of waste water sludge, Proceedings of International Conference ORBIT 2006, Eckhard Kraft (Hrsg.), Verlag ORBIT e.V., Weimar, ISBN 3-935974-09-4, Part 2. Proceedings 425-434. p.

Magyar nyelvű:
SZŰCS B. (2004): Metanogén aktivitásteszt módszerének fejlesztése. Kutatások az Eötvös József Főiskolán 4. Baja, ISSN 1586-9873, 162-172. p.

SIMON M., **SZŰCS B.** (2004): Szennyvíziszap aerob és anaerob stabilizálásának optimalizálására irányuló kísérletek. Kutatások az Eötvös József Főiskolán 4. Baja, ISSN 1586-9873, 195-207. p.

SZŰCS B. (2005): Aerob és anaerob szennyvíziszap-kezelés vizsgálatának eddigi eredményei. Kutatások az Eötvös József Főiskolán 5., Baja, ISSN 1586-9873, 237-245. p.

SZŰCS B., SIMON M. (2006): Anaerob kezelés hatása a szennyvíziszapok komposztálására. Előadás. ÖKO-AQUA 2006. II. Nemzetközi Víziközmű Konferencia és Szakkiállítás, Debrecen, 2006. június 14-16. [CD:\]

SZŰCS B., SIMON M. (2006): Szennyvíziszap száraz, szakaszos üzemű anaerob kezelésének vizsgálata. Előadás. Magyar Hidrológiai Társaság XXIV. Országos Vándorgyűlés, Pécs, 2006. július 5-6. ISBN 978-963-8172-23-5 [CD:\]

RÓZSÁNÉ SZŰCS B., SIMON M. (2006): Komposzt minősítése oxigénfogyasztás mérésével. Kutatások az Eötvös József Főiskolán 6., Baja, ISBN 978-963-7290-46-6, 245-254. p.

RÓZSÁNÉ SZŰCS B., SIMON M. (2009): Települési szerves hulladék és szennyvíziszap együttes száraz anaerob kezelési lehetőségének vizsgálata, Magyar Hidrológiai Társaság XXVII. Országos Vándorgyűlése. Baja, 2009. július 1-3., ISBN:978-963-8172-23-5, [CD:\]

RÓZSÁNÉ SZŰCS B., SIMON M. (2009): Bontható szervesanyag-tartalom változásának hatása a komposztálás folyamatára. Erdei Ferenc V. Tudományos Konferencia, Kecskemét, 2009. szeptember 3-4. Konferencia kiadvány 1. kötet, ISBN 978-963-7294-74-7, 452- 456. p.

RÓZSÁNÉ SZŰCS B., SIMON M. (2010): Rothasztott szennyvíziszap komposztálásának méretezése kísérleti eredmények alapján, Kutatások az Eötvös József Főiskolán 9., ISSN 1586-9873, Baja, 245-253. p.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetemet fejezem ki **Dr. Füleky György** professzor Úrnak, témavezetőmnek, hogy kutatómunkámat lehetővé tette és támogatta. Köszönöm az adatok tudományos szemléletű feldolgozásában, értékelésében és a publikációk elkészítésében nyújtott segítséget és a sok évi türelmet.

Köszönetet mondok **Dr. Simon Miklós** főiskolai tanárnak iránymutatásaiért a kutatás elméleti és kísérleti részeiben, a publikációk és a doktori értekezés elkészítésében nyújtott segítségéért, hasznos tanácsaiért, bátorításáért, amelyet a munkám során kaptam.

Köszönetemet szeretném kifejezni **Csomor László,** volt kollégámnak a komposztáló berendezés programozásában, a kísérletek beállításában nyújtott segítségéért.

Ezúton is köszönöm **Dr. Szántó Gábor László** szakmai segítségét és iránymutatásait a közös publikációk során.

Köszönöm **Baróti Endrénének** az iszapminták KOI és összes nitrogén-tartalom meghatározásában nyújtott segítségét.

Köszönöm **Mátrai Ildikó** kolléganőmnek, **Dr. Tolner László**, egyetemi docensnek és **Vejzer Tiborné**, Erzsikének az adatok statisztikai feldolgozásában nyújtott segítségüket.

Munkám anyagi támogatásáért köszönetet mondok az **Eötvös József Főiskola Műszaki és Közgazdaságtudományi Kar**ának valamint az Eötvös József Főiskola Tudományos és Művészeti Bizottságának.

Köszönöm férjem, **Rózsa Tibor** évekig tartó támogatását, valamint az ábrák elkészítésében nyújtott segítségét. Köszönöm gyermekeim, **Marcell** és **Gréta** türelmét, hogy a dolgozat írása az együtt eltöltött idő rovására ment.

Köszönet **szüleim**nek a sok segítségért és türelemért.