



SZEGEDI TUDOMÁNYEGYETEM
UNIVERSITAS SCIENTIARUM SZEGEDIENSIS
MÉRNÖKI KAR

***DIELEKTROMOS JELLEMZŐK ÉS A BIOLÓGIAI
BONTHATÓSÁG ÖSSZEFÜGGÉSÉNEK VIZSGÁLATA
ÉLELMISZERIPARI SZENNYVIZEK ÉS MELLÉKTERMÉKEK
ESETÉBEN***

***TUDOMÁNYOS DIÁKKÖRI
DOLGOZAT***

Tabajdi Éva Enikő

IV. évfolyamos élelmiszermérnök

hallgató

Témavezetők:

Dr. Keszthelyi-Szabó Gábor

egyetemi tanár

Beszédes Sándor

tanársegéd

SZEGED

2014.

Tartalomjegyzék

1.Bevezetés.....	2.
2.Szakirodalmi összefoglaló.....	4.
2.1.A szennyvíz, szennyvíziszap és hasznosítási lehetőségeik	4.
2.1.1.A szennyvíz és szennyvíziszapok problémaköre.....	4.
2.1.2.A szennyvíz és szennyvíziszapok összetétele	5.
2.1.3.A szennyvíz egyes komponenseinek energetikai hasznosítása	6.
2.2.A mikrohullámú sugárzás és alkalmazási tapasztalatai	10.
2.2.1.A mikrohullámú sugárzás és általános felhasználási lehetőségei.....	10.
2.2.2.A mikrohullámú sugárzás hatása a szennyvíziszapokra.....	12.
2.2.3.Dielektromos jellemzők jelentősége.....	17.
3.A kísérleti munka célkitűzése	19.
4.Anyag és módszer	20.
4.1.A vizsgálatához felhasznált anyag	20.
4.2.A mikrohullámú kezelő berendezés	21.
4.3.Dielektromos jellemzők mérése	22.
4.4.Analitikai mérések	24.
4.4.1.Biológiai oxigénigény mérése.....	24.
4.4.2.Kémiai oxigénigény mérése	25.
4.4.3.Rothasztási tesztek	25.
5.Eredmények és értékelésük	27.
5.1.Anaerob fermentációs tesztek	27.
5.1.1.A biogáz-kihozatal változásai	27.
5.1.2.A lebontási ütem és rothasztóság mértékének változásai	29.
5.2.Dielektromos jellemzők vizsgálata	35.
5.2.1.A szennyvíz dielektromos jellemzőinek meghatározása.....	35.
5.2.2.Dielektromos jellemzők és szervesanyag paraméterek összefüggése.....	37.
6.Összefoglalás.....	41.
Irodalomjegyzék.....	44.
Köszönetnyilvánítás	48.

1. BEVEZETÉS

Az élelmiszeripari technológiákhoz kapcsolódó környezetvédelmi problémák közül az azokban keletkező szennyvizek kezelése egyre nagyobb hangsúlyt kap. A víztakarékos feldolgozási technológiák elterjedésével, valamint az ivóvíz tisztaságú víz előállításának költségeinek, illetve az ivóvíz árának növekedésével a szennyvíz kibocsátási volumene folyamatosan csökken. Másrészt azonban meg kell jegyezni, hogy a jogszabályi környezet és az általános környezetvédelmi és társadalmi elvárások egyaránt a kibocsátott szennyvizek egyre nagyobb mértékű tisztítását teszik szükségessé.

Az élelmiszeripari szennyvizek döntő többsége nagy szervesanyag tartalommal rendelkezik. Az élelmiszeripari alapanyagokból származó szerves vegyületek elméletileg lehetővé teszik a szennyvizek biológiai eljárásokon alapuló hasznosítását, mint a biogáz előállítás. Az élelmiszeripari üzemek sajátosságai –például a gyakori mosási és fertőtlenítési ciklusok- miatt azonban a szervesanyag tartalom mellett a biológiai lebontást korlátozó komponensek is jelen vannak a vízben, továbbá sok esetben a szennyvíz előkezelés során adagolt vegyszerek maradványai szintén negatívan befolyásolják a valós körülmények között tapasztalható lebonthatóságot. Mindezek összességében az élelmiszeripari szennyvizek magas szervesanyag koncentrációja mellett korlátozott biológiai hasznosítást tesznek lehetővé, az energetikai hasznosítást megnehezítik, az anaerob fermentációs eljárásban képződő biogáz kitermelés pedig a komponensek mennyiségi és minőségi mutatóiból számítható elméleti biogáz-kihozatali mutatóktól jelentősen elmaradnak.

A biológiai lebonthatóság mértékének, valamint a biológiai lebomlás ütemének fokozására különböző –termikus, kémiai vagy biológiai- előkezelések alkalmazhatóak. A kivitelezhetőség, és az egyéb felhasználási területek eddigi műszaki fejlesztései miatt ezek közül a termikus eljárások adaptálhatóak a legszélesebb körben az élelmiszeripari szennyvizek folyamatos üzemű mechanikai és fiziko-kémiai tisztítási fokozataihoz, ha a szerves anyagok további hasznosítása is feladatként fogalmazódik meg. A termikus eljárások közt a mikrohullámú energiaközlésen alapuló előkezeléseket az utóbbi évtizedben kezdték el vizsgálni.

Az eddig rendelkezésre álló szakirodalmi eredmények és gyakorlati tapasztalatok azonban nem elegendőek a mikrohullámú sugárzás hatására a szennyvíz egyes összetevőiben végbemenő változások pontos és egzakt jellemzésére, mindezek mellett megállapítható, hogy az eddigi eredmények is elsősorban a kommunális eredetű szennyvizek és szennyvíziszapok vizsgálatára vonatkoznak. A mikrohullámú kezelések hatásait továbbá elsősorban szakaszos

előkezelési műveletként vizsgálták, a folyamatos anyagtovábbítású mikrohullámú kezelő berendezésekre vonatkozóan kevés tapasztalattal rendelkezünk.

A mikrohullámú kutatások egyik kiemelt területe a nagyfrekvenciával változó elektromágneses térben végbemenő ún. nem-termikus hatások vizsgálata is. Egyes biológiai rendszerekben, illetve vegyületek szintézisnél a hagyományos termikus eljárástól eltérő mechanizmusokat fedeztek fel. A mikrohullámú sugárzás hőkeltési hatásfokát az anyag dielektromos jellemzői is nagyban befolyásolják. A szennyvizek és szennyvíziszapok esetében azonban - az élelmiszerek és élelmiszeripari alapanyagok, valamint legtöbb vegyipari alapanyagtól eltérően – a dielektromos jellemzők értékének, illetve ezeknek a mikrohullámú kezelés közben a termikus, vagy nem-termikus hatásokra visszavezethető változásainak részletesebb vizsgálatával eddig a szakirodalom nem foglalkozott.

Mindezek alapján a kutatómunkám során a mikrohullámú energiaközlésnek az élelmiszeripari eredetű szennyvizekre gyakorolt hatásaival, és ezen belül azok szervesanyag frakcióiban végbemenő változások vizsgálatával foglalkoztam. A kutatásaim továbbá kiterjedtek a választott szennyvíz dielektromos jellemzőinek, illetve ezek hőmérsékletfüggésének meghatározására. Ezenkívül vizsgáltam a szennyvíz szervesanyag frakcióinak vízdoldhatóságában, a szerves komponensek aerob és anaerob biológiai lebonthatóságában végbemenő változások és a dielektromos jellemzők értékében bekövetkező változások közötti összefüggéseket is.

2. SZAKIRODALMI ÖSSZEFOGLALÓ

2.1. A szennyvíz, szennyvíziszap és hasznosítási lehetőségeik

2.1.1. A szennyvíz és szennyvíziszapok problémaköre

A szennyvíziszap a szennyvíz valamely fázisszeperációs eljárás során keletkező mellékterméke. A szennyvíziszap megújuló energiaforrásként való hasznosítása alkalmas megoldást nyújthatna az abban lévő energia visszanyerésére, és egyúttal a folyamatosan növekvő mennyiségű iszap kezelésére, valamint ártalmatlanítására. A szennyvíziszap energetikai hasznosítási eljárása a hulladékból-energia (waste-to-energy) koncepciónak megfelelő technológia, mivel az egyre szigorodó környezetvédelmi előírásoknak, a hulladékgazdálkodási célkitűzéseknek, a folyamatos alapanyag ellátás fenntartásának, és a megbízható energia biztosításának igénye ezen eljárásokkal kielégíthető mind a jelen, mind a jövőbeli generációk számára. Az iszap magas energia-, és tápanyagtartalma, továbbá a kezelésre vonatkozó szigorú környezetvédelmi előírások a tudósokat, környezetmérnököket arra ösztönzi, hogy újragondolják az iszappal kapcsolatos nézeteiket, így arra ne hulladékként, hanem egy lehetséges megújuló energiaforrásként tekintsenek. A fenntartható energiaellátás megvalósítása érdekében ez egy fontos lépés lenne, így ugyanis biztosíthatóvá válna a jelen, valamint a jövőbeli generációk számára szükséges energia, mérsékelve a nem megújuló energiaforrásoktól való függést (Tyagi, Lo, 2013).

Az urbanizáció következtében szigorodtak a szennyvíz, valamint az ebből képződő iszap kezelésére vonatkozó szabályok, a nyilvánosság által gyakorolt nyomás nőtt, mind a közösségi, mind az ipari technológiákban keletkező iszapot tekintve, ezekhez kapcsolódóan pedig előtérbe kerültek a kezelési, hasznosítási, ártalmatlanítási stratégiák, valamint ezek újragondolása, ezen technológiák kifejlesztése, illetve hatékonyságuk növelése (Liu, Tay, 2001).

A megújuló energiaforrások felé fordulás a fosszilis tüzelőanyagok mennyiségének csökkenésének, az elsődleges energia iránti megnövekedett igényeknek, az energiahordozók árának emelkedésének, a klímaváltozások miatti aggodalom, az elővigyázatosság, valamint a megújuló energiák kiaknázásában végbemenő fejlődésnek köszönhető (Cao, Pawlowski, 2012).

2.1.2. A szennyvíz és szennyvíziszapok összetétele

A szennyvíz iszap egy komplex heterogén rendszer, mely mikroorganizmusokat, szerves anyagokat, fekáliás maradványokat, szervesetlen anyagokat és nedvességet tartalmaz (Degremont, 1979). A lebonthatatlan, vagy nehezen lebomló szerves anyagok a molekulák olyan összetett rendszerét alkotják, melyek fehérjéből, peptidekből, lipidekből, poliszacharidokból, valamint növényi eredetű makromolekulákból tevődnek össze, továbbá megtalálhatók a keverékben szerves mikro-szennyeződések (pl. policiklikus aromás szénhidrogének, dibenzofurán stb.). Ezen összetevők tulajdonságainak összessége alapján határozhatóak meg az elsődleges és másodlagos iszap jellemzői. A szennyvíz iszap számottevő mennyiségben tartalmaz tápanyagot, főként foszfor-és nitrogéntartalmúakat, melyek többnyire fehérje természetű vegyületekben találhatók meg (Tchobanoglous et al, 2003).

Az iszapalkotók szolubilizációja, valamint a benne lévő biomassza bomlása során keletkező foszfátok és ammónia alkalmas alapanyagot teremt a növények trágyázására, ezek közül a magnézium-ammóniumfoszfát például egy olyan anyag, amely közvetlenül felhasználásra kerülhet a talajban (Perez et al, 2001). Japánban és Hollandiában az utóbbi években többek között kristályosítással próbálták visszanyerni az iszaptól a foszfor tartalmú anyagokat (Woods et al, 1999), a módszerrel magnézium-ammónium-foszfátot, valamint kalcium-foszfátot kaptak, melyek trágyázási célra kiválóan használhatók.

A szennyvíz iszap 59-88%-a szerves anyagokból áll, melyek lebomlása kellemetlen szaghatású vegyületek képződésével jár. A szerves anyagok 50-53%-a szén, 20-30%-a oxigén, 10-15%-a nitrogén, 6-10%-a hidrogén, 1-3%-a foszfor, 0,5-1,5%-a pedig kén (Orhon, Artan, 1997). Az iszapban lévő hamu nagy része olyan ásványi anyagokból áll, mint a kvarc vagy a mészpát. Ezek vas, kalcium, kálium és magnézium összetevőkből állnak össze, de az üledékben néhány nehézfém is jelen van, mint pl. a króm, a nikkel, a cink, a réz, a kadmium és a higany (Fonst et al, 2009).

1. táblázat. Szennyvíziszapok összetétele. (Forrás: Barótfi, 2000.)

Hasznosítható anyagok	<i>Víz</i>	pórusvíz (70%)
		kapilláris víz (20%)
		pelyhek víztartalma (2%)
		sejtben kémiaiilag kötött víz (8%)
	<i>Ásványi részecskék</i>	homok és egyéb szemcsés anyagok
	<i>Szerves anyag</i>	széntartalmú maradékanyagok
	<i>Tápanyagok</i>	nitrogén
		foszfor
		kálium
	<i>Nyomelemek</i>	fémek és szerves vegyületek
Korlátozó összetevők	<i>Mérgező anyagok</i>	nehézfémek
		egyéb toxikus anyagok
	<i>Patogének</i>	baktériumok
		vírusok
		paraziták

A szervesetlen összetevők közül a nehézfémek iszapban való jelenléte erősen korlátozzák annak talajban való elhelyezését, ugyanis ezek a termőföld és a vizek szennyezése révén ártalmasak lehetnek, mind az emberi, mind az állati egészségre. Éppen ezért különös gondot kell fordítani a szennyvíz iszap lerakás előtti kezelésére. Kutatásokban vizsgálták a fémek viselkedését az iszapban, hogy ennek segítségével azokat ki tudják nyerni ionok formájában vagy szilárd formában stabilizálják őket. A fém ionok csökkentésére alkalmas eljárások közé tartozik a fémek szolubilizációja, majd a fémek adszorpcióval, ioncserével vagy töltés alapján történő elektromos mező segítségével koncentrációja, illetve komplexképzés szervesetlen és polimer anyagokkal vagy a fémek átalakítása magas hőmérsékleten (Hsieh et al,2008).

2.1.3. A szennyvíz egyes komponenseinek energetikai hasznosítása

Az utóbbi évtizedekben egy olyan egyezség forrt ki a szennyvízkezeléssel foglalkozó szakértők között, melynek értelmében arra a megegyezésre jutottak, hogy a keletkező iszap nem egyfajta hulladék, hanem hasznosítható erőforrás. Ez a megállapodás környezetvédelmi

okokra, a fenntarthatóságra, az energia árak drágulására, valamint a nyilvánosság megítélésére vezethetők vissza. Japán, illetve az Európai Unió több évtizede foglalkozik a szennyvíz újrahasznosításának gondolatával. A Sewerage Bureau of Tokyo Metropolitan Government kutatásai keretein belül megvalósított néhány olyan projektet, melyek keretében víztelenített szennyvíz iszapból pirolízist követően hőenergiát fejlesztettek. Ezenkívül a pirolízis során a szennyvíz iszapból nyert éghető, magas fűtőértékű gáz felhasználásával villamos áramot állítottak elő (Tyagi, Lo 2013). Egy másik akcióprogram keretében, a Swedisch Ministry 2000-es programjában, az egyik kiemelt célkitűzésként szerepelt a foszfor 75%-os visszanyerése a szennyvíz iszapból, majd annak talajba történő vezetése. Jó néhány svéd városban bevett gyakorlattként alkalmazzák az iszapból származtatott bio üzemanyagot, és biogázt a közlekedési ágazatban (Salter, 2006).

A bio hajtóanyag olyan szilárd, folyékony vagy gáz halmazállapotú anyag, melyet főként biomasszából állítanak elő. A bio üzemanyagok iránti érdeklődés az utóbbi évtizedekben vált világméretűvé, mivel a korlátozott mennyiségben rendelkezésre álló, és sok esetben egyre nehezebben és egyre kevésbé gazdaságosan kinyerhető fosszilis eredetű üzemanyagok lehetséges helyettesítőiként szolgálhatnak a jövőben. Az erre irányuló kutatások így a bio üzemanyagok vissza- vagy kinyerésére összpontosítanak, különös tekintettel a biomasszából kinyerhető bioetanol, biodízel, szintézisgáz és bio olaj termékekre (Demirbas et al, 2011). A bio üzemanyagok előállításának forrásait Singh (2011) foglalta össze, e szerint a kinyerés különböző forrásokból történhet, ilyen nagy mennyiségben rendelkezésre álló anyag lehet például a gabona, a rizs, a szójabab, a repcemag, a pálmaolaj, a cukorrépa, a kezeletlen szennyvíz iszap, az étel maradványok, és az állati eredetű hulladékok.

A fentebbiekből a szennyvíz iszapot kiemelve, ez számos előnnyel rendelkezik a többi anyaghoz képest. Mivel hulladéknak tekinthető, így kis költségen vagy ingyen elérhető, nagy mennyiségben és könnyen beszerezhető, hiszen általában a gócpontok ott találhatóak, ahol a lakosság és/vagy az ipar koncentrálódik (Massanet-Nicolau et al, 2010). Továbbá meg kell jegyezni azt a tényt is, hogy a szennyvíziszapot „produkáló” vállalkozások sok esetben fizetnek az iszap elszállításáért, vagyis az azt felhasználó rothasztók az alapanyagukhoz ingyen jutnak hozzá, sőt még profitálnak is - igaz csekély mértékben - belőle.

Az esetlegesen visszanyerhető energia nagyban függ az összetételtől, mely a szerves és szervetlen anyagok, valamint a víz keveréke. Az iszap biológiai eljárásokkal, égetéssel, pirolízissel nyerhető ki, energia tartalma az illékony szilárd anyagoktól függ, melyek két osztályra különíthetők el: a könnyen, illetve a nehezen lebontható komponensekre. A

kommunális szennyvíz kezelése során a legfőbb megújuló energia forrás a metán, mely az eljárás anaerob lebontási szakaszában keletkezik. A községi, valamint a kommunális iszap tisztítására régóta használt eljárás az anaerob lebontás alkalmazása (Ahn et al, 2009).

Az iszapban lévő bakteriális anyagok ellenállnak a közvetlen anaerob lebontásnak, ezek az anyagok a bakteriális sejtek, a különböző fizikai elemek, melyek mikroenzimes bomlás és hidrolízis során esnek szét. Ebből következik, hogy a folyamat hosszú visszatartási időt igényel, 30-50%-os eredmény eléréséhez 20-30 napra van szükség (Weemaes et al, 2000). Az apró szemcséjű anyagokban és a makromolekulákban az anaerob lebontás 4 szakaszban valósul meg, ezek a hidrolízis, a savképződés, az ecetsavképződés és a metánképződés. A folyamat során a hidrolízis egy mérték csökkentő lépés (Tiehm et al, 2001.)

2.táblázat. A biogáz képződés szakaszai (Forrás: Barótfi, 2000.)

A biogázképződésének részfolyamatai		
<i>Szakasz</i>	<i>Mikroorganizmusok</i>	<i>Termék</i>
<i>Hidrolízis</i>	Fakultatív anaerob mikroorganizmusok	egyszerű cukrok, aminosav, zsírsav
<i>Savképződés</i>	Savképző baktériumok	szerves savak, szén-dioxid, hidrogén
<i>Ecetsav képződés</i>	Ecetsavképző baktériumok	ecetsav, szén-dioxid, hidrogén
<i>Metán képződés</i>	Metanogén baktériumok	metán, szén-dioxid, víz

A hidrolízis során a baktériumok száma csökken, extracelluláris komponensek szabadulnak fel, melyek szolubilizálják az apró szemcséjű szerves anyagokat, amik a későbbi reakciók során szubsztrátként vannak jelen, így növelve a lebontás hatékonyságát. A biogáz minőségét elsősorban a metán - szén-dioxid arány határozza meg. A metántartalmat több tényező befolyásolja (Ahn et al, 2009):

- A rothasztási folyamat típusa (nedves, félszáraz)
- Az alapanyag rothasztásának hőmérséklete (mezofil, termofil)
- Az alapanyag összetétele

3.táblázat: Az egyes alapanyagcsoportok biogázhozamai.

(Forrás: Schulz, Eder, 2009.)

Anyagcsoportok	Biogázhozam [$\text{m}^3/\text{kg}_{\text{SZÁ}}$]	Átlagos metántartalom [V/V%]
Proteinek	0,70	71
Zsírok	1,25	68
Szénhidrátok	0,79	50

Az esetek többségében az így visszanyert metán gázt olyan gépek működtetéséhez használják fel, melyek így elektromos, és hő energiát állítanak elő az adott területen használt berendezések számára. A metán használatával a kezelések során alkalmazott berendezések energia költségei a felére csökkenthetők (Deublein, Steinhauser 2008).

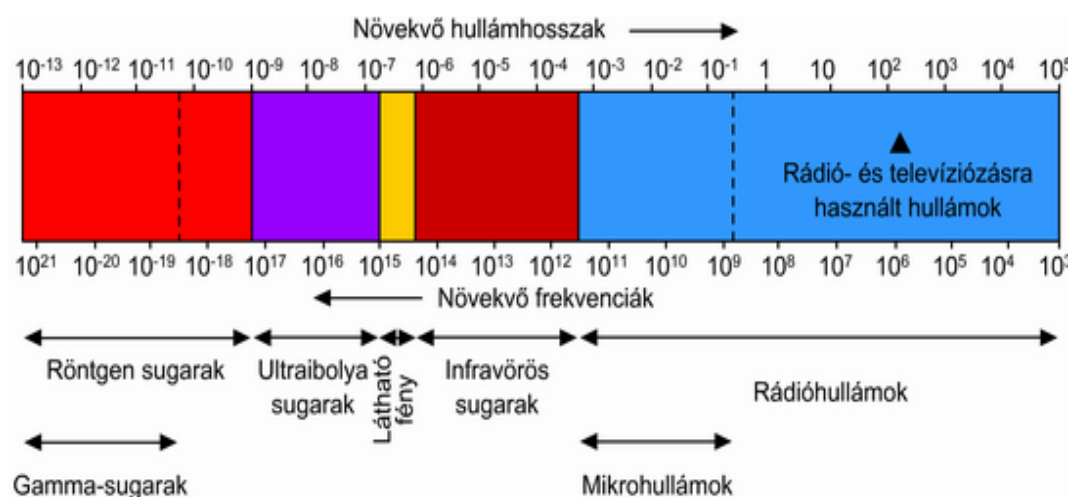
Az üvegházhatásért felelős gázok közül a metán az egyik legjelentősebb, mely a depóniagáz formájában a szennyvíz iszap lerakókban történő kezelése során az atmoszférába kerülne. A zárt rendszerű anaerob lebontás megvalósításával a megkötött metán mennyisége nő, így amikor azt a fosszilis anyagok helyett alkalmazzák villamos áram fejlesztésére, csökken a ténylegesen kibocsátott CO_2 mennyiség (a technológia ökológiai lábnyoma csökken), valamint így energiát biztosítanak például a kezelésekhez használt gépek működtetéséhez. Ebből következik, hogy a szennyvíz iszap anaerob úton történő lebontása a megújuló energiaforrások ideális kiindulópontja lehet és biztosíthatja a szükséges szén is (Appels et al, 2008).

Az anaerob lebontás során a szerves anyagok közel 20-30%-a ásványi anyaggá alakul. A folyamatban a hasznosítható ásványi anyagok koncentrációjának növekedése, valamint a biogáz fejlődés mértéke és sebessége fokozható fizikai, kémiai, termikus, mechanikus vagy biológiai előkezelési módszerrel (Tyagi, Lo 2011).

2.2 A mikrohullámú sugárzás és alkalmazási tapasztalatai

2.2.1 A mikrohullámú sugárzás és általános felhasználási lehetőségei

Mikrohullámú sugaraknak az elektromágneses spektrum 300MHz és 300 GHz közti frekvencia tartományát nevezzük, mely megfelel az 1m és 1mm közti hullámhossz terjedelemben (Almássy, 1964).



1. ábra. Az elektromágneses spektrum tartományai

(Forrás: wikipedia.hu)

A mikrohullámok gyakorlati alkalmazása számos téren elterjedt, pl. az egészségügy, az ipar, a mezőgazdaság és az élelmiszeripar területén. Az utóbbi két ágazat esetén a rádiófrekvenciát és a mikrohullámok használatát részesítik előnyben, alkalmazásukra különböző anyagok nedvességtartalmának megállapításában, valamint egyes esetekben a termékek előkészítési folyamataiban kerül sor. Az élelmiszeriparban már régóta alkalmazzák a mikrohullámú gyors nedvesség elvonási módszert, pl. a tésztaszárítás folyamatának gyorsítására, de kutatták annak kártevőkre gyakorolt hatását is. Több kutatócsoport is a vizsgálatai során arra a felfedezésre jutott, hogy a mikrohullámok az árpaszemekben az üszöggomba mennyiségét 74%-kal, a búzában lévő *F. graminearum* arányát pedig 4-7%-kal csökkentették, a kezelési folyamat csekély negatív hatást eredményezett a csírázóképessegre, valamint az életképességre. A mikrohullámú energiaközlést az iparban főként pasztörözésre használják, ennek előnyeit használják ki például a csomagolt késztermékek kezelésénél, így ugyanis növelhető a tárolhatósági idő, adalékanyagok hozzáadása nélkül. A módszert használják továbbá kenyerek utókezelésére is az intenzív mikrobaölő hatásának

köszönhetően, így fokozva a hőre érzékeny spórák pusztítását, melyek az élelmiszert a hűtés, a szeletelés, és a csomagolás során fertőzik meg (Géczi, 2003).

A mikrohullámú sugárzás különböző kezelésként való alkalmazása még új technológiának számít. Az utóbbi években egyre több kutató összpontosít a mikrohullámú technológia alkalmazásának vizsgálatára, ami annak köszönhető, hogy a mikrohullámú melegítéssel a kívánt hőmérsékletet gyorsabban el lehet érni, mint a konvekciós vagy kondukciós fűtés alkalmazásával és a folyamat kevesebb energia felhasználásával jár (Rani et al, 2013).

A mikrohullámok termikus, azaz hőkeltési célzatú felhasználása az utóbbi években széles körben hódított teret az iszap kezelés területén, mely elsősorban a gyors és szelektív melegítési tulajdonságának köszönhető. Ezenkívül, a kezelési paraméterek megfelelő megválasztásával az eljárás energetikai szempontból is hatékony, ugyanis növeli a kapacitást, továbbá javítja a termék minőségét és csökkentheti a veszélyes anyagok kibocsátását. A háztartásokban előforduló sütők, és egyes ipari területeken használatos mikrohullámú berendezések leggyakrabban 2,45 GHz frekvencián működnek, mivel ebben az esetben általában az elsődleges cél a viszonylag kis térfogatú ételek és anyagok kezelése, esetenként a bennük lévő víz eltávolítása, ezekre a célokra pedig az elnyelődési és hőkeltési tulajdonságok alapján a fent említett hullámhossz a legalkalmasabb. Az ipari léptékű, szakaszos és folyamatos alapanyag és/vagy késztermék kezelésére szolgáló mikrohullámú berendezésekbe épített magnetronok üzemi frekvenciáját azonban már sok esetben 915 MHz-nek választják, mivel a nagyobb méretű termékek esetében az alacsonyabb frekvencia tartományhoz tartozó nagyobb hullámhossz (λ) miatt a behatolási (skin) mélység előnyösen növelhető (Tyagi, Lo, 2013). Az elektromágneses sugárzás az anyagba hatolva csillapodik, így definiálható a behatolási, vagy skin mélység (d), amely a behatolási felülettől mért akkora távolság, amelynél a bemenő elektromágneses hullám térerőssége a felületi értékhez képest $1/e$ részére csökken (Jones et al, 2002):

$$d = \frac{1}{2\pi} \cdot \lambda_0 \cdot \sqrt{\frac{\epsilon_r'}{\epsilon_r''}} \quad (1.)$$

Az ϵ'' a dielektromos veszteségi tényező, amely a mikrohullámnak az adott közegben való hőkeltő képességét, az ϵ' pedig a dielektromos állandó, amely a molekulák polarizálhatóságát jellemzi.

A mikrohullámú sugárzás az anyagban elnyelődve hőenergiát fejleszt. A hőfejlődés a hagyományos hőközlési módokhoz hasonlítva, az anyag belsejének és felületének

hőmérsékletváltozásait tekintve egyenletesebbnek mondható (Tyagi, Lo 2013). Az elektromágneses tér hatására a különböző alkotók és a víz más módon nyelik el a mikrohullámú sugarakat, az eltérő polarizálhatóság miatt (Yu et al, 2010). Az anyagkezelések során sokszor, a mikrohullámú tér létrehozását követően a kezdeti, felmelegedés nélküli szakasz a lehetséges hidrogén kötések bontását segítheti elő, ugyanis a makromolekulák polarizált részei az elektromágneses tér pólusainak változásához igazodnak (Tyagi, Lo 2013).

Mikrohullámú melegítéskor az elektromágneses tér létrehozására befektetett energia a tér megszűnésekor nem térül vissza teljesen, hanem egy része a kezelt anyagban elnyelődik, disszipálódik, ezáltal felmelegíti az elektromos energia és a súrlódás révén hővé alakul. A disszipált teljesítmény (P_d) továbbá az elektromos térerősségnek (E), a mikrohullámú frekvenciának (f) és az anyag dielektromos veszteségi tényezőjének (ϵ'') is a függvénye (Imre, 1974):

$$P_d = 2\pi \cdot f \cdot E^2 \epsilon_0 \cdot \epsilon'' \quad (2.)$$

2.2.2 A mikrohullámú sugárzás hatása a szennyvíziszapokra

Az iszapcsökkentést tekintve a különféle eljárások és technológiák alapvetően három nagy csoportba sorolhatók (Eskicioglu, 2008):

- az iszapképződés csökkentése a szennyvízkezelés során,
- a fölös iszap mennyiségének csökkentése,
- valamint a szennyvíz és iszap kezelése annak hasznosításával.

Az iszapstruktúra, vagyis az iszaprészecskék roncsolása mechanikai, kémiai, ultrahangos vagy hőkezelés útján valósítható meg. A mechanikai kezelés nagy hatékonyságú, de a nagy nyomásigénye miatt bonyolult és költséges eljárás. Az ultrahangos módszer az iszap sejtek 70-100%-os szétesését okozhatja, azonban ipari kapacitásokhoz illeszkedő berendezésekben való megvalósítása meglehetősen energiaigényes (Weemaes, Verstraete 1998). A kémiai és a termikus kezelések hatásosak (Tanaka et al, 1997), a reakció azonban ezek közül a nyomás alatti rendszerekben történő kezelések kivitelezése különleges feltételeket igényel. Alacsonyabb hőmérsékleten való kezelés esetén hosszabb kezelési időre van szükség, mint a magasabb hőfok igénybevételével, de a berendezések felépítése, valamint az ezekkel szemben támasztott követelmények egyszerűbben teljesíthetőek (Neyens, Baeyens 2003).

Összességében elmondható, hogy a nedves iszap kezelése magas költségekkel jár, valamint számolni kell a korrózió fellépésével is, biztosítani kell az alapanyag megfelelő homogenitását, a magas szárazanyag tartalmú áramoltatott anyag egyenletes felmelegítése sokszor nehezen biztosítható, valamint sok esetben hosszú a kezelési idő. Ezek a tényezők gátolják a művelet anaerob eljárás előkezeléseként való potenciális alkalmazását. Azonban elengedhetetlen egy olyan megoldás felkutatása, mely tényleges, eredményes és gazdaságos kezelési módot biztosít. Erre a célra a mikrohullámú sugárzás alkalmazása megfelelő lehet (Ahn et al, 2009).

A kutatók az utóbbi évtizedekben kezdtek el foglalkozni a mikrohullámú sugárzás folyékony és iszapszerű hulladékok kezelésében való alkalmazásának hatásaival. Erre vonatkozó adatokat elsősorban kommunális eredetű szennyvízből képződő iszapokra vonatkozóan találhatunk. Az eljárás használata során megállapították annak alkalmasságát az iszapok minőségének javítására, mely megnyilvánul például a szervesanyagok lebonthatóságának javulásában, továbbá egyes esetekben a nehézfémek stabilizálására is jól használható volt (Yu et al, 2010). A hulladékból-energia koncepció célkitűzéseinek megfelelően jól adaptálható az energiában gazdag bio-hajtóanyagok előállítási technológiájának intenzifikálására, ilyen alkalmazásokra mind a biogáz (Thungklin et al, 2011), mind a biodízel (Tian et al, 2011) esetében találhatóak kutatási eredmények.

A szennyvíz iszap feldolgozásában alapvető lépés a víztelenítés, mely során a cél az anyag mennyiségének, ezáltal a szállítási, valamint lerakási költségek csökkentése. Ennek megvalósítására nyújthat segítséget a mikrohullámú sugárzás alkalmazása, mely melegítő hatása miatt alapos és hatékony eszköz (Yu et al, 2009).

Kutatásokkal sikerült bizonyítani, hogy a mikrohullámmal kezelt nyersiszap jobb vízelvonási tulajdonságokat mutat, mint a hagyományos módszerekkel, vagy az egyáltalán nem kezelt minták. Eskicioglu és munkatársai (2008), valamint Yu és munkatársai (2009) foglalkoztak az eljárás víztelenítésre vonatkozó hatásaival, Yu a legjobb hatásfokot a 900W-os teljesítmény 1 percig történő alkalmazásával érte el. A kísérletek során azt is megállapították, hogy a nagyobb teljesítmény alkalmazása esetén rövidebb kezelési idő szükséges a hatékonyabb vízelvonás érdekében. A nagyobb iszapfolyékonyabb fragmentumokra estek szét és ezek a részek az adagolt flokkulálószerrel újrapolymerizálódtak, azonban ezután már a részecskeméret nagyobb volt, így az alacsonyabb fajlagos felületnek, a gyengébb extracelluláris polimerhálónak köszönhetően a kötött víztartalom csökkenése miatti szabad víztartalom növekedés révén a későbbi víztelenítés hatásfoka javult.

A patogén mikroorganizmusok pusztítása mikrohullámú sugárzással hatékonyan megvalósítható. Vizsgálatok szerint az 57-68°C közti hőmérséklettel a baktériumok tevékenységét jobb hatásfokkal sikerült csökkenteni, mint a felületi melegítés alkalmazásával (Hong et al, 2004). Az ezzel a területtel foglalkozó irodalmak alapján a technológia használata iszap esetében már 70-100°C hőmérséklettartományban nagymértékű és gyors patogén pusztulást okozhat, mellyel környezetvédelmi szempontból biztonságos termék nyerhető. A sugárzás közvetlenül a sejtmembránokra hat, roncsolva azokat, ezzel segítve a baktériumok élettevékenységének csökkentését. Mivel a bakteriális tevékenységet már 57°C-on csökkenti, ezért a technológia a pasztörözés és a sterilizálás kiegészítésére is alkalmas az élelmiszeripari eljárások területén, valamint a szennyvíziszap pasztörözésére is megfelelő. Azonban nincsenek egyértelmű információk arra vonatkozóan, hogy a jelenlegi mikrohullámú kezelő berendezésekkel a spórás és az enterovírusok is hatékonyan elpusztíthatók-e. A nagyobb energiaintenzitású mikrohullámú sugárzás esetében megállapították, hogy az alkalmas az iszappelyhek és a sejtek hatékony roncsolására, így elegendő szerves anyagot juttatva az oldható fázisba. A mikrohullámú előkezelést követően az anaerob lebontási folyamat során a hidrolízis szakaszban a szerves anyagokat illetően a következőket tételezik fel: a lipidek palmitinsavra, sztearinsavra és olajsavra bomlanak szét, a fehérjék telített és telítetlen aminosavakra, majd ezt követően ammóniára és szén-dioxidra, a szénhidrátok pedig kisebb molekulájú és tömegű poliszacharidokra és egyszerű cukrokra esnek szét, ezen részfolyamatokat tekintve a mikrohullámú kezelés alkalmazását követően a hatékonyságban javulás következett be - vagy legalábbis nem volt tapasztalható romlás (Tyagi, Lo 2013).

Yu és munkatársai (2009) kutatásaik során megállapították, hogy a mikrohullámú előkezeléssel nő az oldható proteinek koncentrációja. Ezt a megállapítást a későbbiekben Ahn és munkatársai (2009) is alátámasztották, azonban ők a teljes szervesanyag tartalom vízzoldhatóságának növekedését igazolták. Tang és munkatársai (2010) a szennyvíz iszapok kezelése során az energia felhasználást vizsgálták a biogázfermentációt megelőzően. Az eredmények arra engedtek következtetni, hogy a nagyobb víztartalom a kezelési folyamat szempontjából kisebb fajlagos energiaigénnyel jár, mivel az egységnyi szerves anyagra jutó, ténylegesen hasznosuló fajlagos energiaintenzitás ebben az esetben magasabb értéken tartható.

Az anaerob lebontás alkalmazása mind környezeti, mind az általános társadalmi megítélés szempontjából megfelelő eljárás lehetne az ipari eredetű iszap kezelésére, azonban ezek alkalmazása a hosszú lebontási idő miatt nehézkes, amely főként a hidrolízis folyamatnak tudható be. Ezt lehetne kiküszöbölni a mikrohullámú technológia

alkalmazásával, melyet néhány kutató tanulmányokkal támasztott alá. Ezek során nagyobb hatékonyságú, de gyorsabb hidrolízis szakaszt, valamint összességében kedvezőbb anaerob fermentációs kinetikai mutatókat figyeltek meg a mikrohullámú eljárással kezelt szennyvíz iszapnál (Tyagi, Lo, 2013).

Eskicioglu és munkatársai (2008) vizsgálatai alapján a mikrohullámú technológiát lúgos eljárással kombinálva fokozhatóvá vált az iszap szolubilizációja. A módszer csökkenti a mikrohullámú hőkeltés energia igényét, így a költségeket is, hiszen együttes alkalmazással alacsonyabb mikrohullámú sugárzással is hasonló szolubilizációs fok érhető el, mintha a mikrohullámokat alkalmazzuk magasabb teljesítményen. A kutatások eredményeként lerövidült a művelethez szükséges idő, valamint csökkent az energia igény, a hagyományos melegítéssel összehasonlítva. Az erre vonatkozó kutatások azonban még nem teljes körűek, de az eddigi eredmények alapján a kombinált művelet környezetvédelmi szempontból fenntartható megoldás lehetne az iszapkezelés tekintetében.

Kommunális eredetű szennyvíziszappal végzett vizsgálatok eredményeként megállapították, hogy nőtt az iszapvízben (vízoldható fázisban mérhető) kation koncentráció, és a savtartalom is (Speece, 1996). Az oldható fehérje koncentráció relatíve lineáris növekedést mutatott a kezelési idő előrehaladtával, egészen a forráspontig, magasabb hőmérséklet hatására nem figyeltek meg lényeges csökkenést (Eskicioglu et al, 2008). Az oldható szénhidrát koncentráció csökkenést csak nagy teljesítmény-intenzitású, a mikrohullámú kezelés szempontjából hosszúnak tekinthető 11-15 perces mikrohullámú sugárzást követően tapasztaltak (Eskicioglu et al, 2007). Ez a poliszacharidok sejtfalainak felszakadására vezethető vissza, melyek több cukor monomer egységből kapcsolódnak össze glikozidos kovalens kötéssel. Növekedett továbbá az iszapvízben a lipid koncentráció is, részben a foszfolipidek fő szerkezetét adó citoplazma membrán felszakadása miatt. A kapott eredmények alapján a fehérje, a szénhidrát és a lipid mennyiségének redukálódása tételezhető fel a műveleti időnek egy határon túli növelése esetében (Ahn et al, 2009).

Az iszap, valamint a mikrobás sejtek bomlása okozza a szerves anyagok vízoldható formában való megjelenését a folyadék fázisban. Ez az egyik leggyakrabban használt mutató, amellyel a kezelési eljárásokat összehasonlítják, legtöbbször a hőmérsékletet tekintik az egyik legmeghatározóbb folyamat paraméternek (Yu et al, 2010).

Chang (2011), és Súlyom (2011) a mikrohullámokkal való előkezelés alkalmazása után 32-33%-os szervesanyag oldhatósági szintet értek el, 90°C –os hőmérséklet esetén. Eredményeik szerint a sugárzás teljesítménye nem befolyásolta szignifikánsan az oldhatóságot. Erre a megállapításra jutott több tanulmány is. A sejtmembránok bomlása a

protoplazmában lévő kötött enzimek felszabadításához vezet, amelyek a szerves nitrogén és foszfor vegyületek hidrolíziséért felelősek, ez az ammónia és a foszfát felszabadulását, így a folyékony fázisban ezek koncentrációjának növekedését okozza (Eskicioglu et al, 2008). Az iszap szerkezetének stabilitásáért a hidrogén kötések, valamint a hidrofób kölcsönhatások is felelősek, továbbá befolyásolja azt a Ca^{2+} és Mg^{2+} ionok jelenléte.

Sólyom (2011) kutatásai során arra az eredményre jutott, hogy a szerves összetevők folyékony fázisba való kerülését követően a legtöbb esetben javultak a biogáz kihozatali mutatók, valamint az előkezelési hőmérséklet emelkedésével fokozódott a metán termelés is. Kuglarz és munkatársai (2013) a szennyvíz iszapot alacsony hőmérsékleten mikrohullámokkal kezelték, melynek során arra a következtetésre jutottak, hogy a hagyományos termikus módszert a mikrohullámú energiaközléssel összehasonlítva a forráspont alatti hőmérséklettartományban a biogáz termelődés és az iszap oldhatóvá tétele a mikrohullámokkal kezelt minták esetében hatásosabb volt. Az előkezeléshez a szolubilizációhoz szükséges energia igényt figyelembe véve $60\text{--}70^\circ\text{C}$ –ot, és 900W-os teljesítményt alkalmaztak, mely energetikailag előnyösebbnek bizonyult az alacsonyabb hőntartartási hőmérséklettel összevetve. A biogáz reaktorban a mikrohullámokkal előkezelt anyagból 35%-kal több metán keletkezett, mint a kezeletlen iszap esetében. Ezenfelül a tanulmány egyértelműen igazolta, hogy a mikrohullámú sugárzással előkezelt iszap higiéniai állapota is kedvezőbb, 70°C –on való kezelés biztosította a *Salmonella* spp., az *E-coli* fajok teljes pusztulását, valamint a *Cl. perfringens* számának 50%-os csökkenése volt megfigyelhető.

A mikrohullámú eljárás legfontosabb előnyei közé tartozik a gyors felfűtés, a patogénekre gyakorolt pusztító hatás, a könnyed kezelhetőség, a módszer összetettsége, valamint az alacsony költségek (Jones et al, 2002). A kezelés a hidrogén kötések törését okozza és átalakítja a hidratációs zónát. A mikrohullámú sugárzás elsődleges faktorai a dielektromos anyagok hatására a hőmérséklet, a sugárzás időtartama és a behatás mélysége (Hong et al, 2004).

A mikrohullámú kezelés esetén a hullámok közvetlenül az anyagok belső fűtésére irányulnak, míg a hagyományos melegítéssel az anyagok külső részétől a belső rész felé halad a folyamat. Így a közönséges hevítés kisebb hatásfokkal bír, továbbá a fűtési veszteség is nagyobb, összehasonlítva a mikrohullámú kezeléssel (Woo et al, 2000).

2.2.3 Dielektromos jellemzők jelentősége

Az elektromágneses teret a töltéssűrűség, valamint az áramsűrűség hozza létre, melyek a hely és az idő függvényei. Dielektromos tulajdonságoknak összefoglalóan azokat a paramétereket nevezzük, melyek arról nyújtanak információt, hogyan viselkednek az anyagok az elektromágneses tér hatására. Az elektrodinamika alapegyenleteit Maxwell dolgozta ki, alkalmazásának feltétele, hogy adott térrészben és időintervallumban az állapotjelzők és a források jól differenciálhatóak legyenek. Ha egy töltéssel nem rendelkező, vagyis apoláris anyagra, elektromágneses tér hat, reverzibilis változások mennek végbe, melynek hatására a pozitív és negatív elektromosság súlypontja eltávolodik egymástól az elektronfelhő torzulása révén. Így olyan, mintha az anyag egyik része negatív, a másik része pozitív lenne. Ez az apoláris anyagokra a nagyfrekvenciás elektromágneses mezőben jellemző, ún. dielektromos polarizáció (Géczi, 2003).

A dielektromos állandó mérésének nemcsak elméleti, hanem gyakorlati vonatkozásai is vannak. A dielektromos jellemzők, és ezek változásainak mérése előfordul az orvosi diagnosztika gyakorlatában, a kenőolajok használata alatt végbemenő kedvezőtlen elváltozások detektálására, illetve a módszer alkalmas az anyag nedvességtartalmának szárítási folyamat közbeni nyomon követésére is. Lane és Saxton már 1952-ben foglalkoztak a tiszta poláros folyadékok dielektromos tulajdonságainak vizsgálatával, milliméteres és centiméteres hullámhosszokon. 1974-ben Weir többféle halmazállapotú és tulajdonságú mintaanyagok permittivitását és permeabilitását mérte. Gunasekaran 1981-ben a villamosan jól vezető folyadékok dielektromos állandóját vizsgálta. 2005-ben Venkatesh és Ranghavan összefoglalta a dielektromos tulajdonságok mérésére használt módszereket, ezzel több, mint 10 féle eljárást ismertetve, azok előnyeivel és hátrányaival (Göllei, 2011).

A mikrohullámú kezelés során a hőkéltés az anyagok belsejében valósul meg, míg a hagyományos konvekciós eljárás alkalmazása esetén elsősorban a felület környezetében melegszik az anyag. Utóbbi esetben az energia-fluxus létrejöttéhez kívülről befelé irányuló hajtóerő szükséges, ami igen gyakran rendkívül magas felületi hőmérsékletet, a termék minőségének károsodását eredményezheti. A dielektromos jellemzők közül a dielektromos állandó (ϵ') megadja, hogy a dielektrikum milyen mértékben képes polarizálódni az adott frekvenciával, azaz milyen kölcsönhatás lép fel az anyag és az elektromágneses tér között. Ez másként a töltéstárolási képesség megváltozását jelenti. A másik dielektromos jellemző a dielektrikumnak azt a képességét jelzi, hogy az adott frekvenciával változó térből milyen

mértékben képes energiát abszorbeálni, ez a képesség statikus tér esetén nem létezik. Ennek a dielektromos jellemzőnek a neve a dielektromos veszteségi tényező, a jele ε'' (Imre, 1974).

A két dielektromos jellemző komplex alakban való felírása a következő (3.) egyenlettel tehető meg:

$$\varepsilon^* = \varepsilon' - j\varepsilon'' \quad (3.)$$

A veszteségi tényező a veszteségi szög tangense, a két dielektromos jellemző hányadosaként definiálható (4.).

$$\tan \delta = \varepsilon'' / \varepsilon' \quad (4.)$$

Apoláros oldószerekben a keletkező dipólusos molekulák mindig a tér irányába rendeződnek, a kialakult tér állapotát a hőmozgás nem befolyásolja jelentősen, tehát az apoláros anyagok dielektromos állandója (ε') a hőmérséklettől független. A poláros anyagok esetén viszont a hőmérséklet növekedésével a kutatások alapján a dielektromos állandó értéke csökkenő tendenciát mutat. Az ε' kb. 10^8 Hz frekvenciáig megtartja az értékét, a dielektromos állandó értéke maximális. Ez az érték a frekvencia növekedésével mindaddig megmarad, amíg el nem érünk egy meghatározott frekvenciaterületet, az anomális diszperzió területét, ahol a dielektromos állandó egy konstans értékre csökken. A majdnem statikus és a nagyfrekvenciás területen az ε'' szinte mérhetetlenül kicsi, mérhetővé csak a diszperziós területen válik (Beneduci, 2008).

Az anyag dielektromos tulajdonságai frekvenciafüggők, azonban ezek mérését nem lehet a teljes frekvenciatartományban egyetlen mérési elv szerint elvégezni, a módszer kiválasztásában döntő szerepe van az alkalmazott frekvenciának. Az elektromágneses hullám mérésén alapuló módszerek esetén a mikrohullámú frekvenciasávban történő mérési módszerek közül leginkább az állóhullám-vizsgálat, az üregrezonátoros mérés, és a szabad-tér módszer terjedtek el. Dielektromos jellemzők vizsgálata céljából a szabad-tér módszer adja a legpontosabb eredményeket a 40 GHz feletti frekvencián. A módszer, csakúgy mint az üregrezonátoros módszer előnyösen alkalmazható nagy hőmérsékletű méréskor, illetve összetett minták esetén, amelynek aránylag nagy a szerkezeti változatossága (Géczi, 2003).

3. A KÍSÉRLETI MUNKA CÉLKITŰZÉSE

A dolgozatomban az élelmiszeriparban keletkező szennyvíz mikrohullámú kezelésének elemzésével, illetve a mikrohullámú kezelések hatékonyságát nagyban meghatározó dielektromos paraméterek meghatározásával foglalkoztam.

A vizsgálataim alapanyagául egy húsipari vállalat vágás és feldolgozási tevékenysége során keletkező szennyvizét választottam, mivel az élelmiszeriparon belül a húsipar jelentős szennyvíz kibocsátású ágazatnak számít, továbbá a húsipari szennyvizek szervesanyag terhelése igen magas.

A rendelkezésre álló szakirodalmi forrásokat áttekintve megállapítható, hogy az élelmiszeripari szennyvizek mikrohullámú kezelésével foglalkozó tanulmányok száma csekély, és az ezen típusú szennyvizek dielektromos jellemzőire vonatkozó adatok sem állnak rendelkezésünkre.

A fenti okok miatt a munkám során vizsgáltam a folyamatos üzemű mikrohullámú előkezeléseknek a húsipari szennyvíz szervesanyag tartalmának vízdoldhatóságára, valamint aerob- és anaerob lebonthatóságára gyakorolt hatásait.

A méréseim során a szennyvíz szervesanyag tartalmának, a mikrohullámú kezelőrendszerben mérhető térfogatáramnak, valamint a mikrohullámú teljesítményintenzitásnak a hatásait vizsgáltam. A mikrohullámú előkezeléseket, valamint dielektromos állandó és veszteségi tényező méréseket a SZTE MK Folyamatmérnöki Intézetében kifejlesztett kezelő-, valamint mérőegységben végeztem.

A kísérleti munkám célja a mikrohullámú előkezelések folyamatparamétereinek hatásának vizsgálata volt, illetve kapcsolatot kerestem a szennyvíz szervesanyag terhelési paramétereinek (BOI, KOI), illetve anaerob lebonthatóságának változása, és a dielektromos jellemzők változásai között.

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1. A vizsgálatokhoz felhasznált anyag

A kutatásom során vizsgált szennyvíz egy helyi húsfeldolgozó üzemből származott. A kevert szennyvíz a vágási és továbbfeldolgozási technológiából adódott, és tartalmazta a kommunális létesítményekből érkező szennyvizet is. A szennyvíz főbb jellemzőit a 4.táblázatban foglaltam össze.

4.táblázat: A felhasznált minta jellemzői

<i>Szárazanyag-tartalom TS (m/m%)</i>	<i>pH</i>	<i>Biológiai oxigénigény (mg/l)</i>	<i>Kémiai oxigénigény (mg/l)</i>
9,7±0,85	6,3±0,2	10593±411	2023±108

Meghatároztam a minta néhány jellemzőjét, nevezetesen annak szárazanyag tartalmát, pH-ját, a biológiai oxigénigényét, valamint a kémiai oxigénigényét.

A szárazanyag-tartalom meghatározását szárítószekrényben végeztem, mellyel a tömegvesztéseget tudtam megállapítani. Az érték meghatározásához az illékony anyagokat 103-105 °C-on eltávolítottam, az így visszamaradó rész a szárazanyag tartalom. A nedvességtartalom az alábbi (5.) képlettel számítható ki:

$$W = \frac{(m_0 - m_1) \cdot 100}{m_0} \quad (5.)$$

ahol m_0 : a minta bemérés előtti tömege

m_1 : a minta bemérés utáni tömege.

A kapott nedvességtartalomból kiszámítható a szárazanyag tartalom m/m%-ban:

$$\text{Szárazanyag\%} = 100\% - W\% \quad (6.)$$

A biológiai, valamint a kémiai oxigénigény meghatározását a 4.4.1, illetve a 4.4.2 fejezetekben leírtak szerint végeztem.

4.2. A mikrohullámú kezelő berendezés

A mikrohullámú kezelést egy, az SZTE MK Folyamatmérnöki Intézetben összeállított folyamatos anyagtovábbítású berendezésben végeztem. Az anyag mozgását egy változtatható fordulatszámú perisztaltikus szivattyú biztosította. A térfogatáramot az anyagtovábbításra használt cső átmérőjének megválasztásával, valamint a fordulatszám beállításával változtattam.

A szennyvíz mikrohullámú kezelésekor az anyag a sugárzást egy méretezett toroid üregrezonátorban kapta, amelyen a szennyvíz egy PTFE alapanyagú csőspirálon keresztül haladt át. A PTFE anyag választása, annak alacsony dielektromos vesztesége miatt, a mikrohullámú sugárzás kisebb veszteséggel történő áthaladása miatt lényeges. Az üregrezonátorba a mikrohullámú sugárzás egy illesztett csőtápvonalon keresztül jut be.



2. ábra: A mikrohullámú kezelőberendezés fényképe

Az üregrezonátorból a tápvonalba visszaverődő sugárzás mértékének csökkentése céljából a tápvonalba $\lambda/4$ távolságra elhelyezett hangolórudakat a teljesítmény és a kezelt anyagnak megfelelően a mérések előtt beállítottam. A mikrohullámú sugárzást egy 2450 MHz

frekvenciájú, 850W maximális teljesítményű magnetron biztosította. A magnetron teljesítményét 100-850W tartományban a nagyfeszültségű tápegység bemeneti feszültségének változtatásával szabályoztam, egy autotranszformátor segítségével. A kezelt anyag hőmérsékletének mérésére egy MyPCLab típusú adatgyűjtőt és Pt100 hőmérsékletszenzorokat használtam.

4.3. Dielektromos jellemzők mérése

A dielektromos állandó mérésére több módszer is elterjedt, elsősorban a vizsgált anyag tulajdonságai határozzák meg, hogy melyik kerül alkalmazásra. A dielektromos tulajdonságok mérését négyszög keresztmetszetű csőtápvonalban végeztem. A SZTE Mérnöki Kar Folyamatmérnöki Intézetben összeállított berendezésben külön térben történt az anyagkezelés, valamint a dielektromos állandó mérése. Éppen ezért, a dielektromos jellemzők méréséhez szükséges elektromágneses teret egy második, mikrohullámot gerjesztő egység állítja elő. A mérőtápvonalhoz tartozó magnetron a kezelőberendezéshez viszonyított kisebb teljesítménye, és a mérés gyorsasága révén a hőmérsékletet tekintve nem okoz lényeges változást, valamint nincs hatással az anyag dielektromos állandójára sem, mivel az általa leadott teljesítmény elhanyagolható. A haladó és a visszavert hullámok a mérőtápvonalban interferálnak egymással, fázishelyzetüktől függően pedig egy maximum ($U_{\max}$), valamint egy minimum ($U_{\min}$) amplitudó alakul ki.

$$U_{\max} = |A + B| \quad (7.)$$

$$U_{\min} = |A - B| \quad (8.)$$

A két hullám aránya a reflexiós tényező, amely meghatározható a következő (9.) összefüggéssel

$$\Gamma = \frac{U_r}{U_h} \quad (9.)$$

ahol

U_r : reflektált hullámmal arányos villamos jel feszültsége [V]

U_h : haladó hullámmal arányos villamos jel feszültsége [V]

Az állóhullámot a tápvonalban közvetlenül mérni lehet, így meghatározása a következő (10.) összefüggéssel lehetséges:

$$r = \frac{U_{\max}}{U_{\min}} = \frac{|A| + |B|}{|A| - |B|} = \frac{1 + \frac{|B|}{|A|}}{1 - \frac{|B|}{|A|}} = \frac{1 + |\Gamma_0|}{1 - |\Gamma_0|} \quad (10.)$$

Ennek ismeretében pedig megadható a reflexiós tényező értéke, mely a (11.) összefüggéssel számítható:

$$|\Gamma| = \frac{r-1}{r+1} \quad (11.)$$

Ha a tápvonalba egy dielektrikumot helyezünk, akkor az változást idéz elő a haladó és a visszavert hullámokból adódó térerősségben. Ezeket a változásokat a tápvonalban elhelyezett négy detektor dióda érzékeli, melyek egymástól a hullámhossz nyolcad részének megfelelő távolságban vannak elhelyezve. Az ezek által mért térerősséggel meghatározható a hullám maximum és minimum helye, a dielektromos állandó pedig az anyag által okozott hullámkép változásából adható meg.



3. ábra: A mérésekhez használt dielektrométer fényképe

A diódák egy kétcsatornás teljesítménymérőbe (Rohde& Schwaarz, NRVD) csatlakoznak, az ez által konvertált, mért értékekkel arányos DC feszültséget pedig myPCLab (NovusAutomation, UK) adatgyűjtő rendszeren tároltuk, illetve dolgoztuk fel a készülék saját szoftverének segítségével. A dielektrométer két csatornája a reflexiós tényező, az álló-vagy haladóhullám-arány és a rendszer csillapítás mérését is lehetővé teszi, melyek szerepet játszanak a dielektromos állandó mérésében.

A haladó irányú (P_h) és a visszavert teljesítmény (P_r) mérésével a dielektromos állandó a (12.) összefüggéssel számítható.

$$\epsilon' = \sqrt{\frac{P_r}{P_h}} \quad (12.)$$

A mikrohullámú teret generáló 2450 MHz frekvenciájú magnetronból érkező sugárzás hullámkarakterisztikájának vizsgálatával - a detektorfejek villamos jeléből –fáziseltolás (ϕ) és a reflexió (Γ) értékének felhasználásával a veszteségszög (δ) is számíthatóvá válik (13.):

$$\delta = \arctan\left(\frac{|\Gamma|\sin\phi}{1 - (|\Gamma|\cos\phi)}\right) - \arctan\left(\frac{|\Gamma|\sin\phi}{1 + (|\Gamma|\cos\phi)}\right) \quad (13.)$$

Ennek ismeretében a dielektromos veszteségi tényező (ε'') értéke a következőképpen, a (14.) összefüggéssel meghatározható:

$$\varepsilon'' = \tan\delta \cdot \varepsilon' \quad (14.)$$

4.4. Analitikai mérések

4.4.1. *Biológiai oxigénigény mérése*

A biológiai oxigénigény (BOI) a szerves anyagok lebontása alatti oxigénfogyasztást adja meg adott mikroorganizmus kultúra, lebontási idő és hőmérséklet esetén, aerob körülmények között. A folyamat két lépésben valósul meg, ezek a szénfázis (20-30 nap), valamint a nitrogénfázis. Az előbbi során a szerves anyagok oxidálása zajlik, utóbbi esetben pedig az ammónia és a nitrit alakul át nitráttá. A BOI érték meghatározásánál fontos az azonos feltételek biztosítása a kapott értékek eredményes összehasonlítása miatt. A BOI érték megadásánál az egységnyi idő alatt elfogyasztott oxigén mennyiségét mérjük, a kezdeti, valamint τ idő elteltével. A vizsgálatot általában 20 °C-on, 5 nap inkubációs idő mellett végzik.

A méréseimhez a respirometriás BOI mérési módszert alkalmaztam. A mintákat előkészítettem (centrifugálás, szűrés), így a mikrobák a felülúszóba kerültek. A vizsgálathoz az így nyert felülúszóból vett mintákat használtam, melyeket egy 6 férőhelyes kevertetett lombikokat tartalmazó mérőegységben helyeztem el (Lovibond OxiDirect mérőrendszer). A pH értékét 7,2-re állítottam be, az állandó 20 °C hőmérsékletet termosztát szekrény segítségével biztosítottam.

Az oxidációs folyamatok megindulásakor keletkező CO₂ gázt a lombikok megfelelően kialakított gumiszeptumába helyezett KOH pasztillákkal és KOH oldattal kötöttem meg, így az oxigénfogyasztás következtében létrejövő nyomásváltozást a készülék szenzora mérte és rögzítette. Ezen adatokból a berendezés a belső kalibrációja segítségével, a minta- és az edényzet térfogatának, valamint a nyomáscsökkenésnek az ismeretében számította mg/L egységben a BOI értékét. A mérések összehasonlíthatósága miatt a lebontáshoz BOD Seed (Cole Parmer, USA) típusú szelektált és standardizált mikrobakészítményt használtam.

4.4.2. Kémiai oxigénigény mérése

A kémiai oxigénigény a szennyvízben lévő szerves anyagok oxidálószerekkel nedves úton végzett oxidációja során elfogyasztott oxigén mennyiségét adja meg. A biológiai módszerekkel a szerves anyagok lebonthatóságáról kapunk információt, az eljárással azonban az összes szerves anyag csak egy része határozható meg a vizsgálat hosszú ideje és mikroorganizmusok nem kellő mértékűen agresszív bontása miatt. A kémiai oxigénigényt (KOI) meghatározó folyamatokhoz eleinte kálium-permanganátot, majd kálium-bikromátot használtak. A nagy szervesanyag koncentrációjú minták roncsolásához napjainkban általában a kálium-bikromát használata terjedt el.

A vizsgálatot az Intézetben található KOI fotométerrel végeztem (Lovibond, PC Checkit), kálium-bikromátos tesztküveték alkalmazásával. A mintákat a teszt küvetékbe helyeztem, melyek tartalmazták a reagenst. A mérés 3 méréstartományban kivitelezhető: 0-150 mg/L, 0-1500 mg/L, illetve 0-15000 mg/L, esetemben az utóbbi méréshatárral dolgoztam, 0,2 ml minta bemérésével. A roncsolást 2 óráig, 150 °C –os hőmérsékleten végeztem termoblokkban, ezután a mintákat szobahőmérsékletre hűtöttem, az abszorbancia értéke ugyanis a hőmérséklet különbség miatt eltolódhat. A fotométeren a megfelelő méréstartomány beállítása után megmértem a KOI értékeket. Az eredményeket mg/L egységben kaptam meg, a készüléket egy ún. vak oldatra (desztillált víz) kalibráltam.

A vizsgálat során nemcsak a teljes KOI, hanem a vízzoldható KOI (SKOI) értékeket is meghatároztam. Az utóbbi esetben kétszeres fáziszeperációt alkalmaztam: a mintákat centrifugáltam (3000 min⁻¹; 10 perc) , majd a felülúszó fázisból a maradék szilárd részecskéket szűrővel (0,45 µm pórusméretű Millipore fecskendőszűrő) távolítottam el.

4.4.3. Rothasztási tesztek

A biogáz hozam mérésére BOI OxiTop PM típusú, 12 férőhelyes mérőegységet használtam. A minták beoltását egy üzemelő mezofil rothasztójából vett anaerob iszappal végeztem, a minta:oltóiszap térfogatarány 3:2 volt. A rendszer légmentesen való lezárása után a folyamatosan kevertetett rendszert termosztátba helyeztem, ahol 36 °C –os hőmérsékletet biztosítottam a lebontáshoz 30 napon keresztül. A mérés során a biogáz képződés következtében növekvő nyomást a manometrikus mérőfejek mérték és rögzítették. A mérőfejekkel infravörös kapcsolaton kommunikáló leolvasó egység saját szoftverével a mérési adatokat xls formátumba konvertáltam az értékeléshez.



4. ábra: A biogáztermelődés meghatározására szolgáló OxiTop mérőrendszer

A rothasztási tesztekhez használt reaktorokban lévő eltérő nyomások miatt a lebontási –fermentációs- hőmérsékletnek (T_f), továbbá a reaktor szabad térfogatának (V_r), valamint a nyomásnövekedés értékének (p_r) ismeretében az egyetemes gáztörvény segítségével számítottam a szobahőmérsékletre (T_{norm}) normált biogáz térfogatot (V_{bg}) a (15.) egyenlettel

$$V_{bg} = \frac{p_r \cdot V_r}{p_{atm}} \frac{T_{norm}}{T_f} \quad (15.)$$

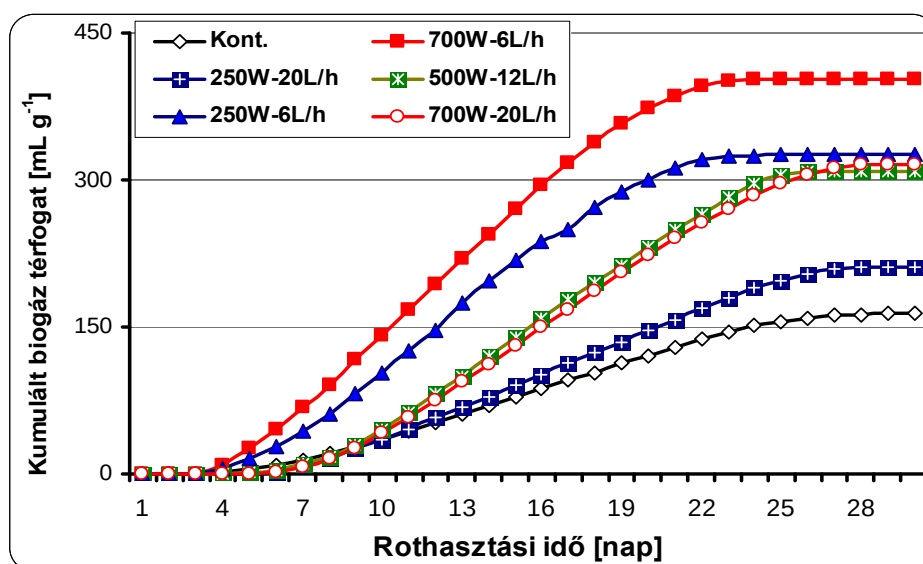
A beoltáshoz használt oltóiszapot a vizsgált szennyvízmintához adaptáltam, a mérés során alkalmazott hőmérsékleten 12 napon keresztül. Az anaerob fermentációra kerülő minták pH-ját egységesen – a mezofil hőmérséklettartományú nedves rothasztási eljárás esetében a biogáz termelődés szempontjából optimális - 7,2 értékre állítottam be KOH oldat segítségével.

5. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

5.1. Anaerob fermentációs tesztek

5.1.1. A biogáz-kihozatal változásai

A kutatómunkám során először a folyamatos üzemű mikrohullámú előkezelés hatását vizsgáltam a szennyvíz anaerob fermentációs folyamatának hatékonyságára. Az anaerob körülmények közötti lebonthatóságot a képződő biogáz térfogatával jellemeztem. A folytonos üzemű mikrohullámú előkezelés térfogatáramát három szinten - 20 L/h; 12 L/h és 6 L/h -, a kezelési mikrohullámú teljesítményt szintén három szinten – 250W; 500W; 700W – vizsgáltam. A mikrohullámú kezelések hatásait tekintve megállapítható, hogy azokkal mind a fajlagos biogáz-kihozatal értéke (egységnyi szárazanyag tartalomból kinyerhető biogáz térfogata), mind az anaerob fermentáció üteme kedvezően befolyásolható volt.

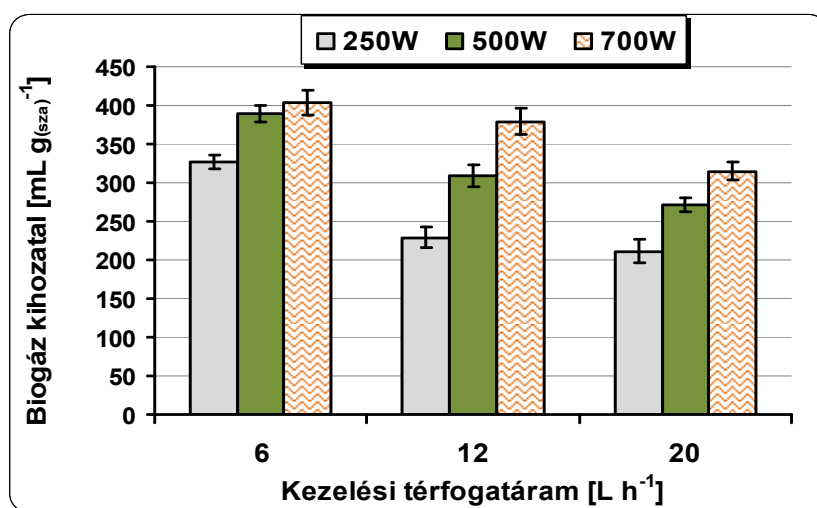


5. ábra: A szennyvízminták kumulatív biogáztermelődési görbéi

A kísérleti eredményeim alapján megállapítottam, hogy kezeletlen (kontroll) szennyvízhez képest a mikrohullámmal előkezelt minta esetében a mezofil hőmérséklettartományú rothasztási tesztekben a maximális biogáz kitermelődéshez tartozó rothasztási idő lényegesen - 26 napról 700W valamint 250W mikrohullámú teljesítmény és 6 L/h térfogatáram alkalmazásakor 20 napra – csökkenthető volt (5.ábra). A kumulált gáztérfogat változási ütemét tekintve látható, hogy a mikrohullámú előkezelések – az alkalmazott teljesítmény és térfogatáram értékétől függő mértékben – alkalmasak az anaerob

fermentációban a szervesanyagok lebontási sebességének növelésére, továbbá megállapítható volt, hogy az előkezelésekkel az anaerob folyamat kezdeti, a tényleges biogázképződést megelőző, adaptációs és lag-szakaszának időszükséglete is csökkent. A saját kísérleti eredményeim, amelyek húsipari eredetű szennyvízre vonatkoznak, tendenciájukat tekintve egyeznek a szakirodalomban kommunális iszapok esetében leírtakkal. A lag fázisnak a mikrohullámú kezelés hatására bekövetkező kb. 40%-os csökkenését kommunális iszapok esetében is tapasztalták (Mudhoo et al, 2012).

A 30 napos rothasztási időszak alatt termelődött összes biogáz térfogatnak a kezelési paraméterek függvényében való változását tekintve megállapítható volt, hogy a kezeletlen szennyvíz biogáz termelődéséhez ($163 \pm 4,2 \text{ mLg}^{-1}$) képest, annak értéke valamennyi alkalmazott kezeléssel növelhető volt. A mikrohullámú előkezelésnek a magas szervesanyag tartalmú anyagok rothaszthatóságára gyakorolt pozitív hatását a szakirodalom kommunális iszapok, és egyes cellulóztartalmú, növényi alapanyagok esetében már leírta. A mikrohullámú iszapkondicionálás a kommunális iszapok esetében a kezeletlen alapanyaghoz képest növeli az egységnyi rothasztott iszap tömegre vonatkoztatott metán kihozatali mutatót (Kuglarz et al, 2013). Azonban az általam végzett rothasztási tesztek eredményei alapján az is látható, hogy bár mind a térfogatáram (és ezáltal a mikrohullámú kezelőtérben való tartózkodás idő), mind a mikrohullámú kezelési teljesítmény befolyásolja a biogáz kihozatalt, de a növekmény mértékét a két paraméter együttes hatása határozza meg.



6. ábra: A biogáz kihozatal változása a kezelési paraméterek függvényében

A mérési eredményeim alapján az ugyanazon átáramlási térfogatáram beállítása mellett a kezelési teljesítmény növelésével a biogázproduktum növekedett, azonban a

teljesítményszint növelésének hatása a térfogatáram csökkentésével egyre kisebb hatást gyakorolt az anaerob lebontási folyamatra (6. ábra). A mikrohullámú kezelési teljesítmény 250W-ról 700W-ra növelése a 20 L/h térfogatáram esetében kb. 51%-os növekményt eredményezett a biogáz kitermelésben, de 6L/h térfogatáram mellett ugyanezen teljesítmény-intenzitás fokozás esetében a növekedés csak kb. 23%-os volt.

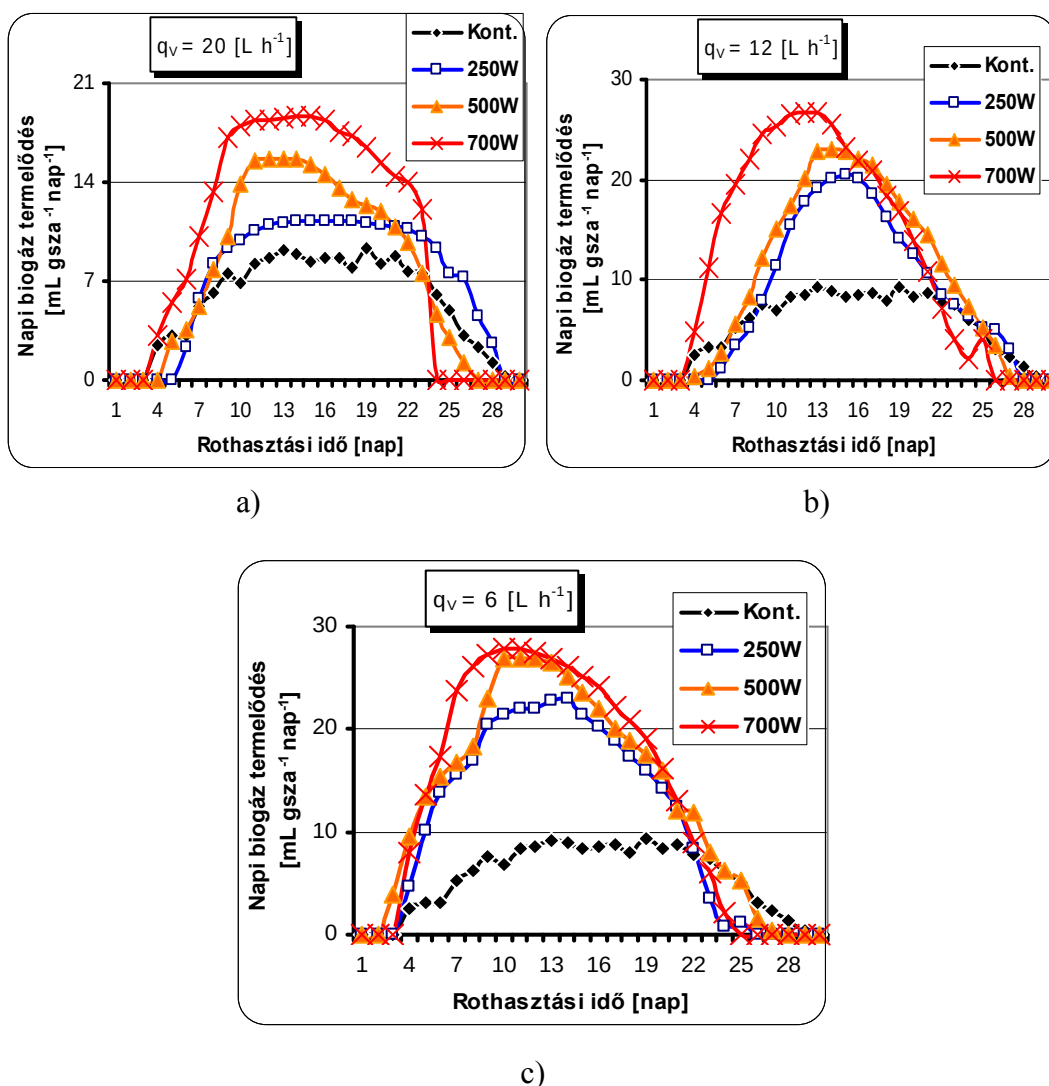
A biogáz kihozatal változását tekintve az előzőekhez hasonló megállapítás tehető az azonos teljesítményszintek esetében változó térfogatáram hatásáról is. Vagyis a szennyvíz térfogatáramának csökkentésének hatásai a nagyobb mikrohullámú teljesítmény alkalmazásakor kisebbek, mint ugyanazon térfogatáram változtatás hatása alacsonyabb kezelési teljesítmény beállítása esetében.

5.1.2. A lebontási ütem és rothasztathatóság mértékének változásai

A mikrohullámú előkezelési módszer hatékonysága önmagában a fajlagos biogáz kitermelési mutató alapján nem ítéhető meg. A folyamatos üzemű ipari rothasztási technológiák hatékonysága szempontjából ezen kívül vizsgálni kell még a rothasztók hidraulikus tartózkodási idejét, illetve a rothasztás időszükségletét befolyásoló lebontási sebességet, továbbá a szerves anyagok lebonthatóságával és az ezekből történő biogáz képződés hatékonyságával összefüggő paramétereket is. A mikrohullámú elő-kondicionálási módszernek az anaerob fermentáció kinetikájára gyakorolt hatásainak elemzésekor Zheng és munkatársai (2009) a biogáz képződési ütem kb. 40%-os növekedését, és a teljes rothasztási folyamat idejének egyharmadára csökkenését írták le kommunális eredetű szennyvíz iszapjának esetében.

Az egyéb típusú szerves hulladékok mikrohullámú előkezelésével kapcsolatban is leírták, hogy a folyamatos üzemű rothasztás esetében tapasztalható lényegesen rövidebb átlagos hidraulikus tartózkodási idő elsősorban nem a teljes anaerob folyamatra megadott lebomlási sebesség magasabb értékének, hanem a fermentáció első harmadában tapasztalható intenzívebb gázképződésnek köszönhető (Shahriari et al, 2011).

A saját mérési eredményeim alapján a napi biogáz térfogatnövekménynek a rothasztási időszak alatti változásait tekintve megállapítható, hogy a nagyobb térfogatáram (12 és 20 L/h) mellett végzett kezelések esetében a gáztermelődés maximális sebessége (és ezáltal a szervesanyag lebontási sebesség) szempontjából a mikrohullámú teljesítmény növelése egyértelműen előnyös hatású volt (7. ábra).



7. ábra: A biogázképződési sebesség változása a rothasztás során

A kezeletlen minta esetében mért maximális napi 8 mL/g értékkel szemben a 12 L/h és 20 L/h térfogatáram mellett alkalmazott 700W mikrohullámú teljesítményű kezelésekkel a napi gáztermelődési sebesség legmagasabb értéke elérte a 25 mL/g, illetve a 18 mL/g-ot (7.ábra). A mérési eredmények alapján látható, hogy a 12 L/h és 20 L/h térfogatáram alkalmazásakor a kezelési teljesítményszint növelése a maximális gáztermelődési sebességet és ezáltal a szervesanyag lebontási ütemet növeli, továbbá a gáztermelődés megindulásához szükséges kezdeti fermentációs periódus idejét csökkenti. Azonban a alkalmazott legkisebb térfogatáramnál a mikrohullámú kezelési teljesítmény 500W-ról 700W-ra növelése a képződő biogáz térfogatát szignifikánsan tovább nem növeli (vö. 6. ábra) és az anaerob lebontási ütemmel összefüggő biogáz képződési sebesség esetében sem mutatkozott lényeges különbség.

Összességében tehát megállapítható, hogy a folyamatos üzemű mikrohullámú szennyvíz előkezelések térfogatárama és a mikrohullámú kezelési teljesítmény anaerob fermentációs folyamatban történő hasznosítás esetében egyaránt befolyásolja a kezelések hatékonyságát. A magasabb tartózkodási idővel párosuló alacsonyabb anyagtovábbítási térfogatáram alkalmazásakor a mikrohullámú kezelési teljesítményszint növelésének hatása, mind a teljes rothasztási folyamatra megadott biogáz-kihozatal, mind a biogázképződési sebességet tekintve, kisebb mértékű, mint a nagyobb térfogatáramú kezeléseknél.

A termikus, és ezen belül a mikrohullámú előkezelések esetében is megállapították, hogy ezen módszerek alkalmasak a szervesanyagok oldhatóságának hatékony növelésére. Az anaerob fermentációt megelőző mikrohullámú előkezelés hatékonyságának vizsgálata céljából meghatároztam, hogy az egyes kezelések hatására a kezelt mintához képest keletkezett biogáz többlet, és a kezelések hatására a szervesanyag oldhatóság (SCOD/TCOD paraméterrel jellemezve) változása milyen arányban áll egymással.

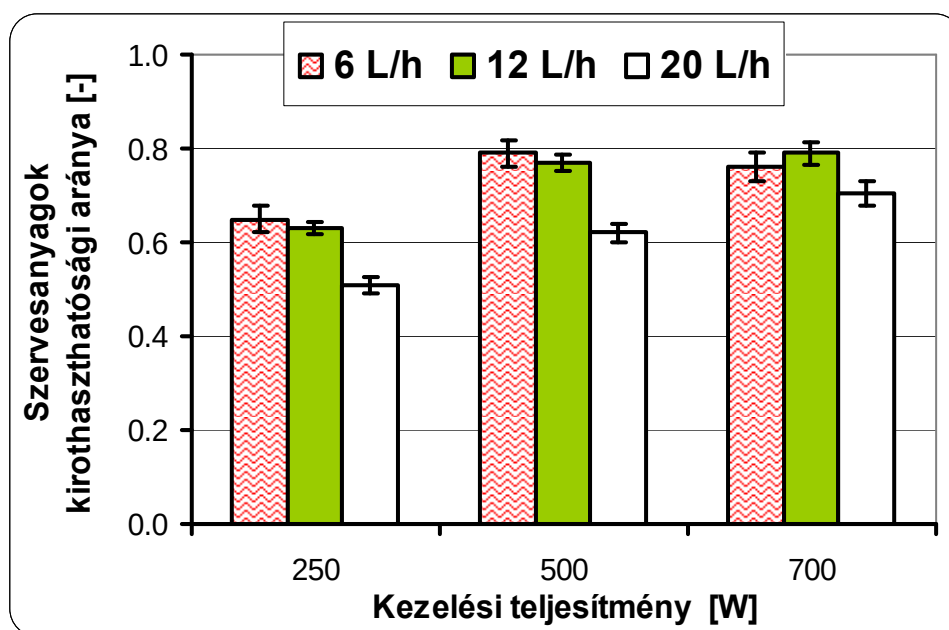
$$Y = \frac{\frac{V_{btog_{kezel}} - V_{btog_{kont}}}{V_{btog_{kont}}}}{\frac{\frac{SCOD_{kezel} - SCOD_{kont}}{TCOD_{kezel} - TCOD_{kont}}}{\frac{SCOD_{kont}}{TCOD_{kont}}}} \quad (16.)$$

A (16.) összefüggéssel számított paraméter megmutatja, hogy a mikrohullámú kezeléseknek a szennyvíz szervesanyagaina gyakorolt hatása következtében megnövekedett mennyiségű vízdoldható szervesanyagok az anaerob mikróbaközösség számára, az adott hőmérséklettartományban és fermentációs technológiában milyen mértékben hasznosíthatóak szubsztrátként. A szerves anyagoknak a termikus kezelések hatására bekövetkező oldhatósági változásaira vonatkozóan a szakirodalomban is találhatunk eredményeket.

Általános tapasztalatként megállapíthatjuk, hogy a termikus kezelések a szervesanyagok oldhatósági mutatóinak javulását okozzák (Park et al, 2010), azonban az oldhatóság mértékének változása a vizsgált anyag összetételétől nagymértékben függ. Az élelmiszeripari szennyvizekre jellemző fő vegyületcsoportok – fehérjék, zsírok és olajok, szénhidrátok - oldhatósága a mikrohullámú előkezelések hatására különböző mértékben változik meg, és a változás arányait a szennyvízben, vagy az iszapban lévő egyéb

komponensek sajátosságai és egyes esetekben ezek egymással való kölcsönhatása is befolyásolja (Appels et al, 2013, Yu et al, 2009).

A kezelések hatására megnövekedett mennyiségű szervesanyagok kirothaszthatóságának változásait tekintve megállapítható, hogy a mikrohullámú kezelések esetében a teljesítmény növelése a szennyvízben lévő nem oldott állapotú szervesanyagok szerkezeti változásai révén, továbbá a nagy molekulájú anyagok hidrolízise következtében javítja a rothaszthatóságot. Azonban a térfogatáram csökkentésével, amely a tartózkodási időt növeli, a legmagasabb vizsgált teljesítményszinten a rothaszthatóságot tekintve már kismértékű csökkenés volt tapasztalható a közepes – 500W - teljesítmény alkalmazásának hatásához képest.



8. ábra: Szervesanyagok kirothaszthatósága

A biogázkitermelés, illetve a biogázképződési sebesség esetében megállapítottakhoz hasonlóan a térfogatáram és a kezelési teljesítmény a szervesanyagok kirothaszthatóságának mértékét egyaránt befolyásolja, azonban mindhárom alkalmazott teljesítményszint esetében látható, hogy a 12L/h és 6 L/h térfogatáramú kezelések kirothaszthatóságra gyakorolt hatása között szignifikáns különbség nem tehető (8. ábra).

Ezek alapján megállapítható, hogy a mikrohullámú előkezeléssel a szervesanyagok feltárása hatékonyan végezhető, a szervesanyagok oldhatósága növelhető és az oldhatóvá tett

szervesanyagok anaerob fermentációban való lebonthatóságát a magasabb teljesítményszint, illetve a hosszabb tartózkodási idő nem rontja.

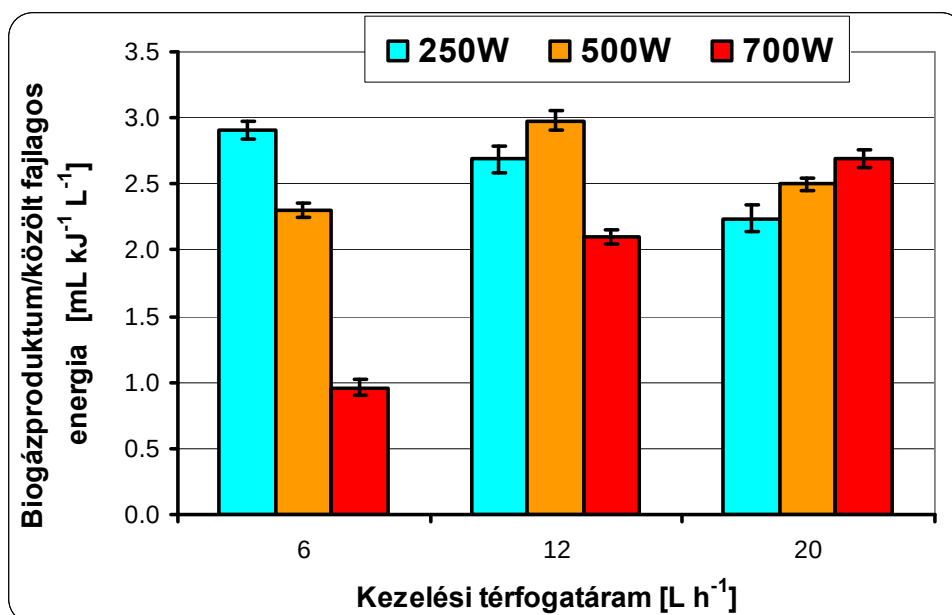
A mikrohullámú eljárás hatékonyságának elemzésekor vizsgálni kell továbbá az eljárás energetikai megtérülését is. Mivel a mikrohullámú kezelést az anaerob fermentációt megelőzően, annak előkezeléseként alkalmaztam, így az energetikai számításoknál a kezelések hatására a kezeletlen mintához képesti biogáznövekményt, illetve a mikrohullámú magnetron teljesítményből és a térfogatáramból a (17.) összefüggéssel számítható fajlagos kezelési energiaszükségletet vettem figyelembe.

$$\frac{\Delta V}{E} = \frac{V_{btog_{kez}} - V_{btog_{kont}}}{\frac{P_{magn}}{Q_v}} \quad (17.)$$

A számított érték megmutatja, hogy a kezelések során egységnyi anyaggal mikrohullámú sugárzással közölt energia hatására mekkora térfogatú biogáz növekményt nyertünk, a kezeletlen szennyvízhez (kontroll) képest.

A mikrohullámú szennyvíz előkezelés energetikai hatékonyságát tekintve a saját mérési és számítási eredményeim alapján megállapítható, hogy az alkalmazott legkisebb térfogatáram – 6 L/h - esetében a mikrohullámú kezelési teljesítmény intenzitásnövelése, a kezelések hatására képződő fajlagos biogázproduktum növekmény és a kezelésekhez felhasznált energia arányának vonatkozásában csökkenti az energiahatékonyságot.

A nagy térfogatáramot -20 L/h – alkalmazó kezeléseknél azonban ezzel ellentétes tendencia figyelhető meg, vagyis a mikrohullámú teljesítmény növelése az energiahatékonyság javulását okozza (9. ábra).



9. ábra: A kezelések hatására képződő biogáztöbbslet és a kezelések során közölt energia aránya

A közepes térfogatáram – 12 L/h – alkalmazása esetén a mikrohullámú teljesítmény 250W-ról 500W-ra növelése az energiahatékonyságot javítja, azonban a teljesítmény további - 700W-ra – növelése már negatív hatású, a kezelések hatására a rothasztás során képződő többslet biogáz térfogat már nem kompenzálja a nagyobb energiaintenzitású kezelések során befektetett többslet energiát, vagyis az energiahatékonyság romlik (9. ábra).

A vizsgált térfogatáram és mikrohullámú kezelési teljesítmény paraméter-párok energetikai szempontú összehasonlítása szempontjából megállapítható, hogy a szennyvíz előkezelésre a 250W-6L/h, illetve a 250W és 500W teljesítmény mellett 12 L/h térfogatáramú kezelések javasolhatóak.

5.2. Dielektromos jellemzők vizsgálata

5.2.1. A szennyvíz dielektromos jellemzőinek meghatározása

A kutatómunkám során a mikrohullámú előkezelési eljárásnak az anaerob fermentáció hatékonyságára gyakorolt hatásainak vizsgálata mellett további célom volt a szennyvíz dielektromos jellemzőinek meghatározása is. A dielektromos jellemzők egyrészt a mikrohullámú hőkeltés hatékonyságát befolyásolják, másrészt ezek változásait, a frekvencia és a hőmérséklet mellett, az anyag szerkezetében, vagy összetételében végbemenő változások is meghatározzák, illetve befolyásolják.

A szakirodalom sokféle anyag és vegyületcsoport esetében leírja a dielektromos jellemzők és ezen belül a dielektromos állandó és a dielektromos veszteségtényező értékét, illetve a meghatározásukra szolgáló becslőegyenleteket. A szennyvíz esetében azonban nem találhatók ilyen széleskörű eredményeket bemutató tanulmányok. Ezért a kísérleti munkám során megmértem a felhasznált szennyvíz dielektromos jellemzőit. A szakirodalmi eredmények alapján a dipólusos vízmolekulák alkotta rendszerben, a dielektromos állandó és a dielektromos veszteségi tényező értéke a hőmérséklet növelésével csökken, apoláris molekulákat tartalmazó rendszerekben a veszteségi tényező hőmérsékletfüggése ezzel ellentétes tendenciával jellemezhető (De los Santos, et al, 2003).

A kísérleteim során először a húsipari szennyvíz dielektromos állandóját (ϵ') és dielektromos veszteségi tényezőjét (ϵ'') határoztam meg 20-80°C hőmérséklettartományban. A szakirodalmi közlemények alapján a szennyvíz esetében, az alacsony szárazanyag tartalom miatt, a vízhez hasonló tendencia volt várható mindkét vizsgált paraméter esetében.

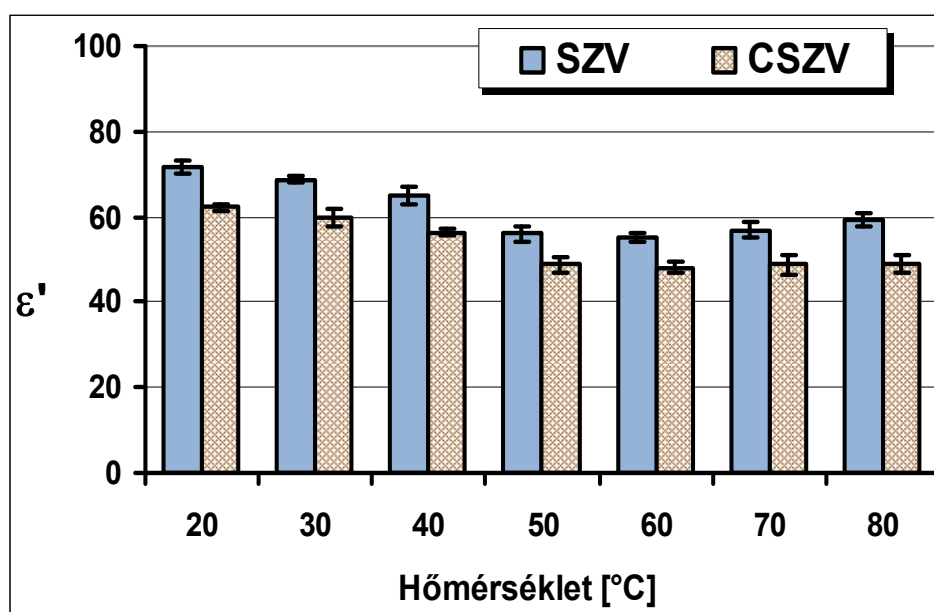
A víz esetében, mind az ϵ' mind az ϵ'' értéke a forrásponti hőmérséklet alatti tartományban a hőmérséklet növekedésével csökken. A húsipari szennyvíz (SZV) dielektromos jellemzőinek mérése során ettől eltérő változást tapasztaltam, mivel egy kritikus hőmérséklet elérése után mindkét dielektromos jellemző növekvő tendenciát mutatott.

Mivel a jelenség hátterében a szennyvízben lévő nem oldott állapotú szennyezőanyag részecskék szerkezeti változásait feltételeztem, amelyet a szennyvíziszapok esetében a szakirodalom már leírt (Bougrier et al, 2007), így a kísérleteimet megismételtem olyan szennyvízzel, amelynek a szárazanyagtartalmát szennyvíziszappal növeltem (CSZV jelölés).

A szárazanyag tartalom növelésével az ϵ' és ϵ'' csökkenése volt várható, azonban magasabb hőmérséklet tartományban a két eltérő szárazanyag tartalmú szennyvíz

dielektromos veszteségi tényezőjének különbsége lecsökkent, 60°C felett szignifikáns különbség már nem volt kimutatható (10. és 11. ábra).

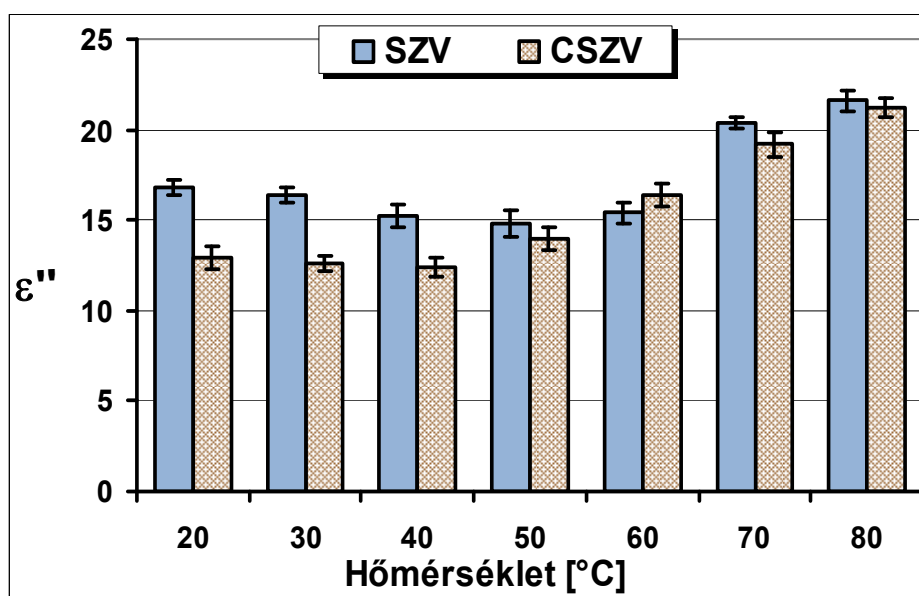
A dielektromos jellemzők viselkedése a szennyvízben lévő szerves szennyezőanyag részecskéknél a termikus hatások következtében való szétesésével, majd egy kritikus hőmérséklet elérésekor a mikrobiális sejtek sejtfalának sérülésével, ezáltal a sejten belüli állomány kiszabadulásával, és a nagymolekulájú komponensek termikus hidrolízisével magyarázható (Cho et al, 2012).



10. ábra: A dielektromos állandó hőmérsékletfüggése

A sejtfalak felszakításához szükséges hőmérsékletérték alatt a dielektromos jellemzők változását elsősorban az iszap eredeti szabad víztartalmának változása határozza meg. Az iszadmátrixot stabilizáló polimerháló sérülésével az azokhoz kötődő víz felszabadul, vagyis a szabad víztartalom aránya növekszik (Jones et al, 2002).

A sejtfalak felnyílásával a sejtnedvvel együtt kiszabaduló ionok miatt (Ahn et al, 2009) az ionos vezetés jelentősége fokozódik, amely a dielektromos veszteségi tényező értékére egyre nagyobb hatást gyakorol, növeli annak értékét (11. ábra).



11. ábra: A dielektromos veszteségi tényező hőmérsékletfüggése

Ezen jelenségek az oldott állapotban lévő, nagyobb mobilitással jellemezhető ionok és poláris vegyületek koncentrációjának növekedését és migrációjuk mértékét fokozzák. Ezek az elektromágneses térben az ionos vezetési és dipólus rotációs mechanizmusok fokozódásához vezetnek, amely az elektromos tér hőfejlesztő képességével összefüggő dielektromos veszteségi tényező értékét növeli.

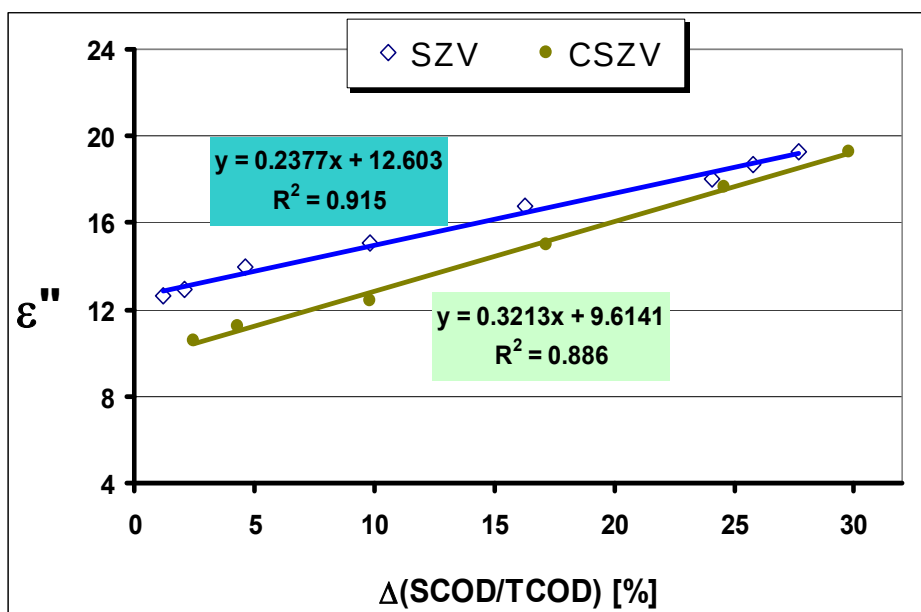
5.2.2. Dielektromos jellemzők és szervesanyag paraméterek összefüggése

A szennyvíz szervesanyag frakciójában végbemenő változások a szervesanyagok oldhatóságának változásával jól nyomon követhetőek voltak. Az oldhatóságot a szennyvízből (TCOD) és a fázisszeparálással nyert vizes felülúszójából mért KOI értékek (SCOD) hányadosával jellemeztem.

A mérési eredményeim alapján megállapítható volt, hogy a mikrohullámmal kezelt szennyvíz esetében a vízdoldható/teljes KOI arány emelkedett, vagyis a szervesanyagok

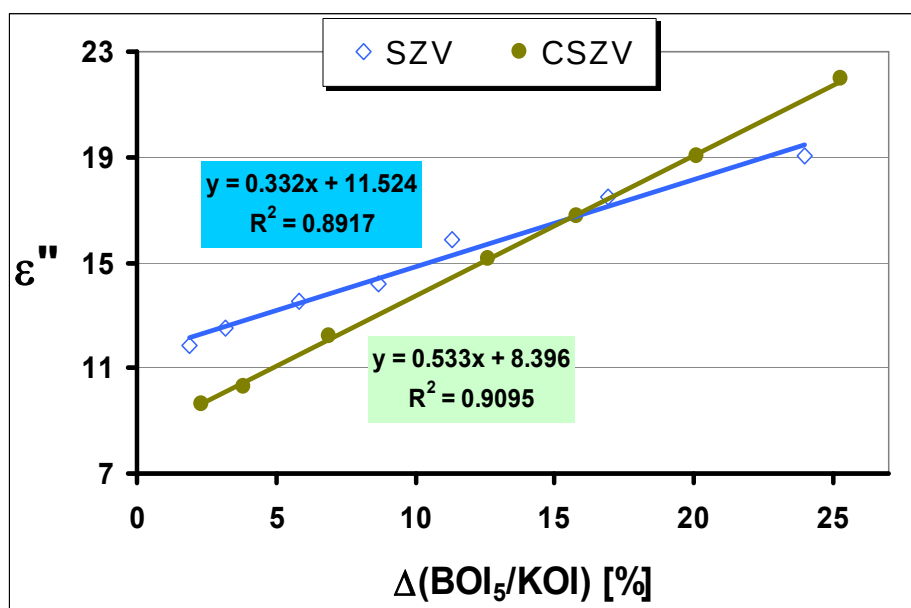
oldhatóságának mértéke növekedett, a szennyvízben esetlegesen szilárd fázist alkotó szervesanyagok egy része is oldhatóvá vált.

A szervesanyag tartalommal korreláló KOI érték változását, valamint a dielektromos jellemzők változási tendenciáit figyelembe véve megállapítható, hogy a vizsgált szennyvíz esetében a dielektromos veszteségi tényező és az oldhatóság változása között szoros kapcsolat volt kimutatható (12. ábra).



12. ábra: A dielektromos veszteségi tényező és a szervesanyagok vízoldhatósági változásának összefüggése

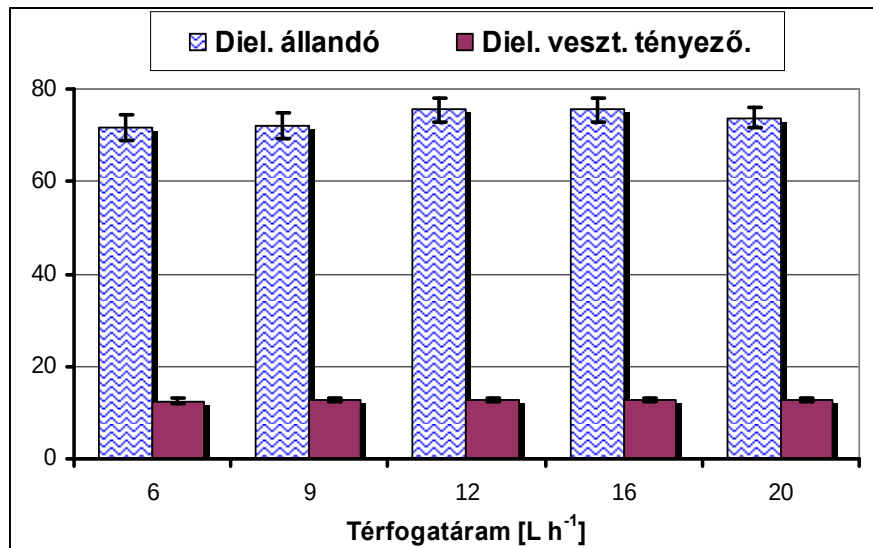
A biológiai lebonthatóság mértékére a BOI paraméter változásával információt kaphatunk. A mikrohullámú kezelések hatására a BOI és a szervesanyag tartalommal korreláló KOI arány növekedett, vagyis a szennyvízben lévő szervesanyagok a kezelések hatására könnyebben hozzáférhetővé váltak az aerob lebontást végző mikroorganizmusok számára. A dielektromos veszteségi tényező értékének változása, a vízoldhatóság esetében tapasztaltakhoz hasonlóan, jól korrelált a BOI/KOI hányados változásával (13. ábra).



13. ábra: A dielektromos veszteségi tényező és a BOI/KOI arány változásának összefüggése

A húspari szennyvízzel végzett vizsgálataim alapján mind a szennyvízben lévő szerves anyagok szerkezeti változásai, mind a biológiai lebonthatóság mértékének változása jól korrelált a dielektromos veszteségi tényező értékének növekedésével. Mindezek alapján a dielektromos paraméterek kezelés közbeni mérésével a lebonthatóságban végbemenő változások már a kezelési folyamat során nyomon követhetőek, kontrollálhatóak, illetve a kezelések hatékonysága előre jelezhető.

A mérések során megvizsgáltam továbbá, hogy a dielektrométer mérőtápvonalán átvezetett szennyvíz térfogatárama befolyásolja-e a mért dielektromos állandó és dielektromos veszteségi tényező értékét. Megállapítható volt, hogy a dielektromos veszteségi tényező értékének térfogatáramtól való függését, az általam használt kísérleti összeállítás és mérési pontosság esetében nem lehetett kimutatni. A dielektromos állandót tekintve látható, hogy annak térfogatáramtól való függése egyértelmű tendenciát nem mutatott (14. ábra).



14. ábra: A térfogatárám és a dielektromos jellemzők kapcsolata
($t=25^{\circ}\text{C}$)

Az áramló fluidumokban mérhető dielektromos jellemzőknek a sebességtől függő kismértékű változása feltehetőleg a mérőtápvonal fala mellett kialakuló határréteg vastagságára vezethető vissza, amelyek az anyagról visszaverődő villamos jelek erősségét befolyásolják.

A részecskéket tartalmazó fluidumokban azok koncentrációja, alakja és felülete, valamint áramlási sebességük a változó frekvenciájú elektromágneses térben az orientációt befolyásolhatják. Ezen mechanizmusok azonban a rendelkezésemre álló mérési módszerekkel nem voltak vizsgálhatóak és igazolhatóak.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

Az élelmiszeriparban keletkező szennyvizek kezelése mennyiségük és magas szervesanyag terhelésük miatt egyre nagyobb hangsúlyt kap az ágazaton belül. A mikrohullámú előkezelések alkalmazása a szennyvíz és a szennyvíziszap kezelésben új módszernek tekinthető. Éppen ezért hatékonyságának és a szennyvíz egyes összetevőire gyakorolt hatásának vizsgálata elengedhetetlen a későbbi elterjedésének elősegítése céljából.

A kutatásom során a szervesanyagok által terhelt húsipari szennyvíz dielektromos jellemzőinek – a dielektromos állandó és a dielektromos veszteségi tényező – mérésével, valamint ezen paraméterek vízdoldhatóságra és biológiai lebonthatóságra gyakorolt hatásainak vizsgálatával foglalkoztam, ezenkívül vizsgáltam, milyen befolyással van az alkalmazott kezelés a biogáz-kihozatalra. Az iszap szervesanyagainak vízdoldhatóságát a teljes iszapmintából, illetve ennek vizes fázisának szeparációja után nyert felülúszójából történő kémiai oxigénigény (KOI) változásával jellemeztem. A biogáz termelődést mezofil hőmérséklettartományú batch rothasztási tesztekkel határoztam meg a zárt rendszerben mérhető nyomásváltozás alapján.

Vizsgálataim eredményeként megállapíthatóvá vált, hogy a mikrohullámú előkezelésekkel a fajlagos biogáz-kihozatal javítható, valamint az anaerob fermentáció üteme felgyorsítható. A rothasztási idő a kontroll mintához képest – a folytonos anyagovábbítású mikrohullámú kezelés során alkalmazott térfogatáram és teljesítmény mértékétől függően - csökkenthetővé vált. Ezenkívül a szakirodalomban leírtakhoz hasonlóan azt tapasztaltam, hogy az előkezeléssel mérséklődött a tényleges biogáz-termelődést megelőző adaptációs és lag-szakasz időigénye.

A kezelt minták 30 napig történő rothasztásával kinyerhető biogáz térfogat a kontroll mintával összevetve nagyobb növekményt eredményezett, valamennyi kezelési érték esetében. A növekmény mértékét a térfogatáram, valamint a kezelés során alkalmazott teljesítmény együttesen befolyásolta. Adott átáramlási térfogatáram beállítás mellett a teljesítmény növelésével a biogázproduktum is növekedett, azonban az is megfigyelhetővé vált, hogy a nagyobb teljesítményszint a térfogatáram csökkenésével egyre kisebb hatást gyakorolt az anaerob lebontási folyamatokra.

A szakirodalomban korábban már megállapították, hogy a mikrohullámú előkezelések pozitívan befolyásolják a szervesanyagok oldhatóságát, ez a javulás azonban függ a kezelt

minta összetételétől. Vizsgálataim eredményei alapján megállapítható, hogy a húsipari szennyvíz mikrohullámokkal való előkezelésével a szervesanyagok hatékonyan feltárhatóak, oldhatóságuk fokozható, valamint az oldhatóvá tett szervesanyagok anaerob fermentációban való lebonthatóságát a magasabb teljesítményszint, illetve a hosszabb tartózkodási idő nem rontja.

Az alkalmazott teljesítményszintek, valamint térfogatáramok paraméter-párokat energetikai szempontból összehasonlítva megállapítható, hogy a szennyvíz mikrohullámú előkezelése a 250W-6L/h, illetve a 250 W és 500W teljesítmény mellett a 12L/h térfogatáramú kezelések javasolhatóak a nagyobb biogázkihozatal elérése céljából.

A kutatómunkám másik célkitűzése a szennyvíz dielektromos jellemzőinek meghatározása volt, ezek ugyanis befolyásolják a mikrohullámú hőkeltés hatékonyságát, az eddigi szakirodalmak azonban nem rendelkeznek átfogó ismeretanyaggal a szennyvizek dielektromos jellemzőinek meghatározását illetően.

A saját méréseim során meghatároztam a húsipari szennyvíz dielektromos állandóját, valamint veszteségi tényezőjét 20-80 °C-os hőmérséklettartományban. A két paraméter között annak alacsony szárazanyagtartalma miatt a vízhez hasonló lefutási tendenciát feltételeztem. A víz esetében mindkét dielektromos jellemző a hőmérséklet növekedésével csökken, azonban az általam vizsgált minta dielektromos értékei egy kritikus hőmérséklet elérése után növekvő tendenciát mutattak.

A méréseimet megismételtem - a szárazanyag növelése céljából hozzáadott - szennyvíziszappal dúsított mintával is. Ebben az esetben a dielektromos állandó, és a veszteségi tényező csökkenése volt várható, azonban 60°C feletti hőmérséklettartományban a két eltérő szárazanyag tartalmú minta veszteségi tényezője között nem volt kimutatható szignifikáns különbség. A dielektromos jellemzők viselkedése a szennyvízben lévő szerves anyagoknak a termikus hatások következtében való szétesésére majd egy kritikus hőmérséklet elérésekor a mikrobiális sejtfalak sérülésére vezethető vissza.

A minta oldhatóságának vizsgálata (vízoldható/teljes KOI arány) alapján megállapítható volt, hogy a kezelt minták esetében a vízoldhatóság mértéke növekedett, vagyis az esetlegesen szilárd fázist alkotó szerves anyagok egy része is oldhatóvá vált. A KOI érték változását, valamint a dielektromos jellemzők változásait figyelembe véve megállapítható, hogy az általam vizsgált húsipari szennyvíz esetében a dielektromos veszteségi tényező és az oldhatóság között szoros kapcsolat volt kimutatható.

A biológiai lebonthatóságot vizsgálva megállapíthatóvá vált, hogy a mikrohullámú kezelések hatására a BOI és a szervesanyag tartalommal korreláló KOI arány növekedett, melyből következik, hogy a szennyvízben lévő szervesanyagok a kezelések hatására könnyebben hozzáférhetővé váltak az anaerob lebontást végző mikroorganizmusok számára. Hasonlóan a vízdoldhatóság esetében tapasztaltakhoz, a dielektromos veszteségi tényező ebben az esetben is jól korrelált a BOI/KOI hányados változásával. Hasonló összefüggés a dielektromos állandó és a vízdoldhatóság, valamint a biológiai lebonthatóság értékei között nem volt megállapítható.

A kutatási eredményeim alapján a dielektromos paraméterek kezelés közbeni mérésével a lebonthatóságban végbemenő változások már a kezelési folyamat során nyomon követhetőek, kontrollálhatóak, valamint előre jelezhető a kezelések hatékonysága.

IRODALOMJEGYZÉK

- [1] Ahn J.H., Shin S.G., Hwang S. (2009). Effect of microwave irradiation on the disintegration and acidogenesis of municipal secondary sludge, *Chemical Engineering Journal* 153, 145-150.
- [2] Almássy Gy. (1964): *Mikrohullámú mérőműszerek és mérések*, Műszaki Könyvkiadó, Budapest 380.
- [3] Appels L., Baeyens J., Degréve J., Dewil R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge, *Progress in Energy and Combustion Science* 34;755-81.
- [4] Appels L., Houtmeyers S., Dereve J., Impe J., Dewil R.(2013). Influence of microwave pre-treatment on sludge solubilization and pilot scale semi-continuous anaerobic digestion, *Bioresource Technology* 128, 598-603.
- [5] Barótfi I. (2000): *Környezettechnika*, Mezőgazda Kiadó, Budapest, 981p
- [6] Beneduci A.(2008). Which is the effective time-scale of the fast Debye relaxation process in water, *Journal of molecular liquids* 138(1-3), 55-60.
- [7] Bougrier C., Delgenes J.P., Carrere H. (2007). Impacts of thermal pretreatments on the semi-continuous anaerobic digestion of waste activated sludge, *Biochemical Engineering Journal*, 34(1) 20-27.
- [8] Cao Y., Pawlowski A. (2012). Sewage sludge-to-energy approaches based on anaerobic digestion and pyrolysis: brief overview and energy efficiency assessment, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*; 16; 1657-65.
- [9] Chang C.J., Tyagi V.K., Lo S.L. (2011). Effects of microwave and alkali induced pretreatment on sludge solubilization and subsequent aerobic digestion, *Bioresource Technology* 102,7633-7640.
- [10] Cho S.K., Shin H.S., Kim D.H. (2012). Waste activated sludge hydrolysis during ultrasonication: two-step disintegration, *Bioresource Technology* 44, 480-483.
- [11] Degremont (1979). Manual técnico del agua. *Bilbao: Artes Graficas Grijelmo*
- [12] De los Santos J., Garsia D., Eiras J.A. (2003). Dielectric characterization of materials at microwave frequency range, *Materials Research* 6, 742-746.
- [13] Demirbas M.F., Balat M., Balat H. (2011). Biowastes-to-biofuels, *Energy Conversion and Management*;52:1815-28.
- [14] Deublein D., Steinhauser A.(2008). Biogas from waste and renewable resources. *Weinheim, Germany: Wiley-VCH*.
- [15] Eskicioglu C., Kennedy K.J., Droste R.I.(2007). Performance of anaerobic waste activated sludge digesters after microwave pretreatment, *Water Environ. Res.* 79 (2007) 2265-2273.
- [16] Eskicioglu C, Prorot A, Marin J, Droste RI, Kennedy KJ.(2008). Synergetic pretreatment of sewage sludge by microwave irradiation in presence of H₂O₂ for enhanced anaerobic digestion. *Water Research*;42:4674-82.

- [17] Eskicioglu C., Kennedy K.J., Droste R. I.(2008). Initial examination of microwave pretreatment on primary, secondary and mixed sludges before and after anaerobic digestion, *Water Sci, Technol*, 57 311-317.
- [18] Fonts I., Azura M., Gea G., Murillo M.B.(2009). Study of the pyrolysis liquids obtained from different sewage sludge, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*; 85:184-91.
- [19] Géczi Gábor (2003): Szemestermények dielektromos jellemzői, *PhD értekezés, Szent István Egyetem*
- [20] Göllei Attila (2011.) Veszteséges közeggel kitöltött mikrohullámú tápvonalak energetikai és hőmérsékleti viszonyainak vizsgálata és gyakorlati alkalmazásai, *PhD értekezés, Veszprémi Egyetem*
- [21] Hong S.M., Park J.K., Lee Y.O.(2004). Mechanisms of microwave irradiation involved in the destruction of fecal coliforms from biosolids, *Water Res.* 38 1615-1625.
- [22] Hsieh C.H., Lo S., Hu C.Y., Shih K., Kuan W.H., Chen C.I.(2008). Thermal detoxification of hazardous metal sludge by applied electromagnetic energy. *Chemosphere*;71(9);1693-700.
- [23] Imre L. (1974): *Szárítási Kézikönyv*, Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 1122 p.
- [24] Jones D.A., Lelyveld T.P., Mavrofidis S.D., Kingman S.W., Miles N.J. (2002). Microwave heating applications in environmental engineering-a review, *Resources, Conservation and Recycling*. 34, 75-90.
- [25] Kuglarz M., Karakashev D., Angelidaki I. (2013). Microwave and thermal pretreatment as methods for increasing the biogas potential of secondary sludge, *Bioresource Technology* 134, 290-297.
- [26] Liu Y. Tay J.H. (2001). Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process, *Biotechnology Advances*, 19(2):97-107.
- [27] Massanet-Nicolau J., Guwy A., Dinsdale R., Premier G., Esteves S. (2010). Production of hydrogen from sewage biosolids in a continuously fed bioreactor: effect of hydraulic retention time and sparging, *International Journal of Hydrogen Energy* ;35:469-78.
- [28] Mudhoo A., Moorateeah P., Mohee R. (2012). Effects of microwave heating on biogas production, chemical oxygen demand and volatile solids solubilization of food residues, *World Academy of Science, Engineering and Technology* 69, 805-810.
- [29] Neyens E., Baeyens J. (2003). A review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewaterability. *J. Hazard. Mater.* 98 51-67.
- [30] Orhon D., Artan N. (1997) Modelling of activated sludge systems. *Lancaster, PA: Technomic Publishing Co., Inc*;39-110 [chapter 2]
- [31] Park W.J., Ahn J.H., Hwang S, Lee C.K. (2010). Effect of output power, target temperature, and solid concentration on the solubilization of waste-ctivated sludge using microwave irradiation, *Biorecourse Technology* 101, 13-16.
- [32] Perez Cid B., Fernandez Albores A., Fernandez Gomez E., Falque Lopez E. (2001). Use of microwave single extractions for metal fractionation in sewage sludge samples, *Analytica Chimica Acta*; 431;209-18.
- [33] Rani R. U., Kumar S.A., Kaliappan S., Yeom I.T., Banu J. R.(2013). Impacts of microwave pretreatments on the semi-continuous anaerobic digestion of dairy waste activated sludge, *Waste Management*; 1119-1127.

- [34] Salter S. (2006). Treating waste as a resource, *inspiration from Sweden*; 39 pp.
<http://www.caw114.bc.ca/sewage/Treating%20Waste%20as%20a%20Resource-%20November%202006.pdf>
- [35] Schulz H., Eder B. (2009): *A biogázgyártás*. CSER Kiadó Budapest, 290 p
- [36] Shahriari H., Warith M., Kennedy K.J. (2011). Effect of microwave temperature, intensity and moisture content on solubilization of organic fraction of municipal solid waste, *International Journal of Environmental Technology and Management*, 14(1-4), 67-83.
- [37] Singh N.R. (2011). Biofuels. In: Speight James G, editor. The biofuels handbook. RSC energy series no. 5, *Royal Society of Chemistry*; p. 160-98 [chapter 5].
- [38] Sólyom K., Mato R.B., Pérez-Elvira S.I., Cocero M.J. (2011). The influence of the energy absorbed from microwave pretreatment on biogas production from secondary wastewater sludge, *Bioresource Technology*. 102,10849-10854.
- [39] Speece R.E. (1996). Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters. *Archae Press*, Tennessee.
- [40] Tanaka S., Kobayashi T., Kanmiyama K., Bildan M.L.N.S. (1997). Effects of thermochemical pretreatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge, *Water Sci. Technol.* 35; 209-215.
- [41] Tang B., Yu I., Huang S., Luo J., Zhuo Y. (2010). Energy efficiency of pre-treating excess sewage sludge with MW irradiation, *Bioresource Technology*; 101:5092-7.
- [42] Tchobanoglous G., Barton F., Stensel H. (2003). Wastewater engineering treatment and reuse. *4th ed New York: Metcalfe and Eddy Inc.*
- [43] Thungklin P., Reungsang A., Sittijunda S.(2011). Hydrogen production from sludge of poultry slaughterhouse wastewater treatment plant pretreated with microwave, *International Journal of Hydrogen Energy* ;36(14):8751-7.
- [44] Tian Y., Zuo W., Ren Z., Chen D. (2011). Estimation of a novel method to produce bio-oil from sewage sludge by microwave pyrolysis with the consideration of efficiency and safety, *Bioresource Technology*; 102:2053-61.
- [45] Tiehm A., Nickel K., Zellhorn M., Neis U. (2001). Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization, *Water Res.* 35; 2003-2009.
- [46] Tyagi V.K., Lo S.L. (2011). Application of physico-chemical pretreatment methods to enhance the sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: an up to date review, *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*; 10:215-42.
- [47] Tyagi, V.K., Lo S.L. (2013). Sludge: A waste or renewable source for energy and resources recovery?, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 25; 708-728.
- [48] Weemaes M., Verstraete W. (1998). Evaluation of current wet sludge disintegration techniques, *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 73; 83-92.
- [49] Weemaes M., Grootaerd H., Simoens F., Verstraete W. (2000). Anaerobic digestion of ozonized diosolids, *Water Res.* 34; 2330-2336.
- [50]http://hu.wikipedia.org/wiki/Elektrom%C3%A1gneses_sug%C3%A1rz%C3%A1s
(2014.10.12.)

- [51] Woo I.S., Rhee I., Park H.D. (2000). Differential damage in bacterial cells by microwave radiation on the basis of cell wall structure, *Appl. Environ. Microb.* 66; 2243-2247.
- [52] Woods N.C., Sock S.M., Daigger G.T. (1999). Phosphorus recovery technology modelling and feasibility evaluation for municipal wastewater treatment plants, *Environmental Technology* 20;663-79.
- [53] Yu Q., Lei H., Yu G., Feng X., Li Z., Wu Z. (2009). Influence of microwave irradiation on sludge dewaterability, *Chemical Engineering Journal*;155:88-93.
- [54] Yu Q., Lei H.Y., Li Z., Li H.L., Chen K., Zhang X.H. (2010). Physical and chemical properties of waste-activated sludge after microwave treatment, *Water Research*; 44:2841-9.
- [55] Zheng J., Kennedy K.J., Eskicioglu C. (2009). Effect of low temperature microwave pretreatment on characteristic and mesophilic digestion of primary sludge, *Environmental Technology* 30(4), 319-327.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton is szeretném megköszönni témavezetőim, Prof. Dr. Keszthelyi-Szabó Gábor és Beszédes Sándor munkáját, akik a dolgozatommal kapcsolatban hasznos ötletekkel, építő jellegű kritikákkal, jó tanácsokkal láttak el. Szakértelmükkel, valamint hasznos magyarázataikkal és a konzultációk során biztosított odafigyelésükkel nagy segítséget nyújtottak a dolgozatom elkészülésében.

Külön köszönet illeti Lemmer Balázst, aki a méréseim során nyújtott segítséget.

Hálával tartozom továbbá mindazoknak, akik lehetővé tették, hogy eljuthattam ideáig, köszönöm a szüleim és a barátaim türelmét, támogatását.

A kutatómunkám az OKTA K105021. számú kutatási projekt támogatásának keretében valósulhatott meg. Jelen eredmények megjelenését „Zöld Energia Felsőoktatási Együttműködés (ZENFE)” című, TÁMOP-4.1.1.C-12/1/KONV-2012-0012 azonosítószámú projekt támogatja. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.