



SZEGEDI TUDOMÁNYEGYETEM
UNIVERSITAS SCIENTIARUM SZEGEDIENSIS
MÉRNÖKI KAR

***HÚSIPARI SZENNYVÍZISZAPOK ANAEROB
FERMENTÁCIÓJÁNAK INTENZIFIKÁLÁSA ÉS
MONITOROZÁSA***

***INTENSIFICATION AND MONITORING OF THE
ANAEROBIC FERMENTATION OF WASTEWATER SLUDGE
FROM THE MEAT INDUSTRY***

TUDOMÁNYOS DIÁKKÖRI DOLGOZAT

Sánta Zsófia Gréta

biomérnök BSc

hallgató

Témavezetők:

Dr. Lemmer Balázs

Főiskolai docens

Jákói Zoltán Péter

Tanársegéd

SZEGED

2024.

Tartalomjegyzék

1	BEVEZETÉS	3
2	IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	5
2.1	SZENNYVIZEK ÉS TULAJDONSÁGAIK.....	5
2.1.1	<i>A húsipari szennyvíz</i>	<i>6</i>
2.1.2	<i>Szennyvíztisztítás</i>	<i>7</i>
2.2	SZENNYVÍZISZAPOK	8
2.2.1	<i>Szennyvíziszapok összetétele és tulajdonságai</i>	<i>9</i>
2.2.2	<i>Szennyvíziszapok kezelése és elhelyezése</i>	<i>12</i>
2.3	ANAEROB FERMENTÁCIÓ.....	14
2.3.1	<i>A mikrobiális növekedés fázisai</i>	<i>15</i>
2.3.2	<i>Szennyvíziszapok anaerob fermentációjának kihívásai.....</i>	<i>16</i>
2.4	ELŐKEZELÉSI MÓDSZEREK	17
2.4.1	<i>Fizikai és mechanikai előkezelési módszerek.....</i>	<i>17</i>
2.4.2	<i>Kémiai előkezelési módszerek</i>	<i>18</i>
2.4.3	<i>Termikus előkezelés.....</i>	<i>20</i>
2.4.4	<i>Biológiai előkezelés.....</i>	<i>21</i>
2.4.5	<i>Mikrohullámú előkezelés</i>	<i>21</i>
2.5	NANORÉSZECSKÉK	23
2.6	DIELEKTROMOS TULAJDONSÁGOK	24
3	ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK	27
4	EREDMÉNYEK ÉS KIÉRTÉKELÉSÜK.....	30
4.1	BIOGÁZ HOZAM VIZSGÁLATA	30
4.2	A BIOGÁZ MINŐSÉG VIZSGÁLATA	33
4.3	DIELEKTROMOS TULAJDONSÁGOK VIZSGÁLATA.....	34
5	ÖSSZEFOGLALÁS	37
6	IRODALOMJEGYZÉK	39
7	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	45

1 BEVEZETÉS

Az elmúlt évszázadban a rohamosan növekvő ipari termelés és a Föld népességének ugrásszerű növekedése miatt az emberiség két jelentős problémával néz szembe: a hulladékok felhalmozódása és a kimerülőfélben lévő nem megújuló energiaforrások. Más típusú hulladékokhoz hasonlóan jelentősen megnőtt az emberi tevékenység által termelt szennyvíz mennyisége is. A szennyvíztisztítási folyamatok során legnagyobb mennyiségben keletkező hulladék a szennyvíziszap. A szennyvíziszap a szennyvíz víztelenítése során keletkező, visszamaradó, magas szilárdanyag-tartalmú, viszkózus folyadék. Európában átlagosan naponta fejenként 90g szárazanyagnak megfelelő mennyiségű szennyvíziszapot termelünk. Figyelembe véve, hogy a szennyvíziszap szárazanyag-tartalma átlagosan 0,25% és 12% között változik, a legkedvezőbb becslések szerint is Európa szennyvízkezelési infrastruktúrájának naponta több mint nyolcszáz tonna szennyvíziszap feldolgozását kell megoldania (Fytili et al., 2008).

Ez az extrém mennyiségű szennyvíziszap elkerülhetetlenné teszi a minél hatékonyabb iszapfeldolgozási és hasznosítási módszerek kifejlesztését. Az egyik ilyen modern feldolgozási módszer során a szennyvíziszapot biogáz termelés alapanyagaként használják fel. Ennek a módszernek hatalmas előnye, hogy nem csak energiatermelésre alkalmas biogázt kapunk végtermékkül, hanem a fermentáció után visszamaradt anyag felhasználható talajjavításra és a folyamat során elpusztulnak azok a patogén mikróbák is, amik az eredeti szennyvízben jelen voltak. Így egy biztonságosabb és könnyebben kezelhető vagy hasznosítható anyagot is nyerünk a biogáz mellett.

Munkám céljaul az anaerob fermentáció intenzifikálási lehetőségeinek és dielektromos mérésekkel való monitorozhatóságának vizsgálatát tűztem ki. A húsipari szennyvíziszapok fermentációja előtt célszerű előkezelésekkel javítani a szubsztrát lebonthatóságát. Számos különböző szennyvíziszap előkezelési módszert fejlesztettek ki és vizsgáltak már. Anaerob fermentáció előtt a szubsztrát lebonthatósági tulajdonságainak javítására használhatunk mechanikai és fizikai nyíróerőket, vegyszereket, hőközlést és biológia folyamatokat is.

A mikrohullámú hőkezelés egyre elterjedtebb és átfogóbban kutatott alternatívája a hagyományos energiaközlési módszereknek. Azonban szelektív felmelegítő képessége problémát okoz, amikor olyan komplex rendszereknél használjuk, mint a szennyvíziszap. Az inhomogén felmelegítési profilja miatt a mikrohullámú hőkezelés során gyakran alakulnak ki eltérő hőmérsékletű területek (Chemat et al., 1998).

Kutatásom során a magnetit-nanorészecskék jelenlétében történő mikrohullámú előkezelésének hatását szeretném vizsgálni az anaerob fermentáció során keletkező biogáz mennyiségére és metántartalmára. A magnetit-nanorészecskék szerepe a kialakuló hőmérsékleti

inhomogenitások mérséklése. Vizsgálni tervezem a különböző kezelési idők, illetve a különböző teljesítmények hatását a biogázhozamra, hogy eredményeim alapján megtalálhassam az optimális előkezelési paramétereket. A gázhozamot nyomásméréssel, a gázminőséget, vagyis a biogáz metán-széndioxid arányát gázkromatográfiás mérésekkel tervezem meghatározni.

Az emésztési folyamat során a fermentáció megfelelő lefolyásának folyamatos felülvizsgálata és az éppen lejátszódó folyamatok feltérképezése kiemelten hangsúlyos szerepet tölt be a lebontás sikerességnek elérése érdekében. Ehhez a fermentációs közeg dielektromos tulajdonságainak, különösen a dielektromos állandó mérését szeretném alkalmazni a fermentáció különböző szakaszai során. Majd, vizsgálom a dielektromos tulajdonságok megváltozása és a fermentáció előrehaladása közötti függvénykapcsolatot. Remélem, hogy az eredményeim irányt mutatnak majd a jelenlegi fermentációs szennyvízkezelési technológia fejlesztéséhez.

2 IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1 Szennyvizek és tulajdonságaik

A tiszta víz elengedhetetlen az emberi élet fenntartásához, a fenntartható gazdasági fejlődés eléréséhez és az ökoszisztéma egészségének megőrzéséhez. Számos alapvető emberi tevékenység, mint a növénytermesztés, állattenyésztés, energiatermelés, a különböző termékek gyártása vagy akár a mindennapi háztartási teendők, mind megfelelő minőségű és mennyiségű vizet igényelnek. Maga a víz azonban a felhasználás során szennyeződik. Az emberi tevékenység miatt elszennyeződött vizet szennyvíznek nevezzük (Mateo-Sagasta, et al., 2015).

Ez a hulladék számos olyan komponenst tartalmaz, amelyek veszélyt jelenthetnek a környezet épségére, illetve az emberi egészségre, ezért megfelelő kezelése elengedhetetlen. A szennyvizekben számos kórokozó található, mint például baktériumok, egysejtűek, vírusok és különböző férgek petéi. Ezek az emberi és állati betegségeket okozhatnak. Számos szennyvíz mérgező anyagok mellett nagy mennyiségben tartalmaz különböző biológiailag lebomló szerves anyagokat és növényi tápanyagokat, például nitrogén és foszforvegyületeket, amelyek élővízbe jutva eutrofizációhoz, vagyis az elsődleges termelő szervezetek elszaporodásához vezethetnek. Emellett gyakran tartalmaznak detergenseket, peszticideket, zsírokat, olajokat, színezékeket, oldószereket, fenol-származékokat, fémeket, savakat és lúgokat. Ezeknek mérgező és korróziós hatása lehet és gyakran bioakkumulatívok, vagyis felhalmozódnak az élőlények szöveteiben, mivel nehezen kiválaszthatóak. A szennyvizek és a hűtővizek közvetett módon is jelenthetnek veszélyt az élővilágra a termikus szennyezés következtében. Emiatt a szennyező anyagokat nem, vagy csak kis koncentrációban tartalmazó víz természetes vizekbe eresztése is káros lehet a vízi élővilágra, ha az megváltoztatja az élőhely hőmérsékletét és ezzel a növény- és állatvilág életkörülményeit (Henze, 2002; Manuel, 2014).

A szennyvizeket elsősorban eredetük alapján szokták csoportosítani, így megkülönböztetünk lakossági, ipari és mezőgazdasági szennyvizet. Lakossági szennyvíznek nevezzük azt a vizet, melyet a népesség a háztartási tevékenységek során szennyez el. Ezt a típust tovább bonthatjuk úgynevezett fekete és szürke szennyvízre. A fekete szennyvíz leggyakoribb szennyezői a belsárból és vizeletből származó szerves anyagok, egészségügyi papír és takarításhoz használt tisztítószeres és gyógyszerek maradványai. Szürke szennyvíznek nevezzük azt a szennyvizet, ami a konyhából, a mosógépekből és a zuhanyzókából, vagyis a toaletten kívül minden más háztartási forrásból származik. Ebben gyakran találunk tisztítószer- és kozmetikum-maradékokat és ételmaradékokból származó szerves anyagokat.

A mezőgazdasági szennyvíz az állattartás és növénytermesztés során keletkező szennyvíz, melyek a szerves anyagok mellett gyakran tartalmaznak növényvédőszereket illetve műtrágyát. Ipari szennyvíz számos különböző iparág üzeméből (pl.: cukorfinomítók, vegyszergyárak, kohászatok, tejipari üzemek) származhat, ennek következtében a benne található szennyezők minősége illetve koncentrációja igen változatos lehet és mindig az adott szennyvíz konkrét eredetétől függ (El Bakraoui, et al., 2022).

2.1.1 A húsipari szennyvíz

Az elmúlt évszázadban a globális hústermelés gyors ütemben növekedett, egészen 2015-ig. Azóta stagnáló tendenciát mutat, de a Gazdasági Együttműködési és Fejlesztési Szervezet (OECD) becslései szerint további 366 Mt-val fog nőni a hústermelés 2029-ig (Phillip, et al., 2021). A hústermelés és a húsfogyasztás egyre gyakrabban tárgyalt és sokszor vitákat szülő téma, mind a tudományos, mind a hétköznapi diskurzusban. Egyrészt a húsipar globális szinten számos, főleg alacsonyan iskolázott ember számára biztosít megélhetést és a hústermékek vitathatatlanul gazdagok értékes tápanyagokban ezzel pedig segítenek a tápanyaghiányos állapotok leküzdésében. Emellett, ha hulladékkezelési szempontból vizsgáljuk a haszonállatok takarmányozása kiváló módja a mezőgazdaság által termelt emberi fogyasztásra alkalmatlan növényi részek hasznosításának. Mások szerint a húsipar ökológiai lábnyoma nagyobb, mint a növényi alapú élelmiszerek előállításának iparágaié, és úgy tartják, hogy a hús előállítása jelentősen több üvegházhatású gáz kibocsátásával és vízfelhasználással jár. A környezetvédelmi aggályok ellenére a húsfogyasztás (főleg a sertés és a szárnyashús fogyasztása) a világ összes régiójában növekszik. A húsfogyasztás növekedéséhez két fő tényező járul hozzá: egyrészt a népességnövekedés, amely több potenciális fogyasztót eredményez, másrészt az átlagos életszínvonal emelkedése, amely lehetővé teszi, hogy egyre szélesebb társadalmi rétegek fogyasszanak egyre gyakrabban húst (Parlasca et al., 2022).

A húsipar magába foglalja a tenyésztett állatok fajnak megfelelő technikával és eszközökkel történő leölését, a hentesmunkát, illetve a kész húskészítmények gyártását, valamint az ehetetlen maradványok hasznos melléktermékekké, például kozmetikai alapanyagokká vagy állateledelekké történő feldolgozását. A húsfeldolgozó ipar a legnagyobb vízfelhasználó az összes élelmiszer-feldolgozó iparág közül, az élelmiszeripar által felhasznált összes víz 24%-át a húsipar használja fel, amelyet az italgyártó ipar követ 13%-os részesedéssel, majd a tejipar következik 12%-kal (Phillip, et al., 2021).

Az előzőekből látható, hogy a húsipar nagy mennyiségben igényel ivóvíz minőségű vizet és a konkrét üzemtől, az alkalmazott technológiától és az üzemi vízgazdálkodás hatékonyságáról függően a felhasznált víz nagy hányada szennyvízként jelenik meg. Ezek a

húsipari szennyvizek általában jelentős mennyiségű szennyező anyaggal terheltek. A leggyakoribb és legnagyobb mennyiségben jelenlévő szennyezők a vér, zsír, csontszilánkok, húsdarabok, szőr, toll, bélsár, illetve a hús feldolgozása során vízbe kerülő pácsók és a szigorú higiéniai követelményeket kielégítő fertőtlenítés és takarítás során felhasznált vegyszerek. Mivel a szennyvíz gyakran jelentős mennyiségű fehérjét tartalmaz, könnyen rothad, és kellemetlen szagokat áraszt. A fő szennyezők mellett gyakran további kockázatot jelentenek az állatok testfelületéről illetve bélrendszeréből szennyvízbe jutó potenciálisan veszélyes mikrobák. A húsipari szennyvizek nagy mennyiségű lebegő szilárd anyagot tartalmaznak és nagy a biológia oxigénigényük illetve a kémiai oxigénigényük. Ebből következik, hogy tisztításuk során nagy mennyiségű szennyvíziszap keletkezik, melynek kezelése kiemelten nehéz a szennyezők nagy mennyisége és a mikrobák jelenléte miatt (Cserhalmi, 1998).

2.1.2 Szennyvíztisztítás

A szennyvíztisztítás elengedhetetlen az élővilág védelme, illetve a Föld vízkészletének megóvása szempontjából. A szennyvízkezelés célja a szennyvíz szennyezőanyag-tartalmának és patogén mikróbaszámának csökkentése, hogy a víz újrafelhasználása illetve élővizekbe való visszavezetése veszélytelenül megtörténhessen. A szennyvíztisztító telepek célja tehát a nyers szennyvíz elfogadható minőségű kifolyó vízzé alakítása több lépésen keresztül, illetve az tisztítási folyamat során eltávolított szilárd anyagok megfelelő módon történő ártalmatlanítása.

A szennyvíztisztítás első lépése a mechanikai tisztítás, mely során a nagyméretű lebegni, illetve ülepedni képes részecskék eltávolítása a cél. Módszerei leggyakrabban a szűrés illetve a gravitációs ülepedés, vagyis mechanikai módszerek, bár olykor különböző vegyszerekkel is intenzifikálják az ülepedést. A vizet először úgynevezett szűrőrácsokon engedik át, melyek egymástól centiméteres távolságban lévő acélrudakból állnak és feladatuk a nagyméretű, berendezéseket potenciálisan károsító, szilárd szennyezők eltávolítása. Ezután a szennyvizet egy darálón vezetik át, ami a közepes méretű szilárd anyagokat kisebb (0,3 cm átmérőjű) darabokra aprítja, hogy könnyebben kezelhetővé és továbbíthatóvá váljanak a következő tisztítási lépések során. Ezután az ülepitési lépés következik, melyhez az ülepitő kamrában annyira lelassítják az áramlást, hogy adott részecskék leülepedjenek. Ezzel a módszerrel a homok és az apró kavicsok nagyon jól elválaszthatók, hiszen átlagosan 2,5-ször nagyobb a sűrűségük, mint a szerves anyagoknak, ennek köszönhetően sokkal gyorsabban ülepednek. Ez az oka annak, hogy már a homok-ülepitőben leválnak, míg a szerves anyagok tovább haladnak és csak az előülepitő medencében ülepednek ki. Az itt leváló szerves anyagok képzik az elsődleges szennyvíziszapot. Az elsődleges tisztítás megközelítőleg 50-60%-al csökkenti a

szennyvízben lévő szilárd szennyezők mennyiségét, illetve 20-30%-al csökkenti a szennyvíz biológiai oxigénigényét (Ruth Weiner, Robin Matthews, 2003).

A másodlagos tisztítást gyakran biológiai tisztításnak is nevezik, hiszen ebben a lépésben mikroorganizmusok segítségével végzik el a szennyvízben oldott formában előforduló (tehát az első fázisban mechanikai módszerekkel nem eltávolítható) szerves szennyezőanyagok eltávolítását. A mikrobák elfogyasztják a szerves szennyezőanyagokat és víz illetve széndioxid-termelés mellett energiát nyernek belőlük. Ezt az energiát elsősorban a szaporodásukra használják fel. Ebben a fázisban a szén-tartalmú szennyezők nagy része elválik a vízfázistól, és stabil, alacsony-energiaszintű molekulák, illetve elpusztult mikroorganizmusok formájában leülepszik a másodlagos ülepítő tartály aljára. Az így keletkező másodlagos szennyvíziszapot használhatjuk fel biogáz termelésére szubsztrátként (Kesari, et al., 2021).

A harmadik fázis lényege a már organikus anyagoktól megtisztított víz további tisztítási lépéseknek való alávetése, melynek segítségével a biológiai tisztítás során létrejött ionok, a szennyvízben még megtalálható kémiai vegyületek és fémek eltávolítása, illetve a kifolyóvíz pH-jának beállítása történik meg. Gyakran használt technikák például a desztilláció, kristályosítás, extrakció, ioncsere, ultraibolyafénykezelés, ultrahangos kezelés, a mikro- és nanoszűrés, illetve ezek kombinációi (Kesari, et al., 2021; Gupta, et al., 2012).

2.2 Szennyvíziszapok

A szennyvíztől szennyvíztisztítás során vízfázistól elválló magas szárazanyag-tartalmú sűrű fázist nevezzük szennyvíziszapnak, ez a szennyvíztisztítás legnagyobb mennyiségben keletkező hulladéka. A tisztítás során elválasztott iszapok mennyisége a korszerű szennyvíztisztító telepek esetében a szennyvíz térfogatának 0,5-1,0 %-a (Kocsis, 2005). A keletkező szennyvíziszap mennyiség évről-évre növekszik. Ennek egyik oka az, hogy ipari fejlődés és népességnövekedés miatt a termelt szennyvíz mennyisége is növekszik. Másik oka pedig a biológiai szennyvízkezelés hatékonyságának növekedése, melynek köszönhetően nagyobb mennyiségű szennyező anyagot vagyunk képesek a szennyvizekből eltávolítani.

A hagyományos szennyvíztisztítás során a folyamat két pontján történik a szennyvíziszap leválasztás: az előülepítőben a primer iszap válik le, a másodlagos ülepítőben pedig a szekunder iszap. Az primer iszap víztartalma igen magas (közel 96%). Nagymennyiségben tartalmaz biológiailag nem lebomló, de könnyen ülepíthető anyagokat, mint például téglá-, üveg-, fém-, műanyag- és kavicsdarabok (Gupta, et al., 2008).

A szekunder szennyvíziszapot elsősorban elpusztult mikroorganizmusok, le nem bomlott szerves anyagok és víz alkotja. Az elsődleges és a másodlagos szennyvíziszap is a nem-

Newtoni folyadékok közé tartozik. Míg az elsődleges iszap nyírásra vékonyodó jellegű, a másodlagos iszap nyírásra sűrűsödő viselkedést mutat (Bhattacharya, 1981).

A szennyvizekben megtalálható toxinok, nehézfémek, növényvédőszeres és gyógyszermaradványok a szennyvíziszapokban feldúsulnak. Ezért, az iszap kezelése a szennyvíztisztítás egyik kiemelten fontos eleme, hiszen ezen szennyezők és a szennyvíziszapokban megtalálható patogén baktériumok potenciális veszélyforrást jelentenek mind az élő szervezetekre, mind pedig a környezetre. Ez a művelet azonban az egyik legnehezebb és legköltségesebb része a szennyvízkezelésnek: gyakran a tökeköltségek 30–40%-át és az üzemeltetési költségek 50%-át teszi ki a szennyvíztelepeken (Ruffino, et al., 2015).

2.2.1 Szennyvíziszapok összetétele és tulajdonságai

A szennyvíziszapok tulajdonságai és összetétele igen heterogén, ezért nagyon nehéz általános összetételről beszélni. A szennyvíziszapok tulajdonságait elsősorban a szennyvíz összetétele, valamint az alkalmazott tisztítási eljárások befolyásolják. A szennyvíziszapok fő alkotóeleme a víz, amely az iszap összetételének 80-90 százalékát adja, ezért vizes rendszerről beszélhetünk. Számos szennyvíztisztítótelep kommunális és ipari szennyvizet is kezel. Az ipari üzemekből és a mezőgazdaságból származó szennyvizek nagy koncentrációban tartalmaznak veszélyes szennyezőket is a szerves hulladék mellett. Emiatt a különböző szennyvíziszapok közös tulajdonsága, az egészségre és ökoszisztémára veszélyes komponensek magas koncentrációja. Ezért minden szennyvíziszap veszélyes hulladéknak minősül és szigorú szabályozások vonatkoznak a kezelésükre és tárolásukra (Dai, et al., 2007).

A szennyvíziszapok szerves anyagokban gazdagok és megtalálhatóak bennük az alapvető biológiailag fontos elemek, mint például a nitrogén vagy a foszfor. Ezen összetevők elengedhetetlenek a növények fejlődéséhez, és ezért eutrofizációt okozhat, ha a szennyvíziszap természetes vizekbe kerül.

Ebben a hulladékban nagy mennyiségben gyülemlelenek fel a különböző fémek, jellemzően a tisztított szennyvizek fémtartalmának 80-90%-a a szennyvíziszapban jelenik meg. Számos nehézfém nagy koncentrációban található meg a szennyvíziszapokban, ilyen például a kadmium, a króm, a higany, a nikkel és az ólom. Ezek kiemelten veszélyesek, mivel bioakkumulálódnak az élelmiszerláncban. Nehézfémek elsősorban ipari szennyvizekből, illetve a szennyvízelvezető rendszer korróziójának következtében kerülnek az iszapokba. Gyakran találunk nagy mennyiségű rezt, illetve cinket is a szennyvíziszapokban. Bár ezek nem nehézfémek, ilyen nagy koncentrációban már környezeti szennyezőanyagként viselkednek (Tytla et al., 2019).

A szennyvíziszapokban az ipari termelés melléktermékeként termelődő legveszélyesebb toxinok is nagy koncentrációban találhatók meg. Ilyenek például a poliklór-dibenzodioxinok (PCDD-k), melyek klórtartalmú műanyagok (például PVC) égetésekor, illetve klórozott szerves anyagok, például gyomirtószerke előállításakor keletkezhetnek a vegyiparban. Az élőlények zsírszövetében bioakkumulálódnak és kis koncentrációban az endokrin, szaporodászervi és szív- és érrendszeri megbetegedéseket, nagy koncentrációkban klóraknét okoznak (Dai, et al., 2007; Bock et al., 2006; Geusau et al., 2001).

Egy másik fontos mérgező anyagcsoport a policiklusos aromás szénhidrogének (PAH), melyek a csapadékvíz útburkolatokon való végigfolyásával illetve olajipari szennyvizeken keresztül kerülnek a szennyvíziszapokba (Ravindra et al, 2008). Ezek a vegyületek erősen rákkeltőek, de szív- és érrendszeri megbetegedésekkel és rendellenes magzati fejlődéssel is kapcsolatba hozták már őket (Boström et al, 2002). A fent említett toxikus anyagok, a rossz vízdoldhatóságuk miatt szennyvízkezelés során a szennyvíziszapban koncentrálnak (Dai, et al., 2007).

A különböző kémiai anyagokon felül további veszélyt jelentenek a szennyvíziszapokban elszaporodó, olykor patogén mikroorganizmusok. A szennyvíziszapokra nagy mikrobiális diverzitás jellemző, de a jelenlévő fajok és azok aránya számos tényezőtől függhet. Ilyen például a szennyvíz eredete és a szennyvízkezelés módja (történt-e lúgozás, illetve milyen redox környezetben történt). Egy 2018-ban folytatott kutatás, mely különböző szennyvíziszapok mikrobiális összetételét vizsgálta, arra a következtetésre jutott, hogy a különböző mintákban 77 baktériumnemzetség fordult elő nagy koncentrációban. Ezek elsősorban a *Clostridium*, *Treponema*, *Syntrophus*, *Proteobacteria* és *Comamonas* törzsekbe tartoztak (Nascimento et al., 2018).

Egy másik 2015-ben végzett kutatás, melynek fókuszában a különböző patogének álltak arra az eredményre jutott, hogy a teljes mikrobaközösség 0,23-1,57%-át a patogén baktériumfajok teszik ki. A legnagyobb mennyiségben jelen lévő patogén fajok a *Streptomyces somaliensis*, *Acinetobacter calcoaceticus*, *Alcaligenes faecalis*, *Gordonia spp.*, *Legionella anisa*, *Bordetella bronchiseptica*, *Enterobacter aerogenes*, *Brucella melitensis*, és a *Staphylococcus aureus* voltak (Stiborova et al., 2015).

A szennyvizek és szennyvíziszapok változatos összetétele miatt a részletes kémiai analízisük igen összetett, idő- és költségigényes folyamat lenne. A gyakorlati alkalmazásnál és a jogi szabályozásnál célszerűbb különböző összegparaméterek használata. A szennyvizeknél gyakran használt összegparaméterek a kémiai oxigénigény (KOI), a biológiai oxigénigény (BOI), a teljes szerves széntartalom (TOC). A kémiai oxigénigény (KOI) azt mutatja meg, hogy

mennyi oxigénre van szükség a minta szervesanyag tartalmának oxidálásához. KOI meghatározáskor hagyományosan erős oxidálószerrel használnak, de az utóbbi évtizedben egyre elterjedtebbé válnak a különböző elektrokémiai és fotokémiai meghatározási módszerek, hiszen ezek nem termelnek veszélyes hulladékokat (Geerdink et al., 2017). A biológiai oxigénigény (BOI) is a szerves anyagok lebontásához szükséges oxigénmennyiséget mutatja meg, de a meghatározási folyamat és a kapott érték is különbözik a kémiai oxigénigénytől. A módszer alapja a mikrobiális tevékenység, azaz azt méri, hogy a mintában lévő szerves anyagok oxidációjához mennyi oxigénre van szüksége a specifikus aerob mikroorganizmusoknak. A BOI értéke azért tér el a KOI értékétől, mert az alkalmazott baktériumok nem képesek minden típusú szerves molekulát felhasználni egy szennyvíz- vagy iszapmintában. A BOI sokkal érzékenyebb paraméter a KOI-hoz hasonlítva, mivel a mikrobákra káros hatással lehetnek a szennyvíziszapokban lévő toxinok és detergenssek. Hiszen, ha ezek az anyagok megmérgezik a mikrobákat, azok nem lesznek képesek a szennyező anyagok oxidálására. A BOI-t akkor célszerű hatékonysági indikátornak használni, amikor az a cél, hogy megtudjuk, hogy egy adott művelet hogyan befolyásolja az iszapminta biológiai hasznosíthatóságát (Jákói et al., 2021). A TOC egyenes arányosságban van az iszap fűtőértékével, ezért fontos paraméter lehet a szennyvíziszapokból való energia visszanyerés tervezésekor (Serbanescu et al., 2017).

Az összetétel mellett a szennyvíziszapok egyéb fiziko-kémiai tulajdonságai is igen változatosak lehetnek. Például számos régió szennyvíziszapokra vonatkozó adatait összehasonlítva kijelenthetjük, hogy a szennyvíziszapok pH-ja bár változó érték elsősorban az enyhén savas és a semleges tartományban mozog (6,3-7,9) (Singh et al., 2022; Sude et al., 2024; Saha et al., 2018).

Egyéb gyakran mért paraméter az összes szuszpendált szilárd anyag (TSS), amely a vízben lebegő szilárd anyag mennyiségét mutatja meg, általában g/L mértékegységben kifejezve (Füreder et al., 2018). Egy másik hasznos fizikai paraméter az elektromos vezetőképesség (EC). Ez az anyag azon tulajdonságát jelenti, hogy milyen mértékben képes az elektromos áramot vezetni. Az elektromos vezetőképesség mértéke függ az anyag típusától, a hőmérséklettől, valamint az anyag szerkezetétől. Az SI mértékegysége a S/m. A vezetőképesség segíthet meghatározni a szennyvíziszapban található oldott ionok, például sók, ásványi anyagok mennyiségét, hiszen a vezetőképesség értéke egyenesen arányos ezek mennyiségével. A vezetőképesség mérésével figyelemmel kísérhető a szennyvízkezelés hatékonysága (Levlin, 2010).

2.2.2 Szennyvíziszapok kezelése és elhelyezése

A szennyvíziszapok biztonságos és gazdaságos elhelyezése vagy esetleg hasznosítása az egyik legfontosabb környezetvédelmi kérdés napjainkban. Számos ártalmatlanítási, illetve elhelyezési módszert használnak világszerte. A legelterjedtebb módszerek a szennyvíziszap talajba keverése, hulladéklerakóba történő elhelyezése és elégetése. Az utóbbi évtizedekben egyre jobban előtérbe kerül a szennyvíziszapokból történő energia-visszanyerés, melynek alapja a szennyvíziszap anaerob lebontása.

Mielőtt elhelyeznénk a szennyvíziszapot, fontos, hogy stabilizáljuk és megfelelően kezeljük. Ezen kezelés célja az elhelyezésre való felkészítés, vagyis az iszap nedvességtartalmának csökkentése, illetve a bűzterhelés és fertőzőképesség mérséklése. A szennyvíziszapot először sűrítik, hogy csökkentsék a víztartalmát és ezzel a térfogatát a könnyebb és olcsóbb további kezelhetőség érdekében. Számos különböző módszert használhatunk a sűrítésre. A legolcsóbb a gravitációs sűrítő, ennek alkalmazásakor a berendezés alján gyűlik össze a szilárd fázis. Szintén gyakran használt technológia a flotációs sűrítés, mely során a lebegő részecskék a felszínre emelkednek. Az ezredforduló után egyre népszerűbbé vált a vibráció, centrifugálás vagy membránszűrés segítségével végzett sűrítés (Barótfi, 2001).

A sűrítés utáni lépés a stabilizálás, mely kiemelten fontos a hulladék veszélytelenítése szempontjából. Célja a különböző káros szennyezők kevésbé mobilis, kevésbé oldható és ennek következtében kevésbé mérgező formába hozása. Az iszapstabilizáció számos különböző módszerrel történhet. Az anaerob és az aerob iszapstabilizálás közös tulajdonsága, hogy egy baktérium kultúrát használunk fel arra, hogy az iszapot a végső elhelyezés előtt tovább stabilizálják. Az anaerob szennyvíziszap rothasztás oxigén jelenléte nélkül zajlik. Az iszap stabilizációja folyamán gáz, elsősorban metán, széndioxid és kis mennyiségű kénhidrogén keletkezik. Az eljárás előnye, hogy végeredményeként biogáz formájában energiahordozó keletkezik. Aerob rothasztás során egy levegőztető rendszerrel biztosítják a lebontást végző baktériumok számára szükséges oxigén mennyiségét. Az aerob rendszer legfontosabb jellegzetessége, hogy a bontható szerves vegyületek oxidációjakor jelentős hőmennyiség szabadul fel. Nagyobb hatásfokú iszapstabilizálás elérése érdekében lehetőség van stabilizátorok alkalmazására, amelyek lehetnek szerves vagy szervetlen anyagok, de a kettő kombinálható is. Vegyszeres stabilizálásra gyakran használnak lúgos vegyszereket például oltott-meszet (Ca(OH)_2) és égetett-meszet (CaO). Az eljárás során, a vegyszeradagolástól függően a pH 12 fölé, a hőmérséklet 60°C fölé növelhető, mely körülmények között a fertőtlenítés igen rövid tartózkodási idővel (pár óra) is biztosítható. De stabilizátorként

használhatunk olyan szilárd anyagokat is, melyek költséghatékonyan beszerezhetőek, mint például a fűrészpor, cementpor vagy hamu (Sallai, 2007).

Az Európai Unió országában a kezelt szennyvíziszapok 30-50%-át a termő talajok minőségének javítására használják fel (Tytla et al., 2019). Mivel a szennyvíziszapok organikus és inorganikus növényi tápanyagokban gazdagok, használhatóak a különböző állati és műtrágyák alternatívájaként. Azonban a mérgező anyagok és nehézfémek jelenléte limitálja ezt a hasznosítási módszert. A szennyvíziszappal történő talajjavítás nemcsak a talaj fiziko-kémiai tulajdonságait változtatja meg, hanem a benne található mikrobáknak köszönhetően a biológia tulajdonságait is. Az iszappal megfelelően kezelt talajoknál a terméshozam általában nagyobb, mint a jól trágyázott kontroll talajnál. Azonban a különböző haszonnövények különböző mennyiségben veszik fel az iszappal talajba juttatott fémeket (Singh et al., 2008). Mivel a mérgező nehézfémek, például kadmium élelmiszerláncba jutásának veszélye fennáll Wang et al. szerint az iszap elsősorban erdőgazdálkodásban, gyepeknél és faiskolákban való felhasználásra alkalmas (Wang et al., 2008).

A második legelterjedtebb elhelyezési módszer a szennyvíziszapok égetése. Ennek legfontosabb előnye a szennyvíziszap térfogatának jelentős csökkenése egy kis mennyiségű, stabilizált hamura, amely a mechanikusan víztelenített iszap térfogatának mindössze 10%-át teszi ki. Emellett a hő a patogén mikrobákat és a mérgező szerves anyagok nagy részét megsemmisíti. Ráadásul a száraz iszap fűtőértéke a barnaszénéhez hasonlítható, ezért az égetés során ez az energiamennyiség kinyerhető. A szennyvíziszapot önmagában is elégethetjük, de gyakran más anyagokkal együtt semmisítjük meg, például faipari hulladékkal, papíripari melléktermékekkel vagy akár szénnel. A módszer hátránya azonban, hogy sok káros anyag, például a nehézfém vegyületek egy része - különösen a higany tartalmúak - elpárolgás után nem kondenzálódnak a hamura, hanem a füstgázzal együtt a légkörbe kerülhetnek. Illetve az így keletkező hamu magas nehézfém-tartalom miatt, nem használható fel az építőiparban, és speciális lerakókban kell elhelyezni, mivel a nehézfémek oldódhatnak és kimosódhatnak, így szennyezhetik a talajvizet (Werther et al., 1999).

A talajjavítás mellett a szennyvíziszap elhelyezésének másik legolcsóbb módja a hulladéklerakóba történő lerakás. Ennek köszönhetően az Európai Unióban a keletkező szennyvíziszap 10%-a még mindig szeméttelpeken végzi, pedig ez környezetvédelmi szempontból a legkevésbé ideális megoldás. A hulladéklerakókban a hulladékkal összekevert szennyvíziszap rothadásnak indul és az üvegházhatást fokozó metánt és szén-dioxidot juttat a légkörbe (Kacprzak et al., 2017). Ez a hulladéklerakó telepeken a kommunális hulladék lebomlása során keletkező gázelegy, a biogáz egyik formája: a depónia gáz. A depónia gáz

általában fele-fele arányban tartalmaz metánt és szén-dioxidot, illetve kisebb mennyiségben más szerves vegyületeket, melyek gyakran okoznak kellemetlen szagokat. Ahogy már korábban említettem, a depónia gáz a légkörbe jutva rontja a levegőminőséget és hozzájárul a globális felmelegedéshez. A szeméttelpeken ennek elkerülése érdekében összegyűjtik és elfáklázzák a helyszínen vagy üzemanyagként használják fel belső égésű motorokban, illetve gázturbinákban hő és villamos energia előállítására (Quin et al., 2001). Az Éghajlat-változási Kormányközi Testület (IPCC) harmadik értékelő jelentésében úgy becsülte, hogy a világ hulladéklerakóiból származó metán felhasználása gázgyűjtés és -hasznosítás segítségével globálisan 70%-kal csökkenthetné a hulladéklerakók metánkibocsátását 2030-ra, alacsony vagy akár az termelt energiából megtérülő költségek mellett (IPCC, 2001).

2.3 Anaerob fermentáció

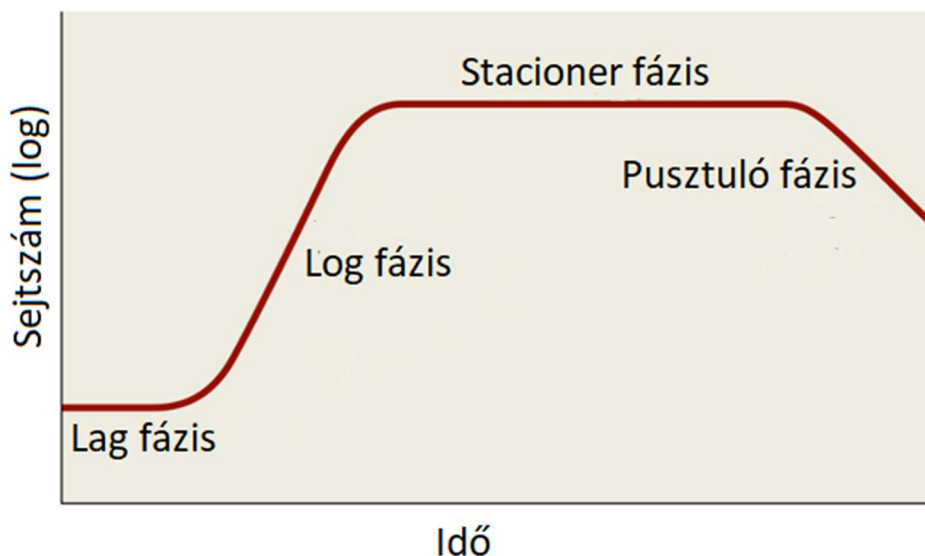
Az anaerob fermentáció egy olyan biokémiai folyamat, amely során egy diverz mikrobaközösség a komplex szerves vegyületeket egyszerű, oldható vegyületekké alakítja át oxigénmentes környezetben. Az anaerob rothasztás egy népszerű szennyvíziszap stabilizálási módszer, hiszen viszonylag alacsony költségű és melléktermékeként egy energiadús gázelegy, biogáz is keletkezik. A biogáz egy fenntartható energiahordozó, amely a felhasználható villamosenergia és hőenergia előállításához vagy bio-metánnal hajtott járművek üzemanyagaként. A bio-metán a biogáz tisztított formája. A bio-metán előállítása során a nyers biogázból eltávolítják a szén-dioxidot, vízgőzt, kénhidrogént és más szennyezőket, így szinte tiszta metánt kapunk. A tisztítás általában két lépésben történik: először eltávolítják azokat a szennyezőket, melyek károsak lehetnek a földgázhálózatra vagy a berendezésekre, majd pedig a gáz fűtőértékének javítása érdekében eltávolítják a széndioxidot. A tisztítás utáni termék átlagosan 95–97% CH_4 -ot 1–3% CO_2 -ot tartalmaz. Ez a bio-metán már minőségében közel azonos a földgázzal, így kíméletesebb a belsőégésű motorokkal szemben, illetve a meglévő földgázhálózatba is bevezethető (Ryckebosch et al., 2011).

A biogáz jelentős előnye, hogy az anaerob fermentáció alapanyagául szolgáló szerves anyagok lehetnek különféle hulladékok, például szennyvíziszapok, élelmiszerhulladékok, mezőgazdasági melléktermékek vagy trágya. A biogáz fő komponense a metángáz, amely általában 55-75%-át teszi ki a teljes gázelegynek. A másik fő komponens a széndioxid, mely 25-45%-ban van jelen. További viszonylag nagyobb mennyiségben jelenlévő alkotók a nitrogén (0-5%), az oxigén (0-2%), a hidrogén (0-1%), ammónia (0-1%) és a kén-hidrogének (0-1%) (Demirbas et al., 2016).

Az anaerob fermentáció négy alapvető lépésből áll, ezek a hidrolízis, az acidogenezis, az acetogenezis és a metanogenezis. Mindegyikért a jelenlévő mikroba kultúra különböző fajai felelnek. Hidrolízis során a mikrobák exoenzimjei a nagyméretű makromolekulákat monomereikre bontják. Acidogenezis során az előbb említett kisebb molekulákat a baktériumok tovább bontják, és alacsony molekulatömegű zsírsavakat (pl. ecetsav, propionsav, vajsav) állítanak elő belőlük. A következő fázis az acetogenezis, mely során keletkezett szerves savakat acetogén baktériumok tovább bontják, és ecetsavat, hidrogént, valamint szén-dioxidot termelnek. Az utolsó lépés a metanogenezis, mely során a metanogén archeák acetátból, hidrogénből és szén-dioxidból metánt és vizet állítanak elő (Sterling et al., 2001).

2.3.1 A mikrobiális növekedés fázisai

Az anaerob fermentációban résztvevő mikroba populációk életciklusában négy fő szakasz különböztethető meg. Ezek, bár a mikroba populáció környezete befolyással van hosszukra, alapvetően jellemzik minden mikroba-populáció viselkedését. A populációk életútjának szakaszait könnyedén elkülöníthetjük a mikrobiális növekedési görbén is. Az említett görbét úgy kapjuk, ha a mikróbaszámot az idő függvényében ábrázoljuk.



1. ábra: A szakaszos fermentáció mikrobiális növekedésgörbéje (eredeti ábra forrása: <https://varuncnmicro.blogspot.com/2016/09/btb9-bacterial-growth-curve.html>)

Az első szakasz a lag fázis, melyet gyakran adaptációs fázisnak is neveznek. Ilyenkor az új környezetbe került sejtek (például a szennyvíziszapba adagolt oltóiszap sejtjei) alkalmazkodnak az új környezetükhöz. Ebben a fázisban jellemzően nem tapasztalunk jelentős biogáztermelést. A lag fázis végén az adaptálódott sejtek szaporodásnak indulnak, és a sejtszámban gyors növekedést tapasztalhatunk, ez a log vagy másnéven intenzív növekedési

fázis kezdete. A mikrobaszám növekedése mellett az anaerob fermentációs sejt kultúrákban ekkor láthatjuk a biogáz termelés dinamikus növekedését. Ebben a szakaszban a mikrobák száma exponenciálisan növekszik, mindaddig, amíg az egyre inkább fogyó tápanyagok és/vagy a mikrobiális anyagcsere folyamatok során keletkező és felhalmozódó mérgező anyagcseretermékek miatt a növekedés fokozatosan lelassul. Ezen a ponton a görbe meredeksége csökken, majd egy konstans szakaszba vált, jelezve, hogy a populáció mérete stabilizálódik. Ezt a fázist nevezzük a stationer fázisnak, amely során a populáció mikrobaszáma nem változik lényegesen, mivel a szaporodás és az elhalás egyensúlyba kerül. Ahogy kimerülnek a táptalajban rendelkezésre álló erőforrások, a mikróbasejtek egyre nagyobb számban pusztulnak el, és egyre ritkábbak az osztódások. Ez a hanyatló vagy más néven pusztuló fázis, amikor csökken a populáció egyedszáma és a metántermelés is lassan leáll (Madigan, Bender, Buckley, Sattley, & Stahl, 2021).

2.3.2 Szennyvíziszapok anaerob fermentációjának kihívásai

Biogáz termelés során a biomaszában tárolt kémiai energiát nyerjük ki metán formájában, ami hulladékoknál kiemelkedően előnyös. Ezzel a módszerrel a szennyvíziszap ártalmatlanítása és a patogén mikrobák visszaszorítása mellett környezetbarát biológiai energiát is termelünk. A folyamat során azonban számos különböző tényezőre kell odafigyelnünk, ha szeretnénk elérni a lehető a legmagasabb biogázhozamot. Ilyen például a pH (5.5-8.5 között ideális az értéke), a hőmérséklet (30-60 °C) és a kevertettség. A fermentáció optimális lefolyásához és a keletkező biogáz megfelelő minőségének biztosításához mindez mellett elengedhetetlen a fermentálódó alapanyag megfelelő minősége. Például a megfelelő szén-nitrogén arány 25:1 és 35:1 közötti, ez a legtöbb szennyvíziszap esetében túl alacsony, de a fehérje szennyeződésekkel erősen terhelt iszapoknál akár túl magas is lehet. (Demirbas et al., 2016) Fontos tényező az alapanyag zsírtartalma is, hiszen a magas lipidtartalmú alapanyagokból sok acetát képződik, a lebontásuk során termelődő metabolitok gátolják a metanogenezist (Luostarinen et al., 2009).

A húsipari szennyvíz nitrogéntartalma meghaladja az ideálist, mivel más szennyvíziszapokhoz viszonyítva nagy mennyiségben tartalmaz fehérjéket és aminosavakat. Ez a fermentáció során ammónia felhalmozódásához vezethet, ami gátolja a fermentációt. Hasonló problémát okoz a magas zsírtartalom is: a lipidek lebomlása hosszú láncú zsírsavakat eredményez, amelyek az ammóniához hasonlóan akadályozzák a fermentációt (Xue et al., 2020).

A szennyezők gyakran flokkokká összeállva találhatók meg a szennyvízben, ami bár az ülepítésknél segíti a folyamatot a mikrobák számára nehezebben elérhetővé teszi a

tápanyagokat. A tápanyagok biológiai elérhetősége alapvető hatással van a termelő biogáz mennyiségére és minőségére. Ez azt jelenti, hogy azokból a mintákból, melyeknek magasabb az oldott kémiai oxigénigénye (soluble chemical oxygen demand vagy sCOD) nagyobb mennyiségű biogáz termeltethető. A flokkok megszüntetése és a szerves anyagok oldott fázisba hozása gyakran elengedhetetlen a fermentáció megfelelő lefolyásához (Jákói et al., 2024).

Továbbá a fertőtlenítőszer és tisztítószer maradékok is gátolhatják a gáztermelő mikrobák megfelelő szaporodását és élettévékenységeit. Ezen tulajdonságok miatt a húsipari szennyvíziszapokat célszerű előkezelní mielőtt a biogáz iparban alapanyagként felhasználnánk őket, hogy javítsunk a tulajdonságaikon és így nagyobb hozamú és jobb minőségű biogázt legyünk képesek kinyerni belőlük (Cuetos et al., 2010).

2.4 Előkezelési módszerek

Az anaerob fermentáció segítségével magas szintű iszapstabilizáció érhető el, és mindeközben biogáz keletkezik. A biomassza energetikai célú hasznosítása során gyakran alkalmaznak különböző biomassza előkezelési eljárásokat a hatékonyság növelésére. A biogáz termelés leglassabban lejártszódo vagyis, sebességhatározo lépése a hidrolízis, mely során a polimerbontó baktériumok monomerekre bontják a nagyméretű molekulákat. A hidrolízist a szennyvíziszapban lévő összeállt flokkszerkezetek, kemény sejtfalak és a nagy mennyiségű molekuláris szerves anyag jelenléte akadályozza. Mivel ez a sebességhatározo lépés, az anaerob fermentáció hatékonysága a hidrolízis gyorsításával, illetve a mikrobák számára szükséges tápanyagok elérhetőségének növelésével hatékonyan fokozható. Különbözo előkezelési módszereket használhatunk a hidrolízis gyorsítására, ezek között vannak mechanikai, kémiai, termikus és biológiai eljárások. Ezeket önmagukban is, de a hatékonyság maximalizálásához gyakran kombináltan is használják.

2.4.1 Fizikai és mechanikai előkezelési módszerek

A fizikai és mechanikai előkezelési módszerek szétroncsolják a szilárd részecskéket, csökkentve azok szemcseméretét és ezáltal növelve a fajlagos felületüket. Igen változatos módszerek tartoznak ebbe a csoportba, a legelterjedtebb az ultrahangos előkezelés, illetve a golyósmalom segítségével történő aprítás. Az ultrahangos kezelés során a vizes közegben hidromechanikai nyíróerők jönnek létre, melyek kavitációt okoznak. Kavitáció során nyomásváltozások miatt gőzbuborékok keletkeznek, majd roskadnak össze, ezzel pedig erős akusztikus lökeshullámot keltenek, amely megbontja az iszap szilárd alkotóinak szerkezetét. Az ultrahangos kezelés amellet, hogy csökkenti a részecskeméretet, serkenti a biológiai aktivitást is, mivel szolubilizálja a szerves vegyületeket és enzimeket szabadít fel. Láthatjuk,

hogy az iszap-dezintegrációt számos ponton serkenti, viszont a szennyvíziszapban található patogének számát sok más előkezelési módszerrel ellentétben nem csökkenti. Bár jelenleg ez az egyik legelterjedtebb előkezelési módszer, a magas költségek miatt érdemes más alternatívák kutatása és tesztelése is, melyek gazdaságosabbak lehetnek (Nguyen et al., 2021).

Egy másik klasszikus szennyvíziszap előkezelési módszer az golyósmalmok segítségével történő aprítás. A golyósmalom egy tartályban lévő fém- vagy kerámiagolyók ütközési energiáját használja fel az alapanyag finom részecskékké történő aprítására. Egy keverő mozgatja az őrlőgolyókat felfelé, ahonnan azok leesnek; ezzel egyidejűleg őrlik és keverik a betáplált alapanyagot. Ez a módszer kiemelkedően hatékony, képes az alapanyag oldható kémiai oxigénigényét (sCOD) 2000 mg/L-ről 9000 mg/L-re emelni ezzel jelentősen serkenteni a fermentációt. Nagy hátránya azonban az aprítási műveletekre általánosan jellemző nagy energiaigénye és a berendezések magas karbantartási költségei (Lee et al., 2010).

Említésre méltó fizikai előkezelési módszerek még a magasnyomású homogenizáció és az elektrokinetikus dezintegráció. A magasnyomású homogenizáció lényege, hogy a szennyvíziszapot nagy nyomás (Zhang et al. szerint 30 Mpa alkalmazása tekinthető ideálisnak) segítségével egy szűk keresztmetszetű csővezetéken vezetik át. Ez nem csak a biogáz termelést intenzifikálja, hanem segít csökkenteni a kellemetlen szagot okozó illékony kénvegyületek mennyiségét is. Elektrokinetikus dezintegráció során egy pulzáló elektromos erő segítségével roncsolják el a sejtek membránjait, csökkentik a szilárd iszaprészek méretét és bontják a nagy makromolekulákat kisebb, oldható vegyületekre (Nguyen et al., 2021).

2.4.2 Kémiai előkezelési módszerek

A kémiai előkezelések során különböző kémiai reagenseket például savakat, lúgokat és oxidálószereket használunk az iszap hidrolízisének elősegítésére és biológiai lebonthatóság javításával növeljük a biogáztermelést. A kémiai előkezelések sikerességét nagyban befolyásolják a kezelt anyag tulajdonságai, a használt vegyület és annak koncentrációja, illetve a reakciókörülmények.

Széles körben alkalmazott eljárás a lúgos előkezelés, mivel képes a szerves anyagok oldatba vitelére anélkül, hogy a későbbi folyamatokat zavaró mérgező melléktermékek keletkeznének. Számos lúgot használhatunk, de az oldhatóság fokozás szempontjából a nátrium-hidroxid a leghatékonyabb ezt követi a kálium-hidroxid, a magnézium-hidroxid és végül a kalcium-hidroxid. A NaOH-val történő lúgos előkezelés széles körben vizsgált, és bizonyítottan hatékony a szennyvíziszapokban található sejtes elemek károsítása és az extracelluláris polimer anyagok oldása szempontjából. Ezenkívül az olyan kórokozók, mint az *Escherichia coli* és a *Salmonella spp.* elpusztulnak a lúgos előkezelést követően, tehát a

következő lépésekben egy mikrobiálisan biztonságosabb anyaggal dolgozhatunk. A nagyobb mennyiségű lúg használata növeli az anaerob fermentáció hatékonyságát, de csak egy bizonyos koncentrációig (0.04 mol/L), mivel az extrém magas pH akadályozza a fermentációt végző mikrobák élettevékenységeit (Fang et al., 2014; Nguyen et al., 2021).

A kémiai előkezelések egy másik fajtája a savas előkezelés. A savas előkezelés lényegesen kisebb figyelmet kapott, mint a lúgos a szennyvíziszapkezelés szempontjából. Elsősorban a lignocellulóiban gazdag, növényi melléktermékek, mint például rizsszalma vagy fűrészpor előkezelésére alkalmazzák, mivel ezek savas környezetben hatékonyabban bomthatóak. Következtetésképpen a lignocelluló alapú anyagokkal terhelt szennyvíziszapok (papíripari, élelmiszeripari, mezőgazdasági szennyvíziszapok) előkezelésére érdemes alkalmazni. Azonban fontos figyelembe venni azt is, hogy a lúgos kezeléssel ellentétben a savas előkezelés során számos toxikus anyag keletkezhet. Ilyen például a furfurool és a hidroxil-metil-furfurool, amely mérgező a fermentációt végző mikrobák számára, ezért inhibitorként hat. Emellett az erősen savas közeg a berendezésekre is korrozív hatással lehet. Ezen okok és a neutralizálás magas költségei miatt, a gyakorlatban a savas előkezelések alkalmazása csak külön indokolt esetben célszerű (Liu et al., 2022; Nguyen et al., 2021).

Oxidációs eljárásokat is gyakran használnak a szennyvíziszapok lebonthatóságának növelésére. Ennek legegyszerűbb módja hidrogén-peroxid adagolása, amely segíti az iszapdeintegrációt és növeli az oldott kémiai oxigénigényt (sCOD). Az oxidációs hatékonyság növelése érdekében gyakran adnak vasionokat a hidrogén-peroxidhoz. Ezt Fenton-reakciónak nevezik és gyakran használják a szennyvíziszapok biológiai lebonthatóságának fokozására és a víztelenítés elősegítésére. A Fenton-reakció azért kedvelt a gyakorlatban, mivel a katalizátornak használt vas ionok könnyen hozzáférhetőek és költséghatékonyak. Alkalmazását azonban korlátozza a hidrogén-peroxid korrozív hatása, amely károsíthatja a berendezéseket, és speciális óvintézkedéseket tesz szükségessé a biztonságos felhasználás érdekében. Egy másik ígéretes alternatíva lehet az ózon, mint oxidációs szer használata. Előnyei közé tartozik, hogy nem igényel vegyszereket, nem hagy hátra inhibitorként viselkedő melléktermékeket, illetve szobahőmérsékleten és légköri nyomáson alkalmazható. Az ózon gyors ütemben bomlik szabadgyökökre, melyek reakcióba lépnek a szennyező anyagokkal és így azok bomlani kezdenek. Az ózonkezelés további előnye, hogy nem csak a biológiai lebonthatóságot fokozza, hanem a szennyvíziszapban található patogén mikrobákat is elpusztítja. Azonban az ózon előállításának magas költségei és a kezelés nagy ózonigénye miatt nem a leggazdaságosabb módszer (Nguyen et al., 2021).

2.4.3 Termikus előkezelés

A termikus előkezelések elterjedt és hatékony módszerei az anaerob fermentáció során lezajló hidrolízis intenzifikálására. A termikus előkezelések hozzájárulnak a kórokozók számának és az iszap térfogatának csökkentéséhez, a kellemetlen szagokat okozó vegyületek lebontásához, valamint az iszap vízteleníthetőségének javításához. A termikus előkezelést az alkalmazott hőmérsékletek alapján csoportosítjuk.

Az alacsony hőmérsékletű iszap előkezelés során a 100°C-nál alacsonyabb kezelési hőmérsékletet használunk. Ez a módszer serkenti a termofil baktériumok életműködéseit, oldatba viszi a szerves anyagokat és növeli a biológia lebonthatóságot. Ilyenkor jellemzően hosszabb (1-5 óra) a kezelési idő. A kezelés bizonyos patogéneket képes előlni, de a fermentáció során jelentős patogén reaktiváció figyelhető meg. A termelődő biogáz mennyisége akár 30%-al is megnőhet a megfelelő módon alkalmazott alacsony hőmérsékletű előkezelésnek köszönhetően (Nguyen et al., 2021).

Magas hőmérsékletű előkezelésnek nevezzük azokat a termikus előkezeléseket, amelyeknél a kezelési hőmérséklet 100°C feletti. A szerves anyagok oldhatóságának és a biológiai lebonthatóság fokozása mellett a fizikai dezintegrációt és a szennyvíziszapban lévő sejtek membránjainak bomlását is elősegíti. Továbbá a kórokozók teljes eltávolítása figyelhető meg a reaktiválódás lehetősége nélkül. A termelődő metán mennyiségének növekedése szempontjából a magasabb hőmérséklet használata nem bizonyult hatékonyabbnak az alacsony hőmérsékletéhez hasonlítva. Sőt, 180 °C feletti hőmérsékleten zajló előkezelés után a metántermelés erőteljes csökkenését figyelték meg. Ezt a jelenséget a Maillard-reakciónak tulajdonították, amely az iszapban lévő aminosavak és alacsony molekulatömegű cukrok között zajlik le és nehezen lebomló, fermentációt gátló végtermékeket eredményez (Toreci et al., 2009).

A termikus előkezelések harmadik típusa, a szennyvíziszap fagyasztásán és kiolvasztásán alapszik. A módszer javítja a vízteleníthetőséget, és a jégkristályok képződése következtében szétválasztja a szilárd és a folyékony frakciókat. Az iszap lassú, -10 és -20 °C közötti hőmérsékleten történő fagyasztása jobb eredményeket hoz, mint az iszap gyors, -80 °C-os fagyasztása. A módszer a biogázhozamot nem vagy nem jelentős mértékben növeli, ezért hideg klímájú régiókban használják, mivel ezeken a területeken a természeti adottságoknak köszönhetően gazdaságosan alkalmazható (Nguyen et al., 2021).

Fontos megemlíteni, hogy a termikus előkezelések közé tartozik a mikrohullámú előkezelés is, de mivel az kiemelten fontos a munkám szempontjából később, részletesebben foglalkozom majd vele.

2.4.4 *Biológiai előkezelés*

A biológiai előkezelések a szennyvíziszap lebontásának elősegítésére alkalmazott legkörnyezetbarátabb módszerek közé tartoznak. Két csoportba oszthatjuk őket, az egyik esetben egy komplex szinergista mikróba közösség segítségével bontjuk az iszappelyheket és a szerves polimereket, a másik lehetőség az enzimatis előkezelés. Ezek a technikák bár környezetbarátak és viszonylag gazdaságosak, általában nagyon időigényesek. A mikrobák segítségével végzett előkezeléseknél megkülönböztethetünk aerob és anaerob előkezelést.

Aerob előkezelés során aerob és fakultatív anaerob mikróba törzseket használunk a hirdolízis gyorsítására, ezért elengedhetetlen az oxigén biztosítása a rendszerben. A mikro-aerációs előkezelés serkenti az aerob mikrobákban az exoenzim kiválasztását, amelyek gyakran olyan szubsztrátok bontására is képesek, amelyek egyébként anaerob környezetben épek maradnának. Ráadásul a mikroaeráció nemcsak növeli a biogázhozamot, hanem az így előállított biogáz kénhidrogén-tartalma is lényegesen alacsonyabb, mint az aerob előkezelés nélkül termelődőé. Ez különösen fontos, mivel a kénhidrogén az egyik legtöbb problémát okozó biogázokra jellemző szennyezőanyag (Lim et al., 2013).

Az anaerob technikákat elsősorban a hőmérséklet-lépcsős anaerob lebontás (temperature-phased anaerobic digestion) során alkalmazzák. A hőmérséklet-lépcsős anaerob fermentáció során először egy egy termofil anaerob emésztőt, majd egy mezofil anaerob emésztőt alkalmaznak. A kettős hőmérséklet alkalmazásának köszönhetően minden fermentációban résztvevő mikrobaközösség a számára megfelelő körülmények között végzi a feladatát. A termofil körülmények fokozzák a szennyvíziszap hidrolízisét és az acidogenezist, a mezofil körülmények pedig biztosítják az acetogenezis és metanogenezis zavartalan lefolyását. Ennek köszönhetően gyorsul a hidrolízis és növekszik a biogázhozam. A hidrolízist hidrolitikus enzimek adagolásával is fokozhatjuk, de a sikeres enzimes előkezeléshez elengedhetetlen számos paraméter figyelembe vétele. Ilyen például a hőmérséklet, a pH az enzim aktivitása, specificitása és stabilitása. A biogázhozam növelésére elsősorban különböző proteázokat, amilázokat, glikozidázokat és glükózidázokat használnak (Nguyen et al., 2021).

2.4.5 *Mikrohullámú előkezelés*

Mikrohullámoknak nevezzük azokat az elektromágneses hullámokat, melynek frekvenciája 0,3 GHz és 300 GHz, hullámhossza pedig 1 mm és 1 m közé esik. A teljes elektromágneses spektrumot tekintve a mikrohullám a rádió- és az infravörös hullámok között található. Hogy elkerüljék a telekommunikációs frekvenciákat (872-960 MHz), a legtöbb háztartási mikrohullámú melegítő berendezés 2450 MHz-es frekvencián és 12,24 cm-es hullámhosszon üzemel (Eskicioglu et al., 2007). Iparban azonban leggyakrabban 915 MHz-et

használnak, mivel a rövidebb frekvenciák mélyebben az anyagba hatolnak és ennek következtében hatékonyabban ki tudják fejteni a hatásukat. A hőhatás létrejötte és a hő terjedése nagyban függ a kezelt anyag szerkezetéről és dielektromos tulajdonságaitól. Ennek következtében maga a felmelegítés is szelektív, tehát a heterogén rendszerekben gyakran hotspotok alakulnak ki (Chemat et al., 1998).

A mikrohullámú előkezelés egy igen ígéretes alternatívája a hagyományos termikus előkezelésnek, hiszen gyors, fókuszált, közvetlen hőkeltésre képes és így elkerülhetőek segítségével a konvencionális hőátadáskor fellépő veszteségek. A hagyományos kondukción és konvekciós hőtranszporton alapuló hőkezelési eljárások során a hőenergia valamilyen külső érintkezési felület felől az anyag belsejefelé halad, majd felmelegíti a melegítendő közeget. A mikrohullámú kezelések során azonban a hőfejlődés az anyag belsejében történik, tehát nincs szükség közvetítő közegre. A mikrohullámú kezelés termikus hatásai az ionos vezetés jelenségének (főleg alacsonyabb frekvenciákon) és a dipólus molekulák forgásának köszönhetőek. Ionos vezetés alapja, az, hogy a töltéssel rendelkező részecskék helyváltoztató mozgást végeznek az elektromágneses térben. A dipólus molekulák, például a vízmolekula, forgása az elektromos mező polaritásának ismételt változtatása miatt alakul ki és az ionos vezetéshez hasonlóan a molekulák között fellépő súrlódás miatt hőt fejleszt (Jákói et al., 2021). Emellett a mikrohullámú előkezelés során a dipoláris molekulák és a makromolekulák polarizált részeinek dipólusorientációjának megváltozása atermikus hatásokat is eredményez. Ezek a hatások a termikus hatásokkal együtt okozzák a hidrogénhidak felszakadását és komplex biopolimerek monomerekre bomlását. Ezen hatásoknak köszönhetően a mikrohullámmal besugárzott mikrobacejtek és szerves anyagok hasonló hőmérsékleten nagyobb fokú roncsolódást mutattak, mint a hagyományos hőkezelésnek alávetettek. A patogének eltávolítására is sikeresen használható a mikrohullámú besugárzás, mivel a potenciális kórokozó sejtmembránja egy szelektíven áteresztő lipid kettősréteg. A lipid természetű molekulák pedig kiemelkedően jól nyelik el a mikrohullámokat és így a sugárzás jelentős károkat tud okozni a mikrobák membránjaiban (Toreci et al., 2010).

Már számos kutatásnak sikerült alátámasztania a mikrohullámú előkezelés szennyvíziszapok anaerob fermentációjára gyakorolt jótékony hatását. Ezt elsősorban az intracelluláris szerves anyagok oldatba vitelével és az iszappelyhek szerkezetének megbontásával éri el, mivel a mikrohullám nem hordoz elég energiát a kémiai kötések bontásához. Így a tápanyagok biológiailag elérhető formába kerülnek és a fermentációt végző mikrobák számára könnyen felvehetővé válnak. A kezelni kívánt szennyvíziszap tulajdonságainak is nagy hatása van az előkezelés hatékonyságára. Az egyik legfontosabb

tulajdonság a szilárdanyag-koncentráció. A korábbi eredmények azt mutatják, hogy a tipikus szennyvíziszapoknál (0,8 %(m/m)) magasabb szilárdanyag koncentrációval rendelkező szennyvíziszapok (>1,2 %(m/m)) jobban reagálnak a mikrohullámú előkezelésre. Hasonlóképpen a szilárdanyag-koncentrációval összefüggő viszkozitás is hatással van a mikrohullámú besugárzásra, azonban a mechanikai iszapjellemzőkkel való kapcsolat kevésbé kutatott terület (Bozkurt et al., 2020).

Kuglarz et al. összehasonlította a mikrohullámú előkezelést a hagyományos hőkezeléssel szerves anyag szolubilizáció, biogázhozam és mikrobiális ártalmatlanítás szempontjából. Az eredmények egyértelműen a mikrohullámú előkezelést mutatják előnyösebbnek. A mikrohullámú előkezelés során a COD szolubilizáció 32-33%-os volt, míg a hagyományos termikus előkezelés ennek csak a felét tudta biztosítani, azonos hőmérsékleten. A termelődő biogáz mennyiségét vizsgálva is hasonló eredményekhez jutottak, a mikrohullámú előkezeléshez képest körülbelül 50%-kal alacsonyabb metántermelési értékeket értek el a hagyományos termikus eljárással. A szennyvíziszapban különböző hőrezisztens patogéneket is találhatunk, amelyek ellenállóak lehetnek akár magas hőmérsékletű hőkezelésekkel szemben is. A hőtűrő mikroorganizmusok jelenlétének vizsgálatára gyakran használnak *Clostridium Perfringens*-t indikátor fajnak. Az iszapban fermentáció után mikrohullámú előkezelés nélkül csaknem ugyanannyi *C. perfringens* volt jelen, mint a nyersiszapban. Ezzel szemben a mikrohullámú kezelés ezen a baktériumok számának 50%-os csökkenését eredményezte (Kuglarz et al., 2013).

Bár a mikrohullámú besugárzás önmagában is igen hatékony előkezelési módszer, hiszen egyszerre segíti a tápanyagok szolubilizációját, növeli a biogáz hozamot és előli a szennyvíziszapban található kórokozókat, az anaerob fermentáció intenzifikálására, célszerű lehet kémiai előkezelésekkel kombinálni a még hatékonyabb iszapdeintegráció érdekében.

2.5 Nanorészecskék

Az elmúlt évtizedekben a nanotechnológia robbanásszerű fejlődésének lehetünk szemtanúi, ez a viszonylag új tudományág az anyagok atomi és molekuláris szinten történő manipulációjára összpontosít. Nanorészecskéknek nevezzük azokat a részecskéket, amelyeknek legalább az egyik karakterisztikus méretük nanométerben fejezhető ki. Méretük általában 1 és 100 nanométer közé esik. Például rúd alakú nanorészecskék esetében az átmérő nanométeres, a hosszúság pedig akár több mikron is lehet (Chellaram et al., 2014). Ezen anyagok viselkedése több szempontból is eltér a nagyobb mérettartományú részecskék esetén megfigyeltektől. A legfontosabb sajátosság talán az extrém nagy felület-tömeg arány, a többi

nano-specifikus tulajdonság jó része is erre vezethető vissza. A nanorészecskék tömege nem éri el azt a tartományt, amire a hagyományos fizikai törvények érvényesek. A hagyományos tömbanyagok (minimum mikroszkopikus méret) fizikai tulajdonságai, mint a sűrűség, az elektromos- és hővezetőképesség nagyban függnék az anyagi minőségtől. Ezzel szemben a nanorészecskék tulajdonságait elsősorban a felületük határozza meg, a kémiai jellemzők önmagukban már kevésbé meghatározóak. Az extrém kis méret egyik hatása, az hogy az atomok nagyobb hányada helyezkedik el a fázishatáron és a tömeg-felület arány is többszöröse a hagyományos részecskéknél megfigyelhetőnek. Ennek következményeként a felülettel szoros összefüggésben álló diffúziós, abszorpciós és adszorpciós folyamatok nagyon gyorsan játszódnak le (Adams et al., 2013).

A nanotechnológiát számos területen alkalmazzák, mint például az elektronika iparban a grafén nanosíkokat, a gyógyszeriparban a droghordozó, a biotechnológia iparban a markerhordozó vezikulákat (Attila B., 2013). Környezetvédelmi célokra is számos formában használták fel a nanotechnológiát. Magnetit nanorészecskéket sikeresen alkalmaztak már korábban szennyvizekben található festékmарadványok abszorbeálása, mivel nagy fajlagos felületüknek köszönhetően sokkal gyorsabban végezhető el velük a művelet, mint a hagyományos abszorbensekkel (Panda et al., 2021).

A nanorészecskék nemcsak abszorbensként, hanem termikus kezelések intenzifikálására is használták már számos esetben. Ez annak köszönhető, hogy a fémnanorészecskék a mikrohullám szelektív felmelegítésének hatására forró-pontokként kezdenek viselkedni ezzel intenzifikálva különböző reakciókat. (Ano et al., 2021) Ezt a mechanizmust kihasználva, a már végeztek kutatásokat a mikrohullámú biomassza előkezelés nanorészecskékkel történő intenzifikálására. Zöldalgák anaerob fermentációja során a biogázhozam jelentős növekedését tapasztalták, amikor a mikrohullámú kezelést fém nanorészecskékkel egészítették ki. A kobalt-nanorészecskékkel és nikkel-nanorészecskékkel kiegészített mikrohullámú kezelés is hatékonyabbnak bizonyult, mint az önmagában alkalmazott mikrohullámú kezelés. Tehát, a fém nanorészecskék hozzáadása fokozza a mikrohullámú előkezelés hatékonyságát az algabiomassza lebontásában és biogáz termelésében (Zaidi et al., 2019).

2.6 Dielektromos tulajdonságok

Különböző anyagok különbözőképpen reagálnak az elektromágneses sugárzásra. A kölcsönhatásuk leírására használjuk a dielektromos tulajdonságokat. A konkrét kölcsönhatások

elsősorban az adott anyag fizikai és kémiai tulajdonságaitól, felépítésétől, hőmérsékletétől és az elektromágneses mező frekvenciájától függnének.

A beérkező elektromágneses hullámok háromféleképpen viselkedhetnek: visszaverődnek az anyag felületéről, abszorbeálódhatnak, vagyis elnyelődhetnek az anyagban és áthaladhatnak az anyagon. Azt, hogy ezek mennyisége milyen arányban oszlik meg az anyag számos tulajdonsága befolyásolja. Ezek a felület érdessége, az anyag elektronkonfigurációja, kristályszerkezete és végül, de nem utolsósorban a dielektromos tulajdonságai. Ez alapján az anyagokat három csoportba oszthatjuk. Vannak az áteresztők, ilyen például a teflon, vannak, reflektálók, ide soroljuk a fémeket, a harmadik csoportba pedig az elnyelők, másnéven a mikrohullámú abszorbensek tartoznak, ilyen a víz.

A különböző anyagok eltérő mértékben polarizálódnak egy rajtuk áthaladó külső elektromos mező hatására. A polarizálódási képesség mértékét leíró tulajdonságot elektromos szuszceptibilitásnak nevezzük és a görög χ betűvel jelöljük. Az elektromos szuszceptibilitás szoros kapcsolatban van az anyag abszolút permittivitásával.

$$\varepsilon = \varepsilon_0(1 + \chi) \quad (1)$$

Az abszolút permittivitás (ε) az anyagok egyik alapvető dielektromos tulajdonsága. Azt mutatja meg, hogy az adott anyagban elektromos mező hatására mekkora lesz a polarizációsűrűség, vagyis milyen választ ad a rajta áthaladó elektromos mező jelenlétére. Matematikailag az elektromágneses tér erősségének (E) és az elektromos eltolás (D) hányadosaként fejezzük ki.

$$\varepsilon = \frac{D}{E} \quad (2)$$

Az abszolút permittivitás az adott anyagra vonatkozik, és az anyag elektromágneses térrel szemben tanúsított viselkedését írja le. Értéke az anyag fizikokémiai tulajdonságai mellett függ az elektromágneses mező frekvenciájától és a hőmérséklettől. Mértékegysége farad per méter (F/m). Alapértéknek a vákuum permittivitását vesszük, amit ε_0 -val jelölünk.

A gyakorlatban gyakran használjuk a relatív permittivitást az abszolút helyett, mivel dimenzió nélküli mennyiség és ezáltal könnyebben kezelhető és összehasonlítható. A relatív permittivitás azt mutatja meg, hogy a vizsgált anyag permittivitása hányszorosa a vákuum permittivitásának. Matematikailag az abszolút permittivitás és a vákuum permittivitása (ε_0) hányadosaként fejezhető ki:

$$\varepsilon_r = \frac{\varepsilon}{\varepsilon_0} \quad (3)$$

Az anyagok komplex relatív permittivitása (ε_r) tartalmazza azokat a dielektromos tulajdonságokat, amelyek befolyásolják az elektromágneses hullámok elnyelődését és az

elnyelődés során bekövetkező energiaveszteséget. A komplex permittivitás valós része, más néven a dielektromos állandó (ϵ_r') megmutatja, hogy mekkora energiát képes elnyelni az anyag, miközben a képzetes (imaginárius) rész, a veszteségi tényező (ϵ_r''), az elektromos energia hővé alakulásának mértékét, vagyis a disszipációs képességet jellemzi. Az említett tulajdonságok közötti kapcsolatot a következő egyenlet írja le:

$$\epsilon_r = \epsilon_r' - j \cdot \epsilon_r'' \quad (4)$$

Az egyenletben szereplő j az imaginárius egység, vagyis a $j = \sqrt{-1}$ értékű komplex szám (Tıraş et al., 2019; Kovács et al., 2017; Nelson, 1999).

A dielektromos tulajdonságok mérésével gyors, vegyszermentes és non-destruktív módon szerezhetünk információkat különböző anyagok tulajdonságairól. Számos kutatást végeztek már a dielektromos tulajdonságok különböző iparágakban való hasznosításával kapcsolatban.

3 ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

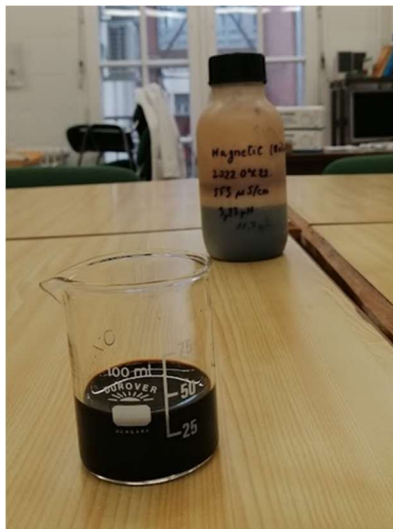
A vizsgálatokhoz használt szennyvíziszap a Pick Szeged Zrt. nevű húsipari vállalat szegedi telephelyéről származott.

A mikrohullámú előkezelésekhez a Labotron500 szakaszos üzemű mikrohullámú berendezést használtam. A berendezés multimódusú elektromágneses tér keltésére alkalmas, vagyis működése közben többféle elektromágneses hullám mintázat alakul ki a berendezés rezonátorterében. A hullámok visszaverődnek a berendezés faláról, interferálnak egymással és így különböző frekvenciákon és útvonalakon terjednek a kezelt anyag körül. A berendezés egy magnetronmaggal rendelkezik és 2,45 GHz-es elektromágneses hullámokat képes generálni. Az előkezeléseket két különböző teljesítményen: 250W-on és 500W-on végeztem. Hogy a besugárzási dózis a teljesítménytől függetlenül állandó maradjon a besugárzási idővel korrigáltam a teljesítményeket: 500W-on 1,5 percig 250W-on pedig 3 percig tartott a mikrohullámú kezelés.



2. ábra: *Labotron 500 szakaszos működésű, laboratóriumi mikrohullámú készülék*

A mikrohullámú iszapkezelés egyik problémája az, hogy gyakran inhomogén a felmelegítés, ezért a mikrohullámú előkezelés előtt az egyenletes felmelegítés elősegítése céljából 15 cm³ magnetit-nanorészecskéke szuszpenziót adtam a fermentálandó szennyvíziszaphoz. A szuszpenzió koncentrációja 0,71 g/100ml volt, míg az átlagos részecskeméret 110 nm.



3. ábra: *Magnetit-nanorészecske szuszpenzió*

Minden minta 100 cm³ szennyvíziszapot tartalmazott, ehhez adtam a 15cm³ magnetit-nanorészecske szuszpenziót és a 10cm³ oltóiszapot. Az utóbbit a mikrohullámú kezelés után adagoltam az szennyvízmintákhoz, hogy biztosítsam a fermentáció zavartalan beindulásához és lezajlásához szükséges mikróbaszámot. Ebben az esetben a sorrend igen fontos, hiszen a mikrohullámú előkezelésnek mikróbaölő hatása is van. Az anaerob fermentáció 250 cm³ térfogatú laboratóriumi üveg fermentorokban zajlott, melyek PTFE szeptummal voltak lezárva.

A termelődő biogázhozamot a laboratóriumi üvegreaktorokban uralkodó nyomás növekedésének segítségével követtem nyomon. Erre automatikus működésű WTW OxiTop IDS/B nyomásmérőfejeket használtam.

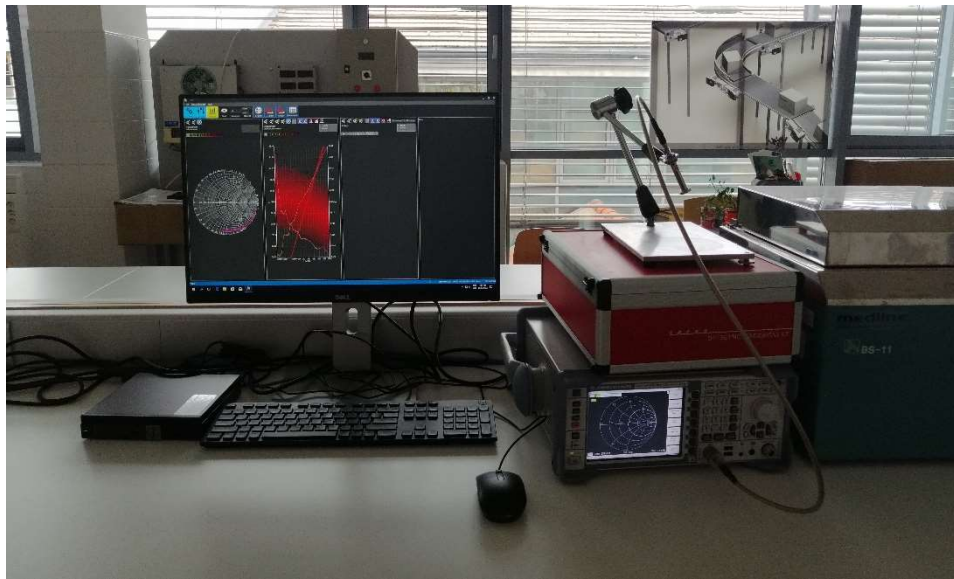
A nyomásértékek kiolvasása után Hamilton fecskendő segítségével mintát vettem a termelődött biogázból. A gázminták széndioxid és metántartalmának gázkromatográfiás mérése az SZTE TTIK Biológia Intézetében történt.



4. ábra: Az anaerob fermentáció színteréül szolgáló fermentorok

A fermentáció állandó $38 \pm 0,5^\circ\text{C}$ hőmérsékleten zajlott, melyet egy termosztátszekrény segítségével biztosítottam. A minták homogenitásának fenntartása érdekében a fermentáció során mágneses keverővel folyamatosan kevertetem őket.

A minták dielektromos paramétereinek nyomon követésére SPEAG DAK 3.5 (Schmid & Partner Engineering AG, Switzerland) nyílt végű dielektromos mérőszenzort használtam. A szenzort egy koaxális tápvonallal kötöttem össze ZVL-3 típusú vektorhálózatanalizátorral (Rohde & Schwarz, Germany), amely a 200-2400 MHz közötti frekvenciatartományban tesz méréseket lehetővé. A dielektromos tulajdonságok mérése a fermentációs hőmérsékleten, vagyis 38°C -on történt.



5. ábra: A nyílt végű mérőszenzor, a ZVL-3 vektorhálózat-analizátor és a SPEAG DAK elemző szoftver

A mérési alkalmakkor a nyomásmérés és a gázmintavétel után a korlátozott gáztér és a dielektromos mérések lehetővétele miatt az addig keletkezett biogázt kiengedtem a fermentorból. A mérések elvégzése után a fermentorokban nitrogéngáz befecskendezésének segítségével visszaállítottam az anaerob körülményeket.

4 EREDMÉNYEK ÉS KIÉRTÉKELÉSÜK

A munkám egyik fókuszja annak vizsgálata volt, hogy a mikrohullámú előkezelés hogyan befolyásolja a húsipari szennyvíziszapból anaerob fermentáció során keletkező biogáz mennyiségét és minőségét. A fermentáció optimális lefolyásához és a keletkező biogáz megfelelő minőségének biztosításához elengedhetetlen a fermentálandó alapanyag megfelelő minősége, ez azonban számos ipari hulladék, például a szennyvíziszap esetén sem teljesül. Annak érdekében, hogy a szennyvíziszap stabilizálása során melléktermékként keletkező biogáz mennyiségét növeljük érdemes különböző előkezeléseket alkalmazni. A mikrohullámú energiaközlés kiváló alternatívája lehet a hagyományos termikus hőkezelési eljárásoknak, hiszen segíti az iszappelyhek dezintegrációját és a mikrobák számára elengedhetetlen tápanyagok oldatba jutását. Azonban szelektív felmelegítő képessége problémát okoz, amikor olyan komplex rendszereknél használjuk, mint a szennyvíziszap. A hőmérsékleti inhomogenitás csökkentése érdekében magnetit-nanorészecskéket kevertem a mikrohullámú besugárzás előtt a szennyvíziszap mintákhoz. A termelődő gáz mennyiségét a fermentorokban lévő nyomásnövekedés segítségével követtem nyomon. A termelődő gáz minőségét (vagyis metántartalmát) gázkromatográfiás mérésekkel vizsgáltuk. A biogáz két legnagyobb mennyiségben jelenlévő összetevője a maga a hasznos komponens, a metán és a legnagyobb mennyiségben keletkező melléktermék a szén-dioxid, ezért ennek a két komponensnek a mennyiségét mértem.

A kutatómunkám második felében pedig a dielektromos állandó mérését, mint monitorozási módszert vizsgáltam. A szennyvíziszap minták dielektromos állandójának nyomon követése a fermentáció előrehaladtával hasznos információkat biztosít a fermentációs folyamat pillanatnyi állapotáról. Az anaerob fermentáció egy igen összetett folyamat, ezért főleg ipari környezetben elengedhetetlen monitorozni. Így nyomon követhetjük, hogy melyik fázisban van éppen a fermentáció, észrevehetjük ha valami váratlan változás következtében romlik a folyamat hatékonysága, illetve pontosabban becsülhetjük meg a fermentációs kimerülés időpontját. Ez segít a folyamat költséghatékonyságának növelésében, hiszen gyorsan jelzi az esetleges beavatkozások szükségességét és a fermentáció végét.

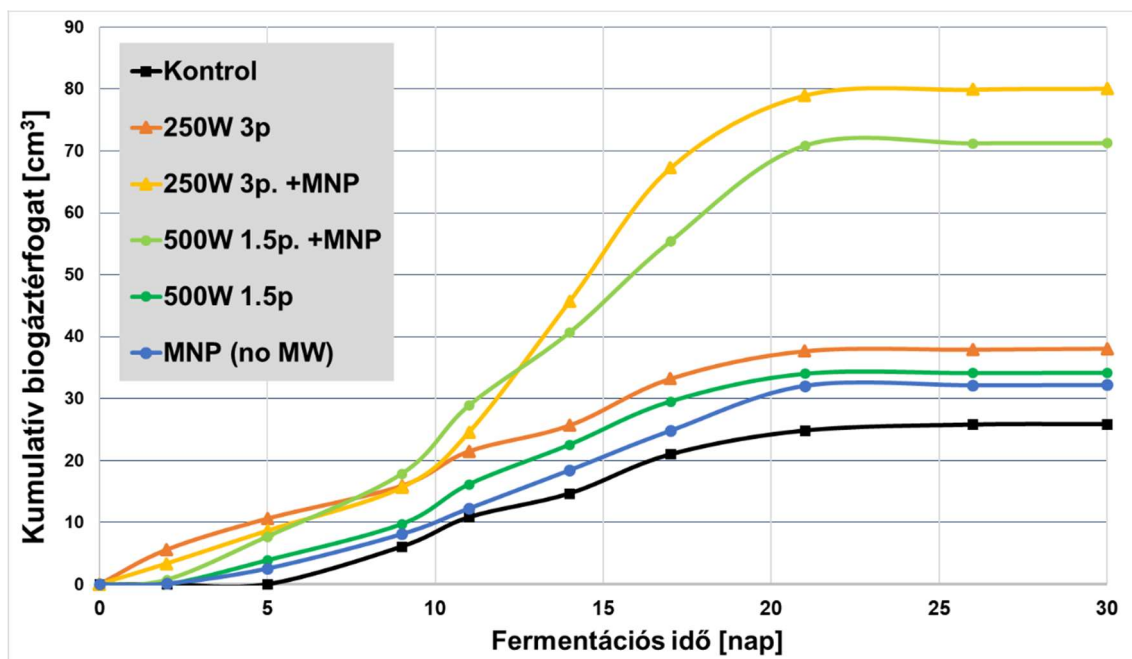
4.1 Biogáz hozam vizsgálata

Vizsgáltam, hogy a különböző előkezeléseknek milyen hatása van a termelődő biogáz mennyiségére és a biogáztermelődés kinetikájára. A fermentorokban keletkező túlnyomás mérésével határoztam meg mind a különböző módokon előkezelt mintákban, mind a kontroll

mintában keletkező biogáz mennyiségét. A nyomásméréssel kapott értékekből az ideális gáztörvény módosított változatának segítségével határozható meg a termelt biogáz térfogata:

$$V_{\text{biogáz}} = \frac{p_r \cdot V_r \cdot T_{\text{norm}}}{p_{\text{atm}} \cdot T_f} \quad (5)$$

A p_r a mért nyomás [Pa], a V_r a gáztér térfogata [cm^3], a $T_n = 293$ K vagyis a technikai normál hőmérséklet, P_{atm} az atmoszférikus nyomást vagyis 10^5 Pa, a $T_f = 311$ K, vagyis a fermentációs hőmérséklet.



6. ábra: A termelődő biogáz mennyiségének változása a fermentációs idő előrehaladtával a kontroll és az előkezelt minták esetében

A kapott eredmények az eltelt fermentációs idő függvényében ábrázolva könnyen összehasonlíthatóak. Ez látható az 5. ábrán. A gáztermelődési eredményeim egyértelműen alátámasztják a választott előkezelések serkentő hatását a gáztermelésre, hiszen a kontrollmintában kevesebb biogáz keletkezett, mint bármelyik előkezelt mintában.

A leghatékonyabbnak a 250W-on 3 percig tartó magnetitreszecskekkel kiegészített előkezelés bizonyult: ezzel a módszerrel több, mint háromszor annyi gáz termelődött, mint az előkezeléseken át nem esett mintában.

Mindkét tesztelt besugárzási teljesítmény esetében a magnetit nanorészecskék jelenléte pozitív hatással volt a termelődő biogáz mennyiségére, hiszen rendre a kombinált kezelést kapott mintáknál tapasztaltam a magasabb hozamot a kizárólag mikrohullámú besugárzást kapott mintákhoz viszonyítva. A biogázhozamok növekedése alapján valószínűsíthető, hogy a két kezelés – a mikrohullámú előkezelés és a magnetit nanorészecskék alkalmazása – nem csak additív, hanem a módszerek egymás hatását is erősítették. Additív hatás esetén a kombinált

kezeléseknél tapasztalt biogázhozam-növekedés megegyezne az egyes előkezeléseknél tapasztalt hozamnövekedések összegével. Azonban, ahogy az az 5. ábrán is látszik ennél nagyobb növekedést tapasztaltunk. Vagyis a biogáz mennyisége a vártnál jelentősebb mértékben nőtt, ami arra utal, hogy a két kezelés kombinációja szinergikus hatást vált ki, és így hatékonyabb, mint ha külön-külön alkalmaztuk volna őket. Ennek az egyik formája valószínűleg az, hogy a magnetit-nanorészecskék forró-pontokként viselkednek a melegítés közben és sikeresen szüntetik meg a mikrohullámú hőközlés szelektív felmelegítési profilja miatt létrejövő hőmérsékleti inhomogenitásokat. A homogénebb hőkezelés pedig egyenletesebb és nagyobb hatékonyságú iszapdezinTEGRÁCIÓHOZ vezet.

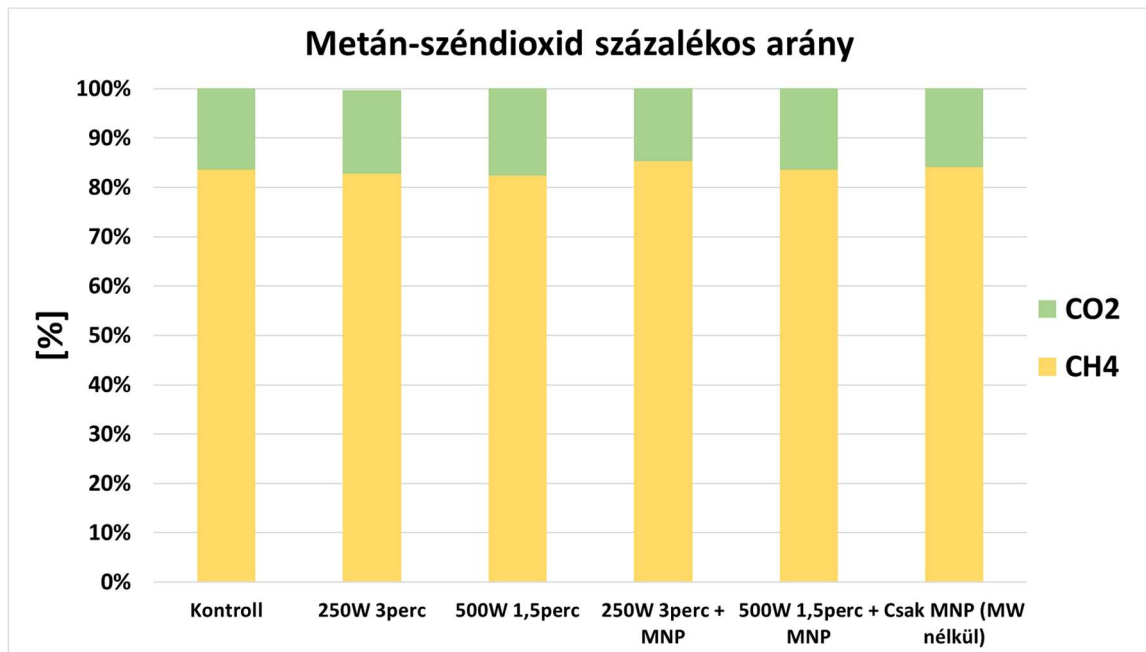
Továbbá az is látható a gáztermelődesi eredményeimből, hogy a mikrohullámú kezelést nem, csak magnetitrészecskékkel kezelt (vagyis gyakorlatilag a mikrohullámú előkezelés kontrolljaként használt) minta gáztermelése is növekedett a kezeletlen mintához képest. Ez bizonyítja, hogy a fémnanorészecskék jelenléte a mikrohullámú hőközlés nélkül is serkenti a gáztermelést, így jótékony hatásuk nem csak a mikrohullámú előkezelés során mutatkozik meg. Az eredmények azt mutatják, hogy már pusztán a vas jelenléte is serkentő hatással van a mikrobák anyagcseréjére és élettevékenységeire. Bár a mikrobák nem képesek közvetlenül felhasználni az elemi vasat vagy a vas-oxidot, a fermentáció során olyan szerves savakat termelnek, amelyek hozzájárulhatnak a vasionok vas-oxidból való kioldódásához. Az így felszabaduló vasionokat a mikrobák már képesek felvenni, beépíteni anyagcseréjükbe, és ezáltal hasznosítani. Azért is érdemes a fémnanorészecskék szennyvízipari felhasználását továbbiakban is vizsgálni, mivel ezeket lehet szeparálni, vagyis mágneses tulajdonságaikat, vagy a nagy sűrűségüket kihasználva visszanyerni a kezelt szennyvízből, aztán, tisztítás után újrahasználni. Ennélfogva egy költséghatékony és fenntartható cirkuláris szennyvízgyártózkodási rendszer része lehet alkalmazásuk.

Az 5. ábrát vizsgálva láthatjuk, hogy a fermentáció hasonló ütemben folyt le a különböző minták esetében. A gázhozamot leíró függvények telítési görbe jellegűek, azaz a kezdeti emelkedés után, a 20-dik nap környékén beállnak egy állandó értékre. Ez jelzi a fermentációs közeg kimerülését és a mikrobapopuláció életciklusának hanyakló fázisba lépését. Azt is láthatjuk, hogy a kezdeti emelkedés a különböző mintáknál eltérő időpontokban kezdődött el. A kontroll mintában észleltem a legkésőbb a biogáztermelés megindulását. Ez azt mutatja, hogy nemcsak a termelt gáztérfogatra voltak jótékony hatással az előkezelések, hanem a gáztermelődes megindulását is katalizálták: a kezelt minták esetén napokkal korábban indult meg a gáztermelés, mint a kontroll esetében. Annak, hogy korábban indult meg a gáztermelés valószínűleg a lag fázis lerövidülése az oka. Tehát a fermentációs kultúra mikrobái gyorsabban

alkalmazkodnak az új körülményekhez és gyorsabban elérték az osztódáshoz és intenzív anyagcsere folyamatok folytatásához szükséges állapotot. Ez nagyléptékben, például ipari alkalmazás esetén jelentős kiadásokat spórolhat meg, hiszen ha a mikróbák gyorsabban kezdik meg a számunkra hasznos anyagcsere folyamataikat, akkor rövidebb ideig kell számukra a megfelelő hőmérsékletet és a rendszer keverését biztosítani.

4.2 A biogáz minőség vizsgálata

Természetesen nem csak a termelődő biogáz mennyisége a fontos, ha energiaforrásként szeretnénk felhasználni nem tekinthetünk el a minőségétől sem. Ezért fontosnak tartottam, hogy azt is vizsgáljam, hogy a választott előkezelések hogyan befolyásolják a termelődő gáz összetételét. A biogáz hasznos komponense a metángáz, hiszen ennek az elégetésével vagyunk képesek a biogázt, mint energiahordozót felhasználni, tehát energetikai szempontból minél nagyobb egy adott biogáz minta metántartalma, annál jobb minőségű. A gázösszetételt gázkromatográfus mérésekkel vizsgáltuk. A különböző előkezelések mellett meghatározott CH₄-CO₂ arány átlagosan 83% volt a metán javára. A szórás csupán 2,7%, tehát nem volt számottevő különbség a kezelt minták és a kontroll gázminősége között.

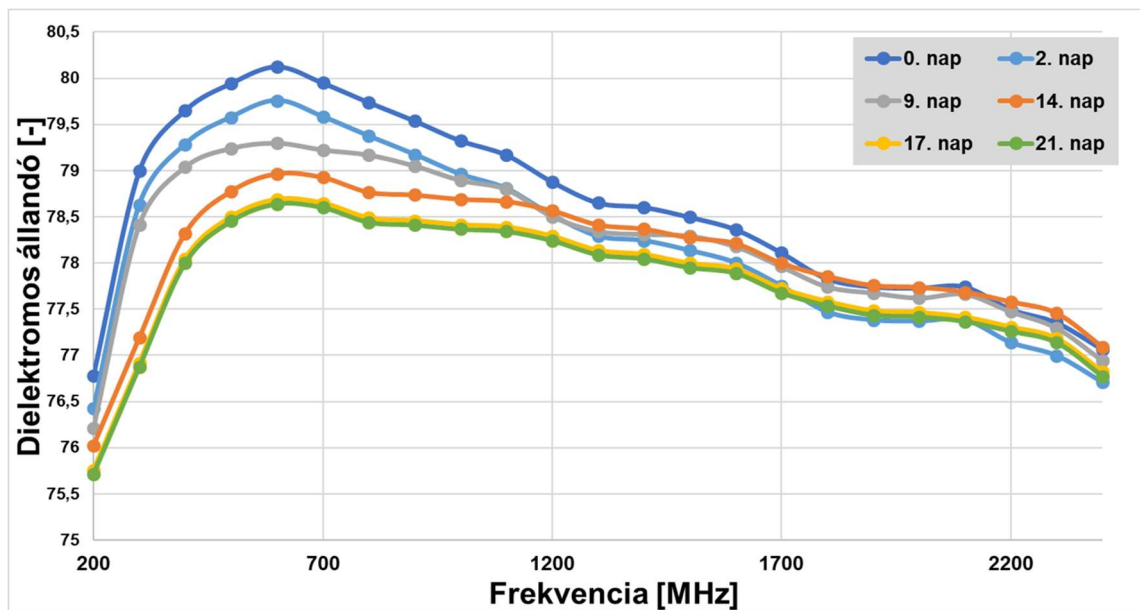


7. ábra: A biogázminták metán-széndioxid százalékos aránya

Ez azt jelenti, hogy az előkezeléseim úgy növelték meg a keletkezett gáz térfogatát, hogy annak metántartalmára nem gyakoroltak negatív hatást, vagyis nagyobb mennyiségű, de ugyanolyan metán tartalommal rendelkező biogáz termelődött. Tehát elmondható, hogy az előállított CH₄ mennyisége a kezelések hatására jelentősen megnőtt.

4.3 Dielektromos tulajdonságok vizsgálata

Az anaerob fermentáció során termelődő biogáz mennyisége és az előkezelések minőségre gyakorolt hatása mellett a munkám harmadik fókuszja a fermentációs közeg dielektromos viselkedésének nyomon követése volt az anaerob fermentáció különböző fázisaiban. Ennek érdekében meghatározott időközönként mértem a minták dielektromos tulajdonságait a lebomlási folyamat során. A célom az volt, hogy megvizsgáljam, hogy a dielektromos tulajdonságok változása az anaerob fermentáció során korrelál-e a fermentáció folyamatának lefolyásával.

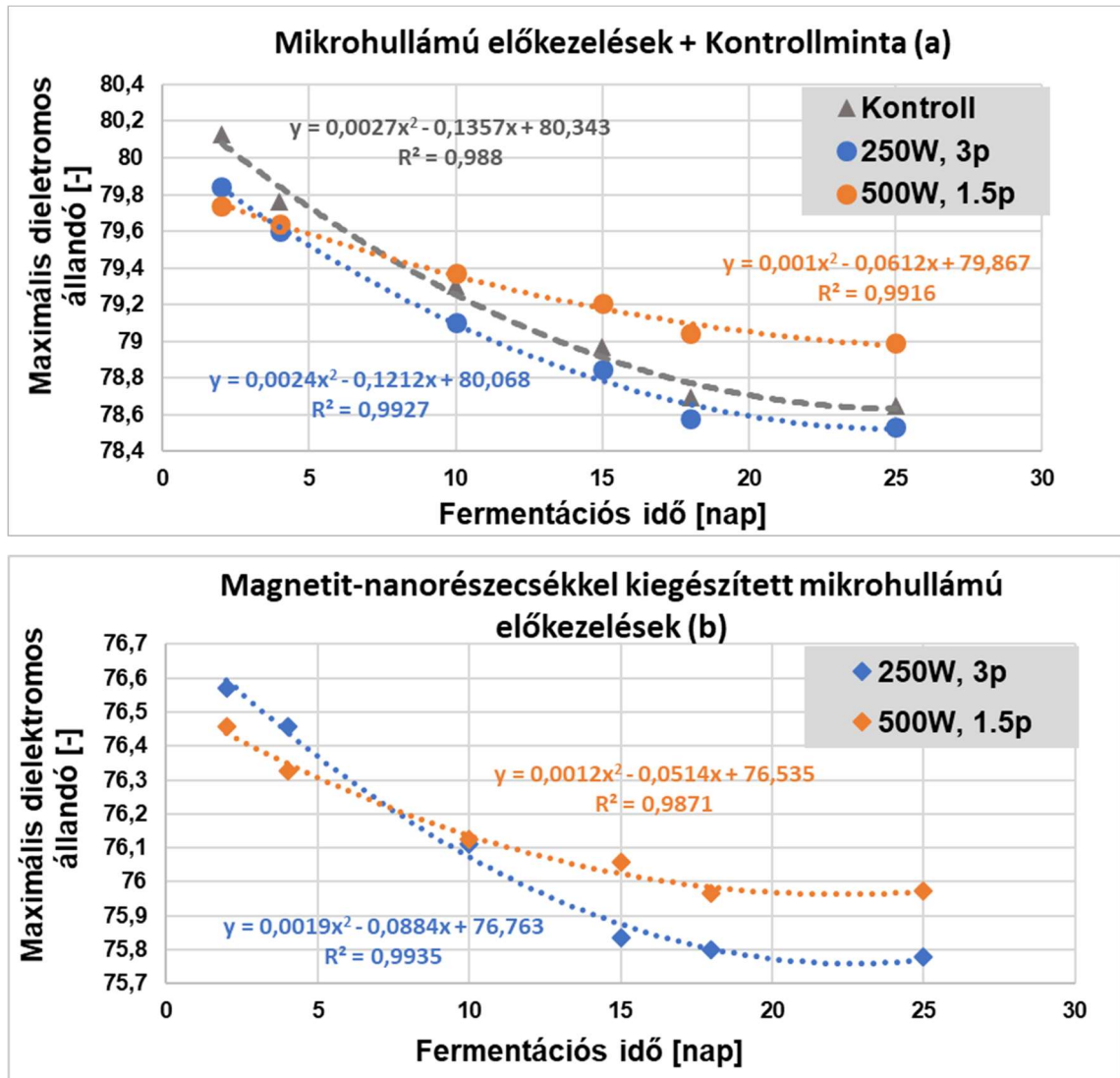


8. ábra: *A szennyvíziszap minták dielektromos állandójának változása a mérés frekvenciájának és a fermentáció előrehaladásának függvényében*

A szennyvíziszapok dielektromos tulajdonságai más vizes rendszerekhez hasonlóan viselkednek. A dielektromos állandó maximális értéke a teljes fermentáció során ugyanazon a frekvencián (600 MHz körüli értéken) mérhető, de a maximum effektív értéke a fermentáció előrehaladtával folyamatosan csökken. A dielektromos állandó csökkenése az alacsonyabb frekvenciákon mérve sokkal szembetűnőbb, mivel a relaxációs frekvencia (ahol a dielektromos állandó eléri a vizsgált tartományon az abszolút maximumát, ez esetben 600 MHz körüli) után a vizsgált rendszer már nem tudja lekövetni az időben váltakozó elektromágneses teret, így összetételtől függetlenül a dielektromos tulajdonságok közötti különbségek fokozatosan megszűnnek.

Ezalapján látható, hogy ahogy haladunk a mért frekvencia felső határához, ez a csökkenés egyre kevésbé lesz érzékelhető. Ahogy az ábrán is látszik, a fermentáció 17-dik és 21-dik napján már frekvenciától függetlenül nem látható számottevő eltérést a dielektromos

állandó értékében, vagyis megállapítható, hogy az anaerob lebontás stacioner (steady-state) állapotba jutott, ahol már jelentős biogáz-fejlődés nem tapasztalható.



9. ábra:

(a): A mikrohullámú előkezeléseken átesett minták és a kontrollminta maximális dielektromos állandójának változása a fermentáció folyamata során

(b): A magnetit-nanorészecskékkel kombinált mikrohullámú előkezelésen átesett minták maximális dielektromos állandójának változása a fermentáció folyamata során

Annak érdekében, hogy a dielektromos állandó és a fermentációs folyamat közötti összefüggést pontosabban megállapíthassam, a 600 MHz-es frekvenciához tartozó dielektromos állandó értékeket ábrázoltam a fermentációs idő, mint indirekt paraméter függvényében. Ezeket az eredményeket a 9. ábra mutatja be.

A mérési eredményeim azt mutatják, hogy dielektromos állandó karakterisztikus csökkenése hasonló tendencia szerint történik, attól függetlenül, hogy milyen előkezelést alkalmaztunk a mintákon. A csökkenés minden minta esetében másodfokú polinomfüggvénnyel jól leírható, ezt támasztják alá a rendre $R^2=0,98$ -nál nagyobb R^2 értékek is. Ez alapján megállapítható, hogy előkezeléstől függetlenül a dielektromos állandó csökkenése magas korrelációt mutat a fermentációs idő előrehaladtával, ami pedig értelemszerűen az anaerob fermentációt ill. annak egyes szakaszait határozza meg. A mérési eredményeim alapján belátható, hogy megfelelő számú próbamérés, illetve kalibráció megléte mellett a dielektromos állandó és változásának meghatározása alkalmas mérési módszer lehet egy szennyvíziszap anaerob rothasztásának időbeli lekövetésére. A 600 MHz-es fix frekvencia alkalmazása pedig méréstechnikai szempontból is előnyös, hiszen egy folyamatos üzemi körülményekhez alkalmas szenzor fejlesztése egyszerűbb és kevésbé költséges, ha a méréseket csak egy frekvenciaértéken végezzük.

5 ÖSSZEFOGLALÁS

Kutatómunkám keretein belül egy a szennyvízkezelés során nagymennyiségben keletkező veszélyes hulladék, a szennyvíziszap anaerob fermentációval történő stabilizálását vizsgáltam. Ennek a módszernek nagy előnye, hogy a folyamat során a szennyvíziszap stabilizálódása és a benne található veszélyes mikrobák számának csökkenése mellett, megújuló energiaforrás, biogáz is keletkezik. Az anaerob fermentáció során keletkező biogáz energetikai célú felhasználása érdekében fontos, hogy a fermentáció alapanyaga megfelelő minőségű legyen. Azonban az ipari szennyvizekből származó szennyvíziszapok, nem tartozik az anaerob fermentáció ideális szubsztrátjai közé, de tulajdonságaik előkezelésekkel javíthatók.

Munkám során különböző teljesítményeken végzett, magnetit-nanorészecskékkel kiegészített mikrohullámú előkezelések hatását vizsgáltam húsipari szennyvíziszapok anaerob fermentációjára. Mértém a különböző módokon előkezelt minták lebontása során keletkező biogáz mennyiségét és minőségét, illetve megfigyeltem a biogáz-termelés dinamikáját. Munkám másik fókuszja a fermentációs közeg dielektromos tulajdonságainak mérése volt. Vizsgáltam, hogy a dielektromos tulajdonságok, főleg a dielektromos állandó értékének mérése alkalmazható-e a fermentációs folyamat nyomon követésére.

Az eredményeim azt mutatják, hogy az alkalmazott előkezelések úgy növelik meg a keletkező biogáz mennyiségét, hogy annak metántartalmára gázkromatográfiás mérésekkel igazolható módon nem voltak negatív hatással. A leghatékonyabb előkezelésnek a 250 W teljesítményen, 3 percre magnetit-nanorészecskék jelenlétében végzett mikrohullámú kezelés bizonyult: ezzel több, mint háromszor akkora biogázhozamot értem el, mint amit kezeletlen mintában tapasztaltam. Továbbá azt is igazoltam, hogy a nanorészecskék hozzáadása és a mikrohullámú előkezelés, bár külön-külön is serkentő hatással van a fermentációra, együtt alkalmazva egymás hatását erősítik.

Bebizonyosodott, hogy a dielektromos tulajdonságok megváltozása és a fermentáció lefolyása között egyértelmű függvénykapcsolat van, vagyis a dielektromos tulajdonságok mérése megfelelő módszer lehet az anaerob fermentáció folyamatának nyomon követésére. A módszert az alacsonyabb frekvenciákon (600 MHz környékén) érdemes alkalmazni, mivel a dielektromos állandó fermentáció előrehaladtával bekövetkező csökkenése kevésbé szembetűnő a magasabb frekvenciatarományokban. A monitorozási technika megfelelő az előkezelt és a kezeletlen szennyvíziszapminták fermentációjának nyomon követésére is.

Az eredményeim hasznos ismereteket szolgáltatnak az anaerob fermentáció hatékonyságának javításához, különösen az ipari szennyvíziszapok kezelésének területén,

azonban a témában további kutatásokra van szükség. A továbbiakban érdemes lenne tovább vizsgálni a kezelési idő paraméter szerepét. Hiszen fontos információ lehet számunkra, hogy a 250W-on végzett kombinált kezelés valóban az alacsonyabb teljesítmény alkalmazása miatt volt hatékonyabb, vagy a hosszabb kezelési idő tette lehetővé a kezelés hatásának kifejeződését. A magnetit-nanorészecskék cirkuláris szennyvízgazdálkodási rendszerekben való alkalmazhatósága is további kutatásokat igényel. Vizsgálni kell a részecskék szeparálásának legköltséghatékonyabb módját és az újrahasználhatóságuk mértékét. Mindezek mellett érdemesnek tartom az alkalmazott előkezelések hatékonyságának más típusú szennyvíziszapokon való tesztelését, hogy kiderüljön, hogy hasonlóan reagálnak-e a kezelésekre, mint a húsipari szennyvíziszap.

6 IRODALOMJEGYZÉK

- Adams, F. C., & Barbante, C. (2013). Nanoscience, nanotechnology and spectrometry. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 86, 3-13.
- Ano, T., Tsubaki, S., Fujii, S., & Wada, Y. (2021). Designing local microwave heating of metal nanoparticles/metal oxide substrate composites. *The Journal of Physical Chemistry C*, 125(43), 23720-23728.
- Attila, B. (2013). Nanorészecskék általános fizikai-kémiai tulajdonságai. *Természet Világa*, 486, 486.
- Bhattacharya, S. N. (1981). Flow characteristics of primary and digested sewage sludge. *Rheologica Acta*, 20, 288-298.
- Bock, K. W., & Köhle, C. (2006). Ah receptor: dioxin-mediated toxic responses as hints to deregulated physiologic functions. *Biochemical pharmacology*, 72(4), 393-404.
- Boström, C. E., Gerde, P., Hanberg, A., Jernström, B., Johansson, C., Kyrklund, T., ... & Westerholm, R. (2002). Cancer risk assessment, indicators, and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air. *Environmental health perspectives*, 110(suppl 3), 451-488.
- Bozkurt, Y. C., & Apul, O. G. (2020). Critical review for microwave pretreatment of waste-activated sludge prior to anaerobic digestion. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 14, 1-9.
- Chellaram, C., Murugaboopathi, G., John, A. A., Sivakumar, R., Ganesan, S., Krithika, S., & Priya, G. (2014). Significance of nanotechnology in food industry. *APCBEE procedia*, 8, 109-113.
- Chemat, F., Esveld, D. C., Poux, M., & Di-Martino, J. L. (1998). The role of selective heating in the microwave activation of heterogeneous catalytic reactions using a continuous microwave reactor. *Journal of Microwave Power and Electromagnetic Energy*, 33(2), 88-94.
- Cuetos, M. J., Gómez, X., Otero, M., & Morán, A. (2010). Anaerobic digestion and co-digestion of slaughterhouse waste (SHW): influence of heat and pressure pre-treatment in biogas yield. *Waste management*, 30(10), 1780-1789.
- Cserhalmi, Zs., Éliás, I., Tóthné Szita, K. (1998). Hús- és Baromfipar környezeti hatásai, Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián. 54-74.
- Dai, J., Xu, M., Chen, J., Yang, X., & Ke, Z. (2007). PCDD/F, PAH and heavy metals in the sewage sludge from six wastewater treatment plants in Beijing, China. *Chemosphere*, 66(2), 353-361.

- Demirbas, A., Taylan, O., & Kaya, D. (2016). Biogas production from municipal sewage sludge (MSS). *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 38(20), 3027–3033. <https://doi.org/10.1080/15567036.2015.1124944>
- El Bakraoui, H., Slaoui, M., Mabrouki, J., Hmouni, D., & Laroche, C. (2022). Recent trends on domestic, agricultural and industrial wastewaters treatment using microalgae biorefinery system. *Applied Sciences*, 13(1), 68.
- Eskicioglu, C., Terzian, N., Kennedy, K. J., Droste, R. L., & Hamoda, M. (2007). Athermal microwave effects for enhancing digestibility of waste activated sludge. *Water Research*, 41(11), 2457-2466.
- Fang, W., Zhang, P., Zhang, G., Jin, S., Li, D., Zhang, M., & Xu, X. (2014). Effect of alkaline addition on anaerobic sludge digestion with combined pretreatment of alkaline and high pressure homogenization. *Bioresource technology*, 168, 167-172.
- Füreder, K., Svardal, K., Krampe, J., & Kroiss, H. (2018). Rheology and friction loss of raw and digested sewage sludge with high TSS concentrations: a case study. *Water Science and Technology*, 2017(1), 276-286.
- Geerdink, R. B., van den Hurk, R. S., & Epema, O. J. (2017). Chemical oxygen demand: Historical perspectives and future challenges. *Analytica Chimica Acta*, 961, 1-11.
- Geusau, A., Abraham, K., Geissler, K., Sator, M. O., Stingl, G., & Tschachler, E. (2001). Severe 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) intoxication: clinical and laboratory effects. *Environmental health perspectives*, 109(8), 865-869.
- Gupta, R., & Garg, V. K. (2008). Stabilization of primary sewage sludge during vermicomposting. *Journal of hazardous materials*, 153(3), 1023-1030.
- Gupta, V. K., Ali, I., Saleh, T. A., Nayak, A., & Agarwal, S. (2012). Chemical treatment technologies for waste-water recycling—an overview. *Rsc Advances*, 2(16), 6380-6388.
- IPCC, 2001. Summary for Policy Makers of the IPCC WG III Third Assessment Report.
- Jákóí, Z. P., Hodúr, C., & Beszédes, S. (2024). Magnetic iron oxide nanoparticle enhanced microwave pretreatment for anaerobic digestion of meat industry sludge. *Scientific Reports*, 14(1), 10723.
- Jákóí, Z., Lemmer, B., Hodúr, C., & Beszédes, S. (2021). Microwave and ultrasound based methods in sludge treatment: A review. *Applied Sciences*, 11(15), 7067
- Kacprzak, M., Neczaj, E., Fijałkowski, K., Grobelak, A., Grosser, A., Worwag, M., ... & Singh, B. R. (2017). Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environmental research*, 156, 39-46.

- Kesari, K. K., Soni, R., Jamal, Q. M. S., Tripathi, P., Lal, J. A., Jha, N. K., ... & Ruokolainen, J. (2021). Wastewater treatment and reuse: a review of its applications and health implications. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232, 1-28.
- Kocsis, I. (2005). Komposztálás. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest.
- Kovács, R., Sziládi, K., Keszthelyi-Szabó, G., & Beszédes, S. (2017). Mérési körülmények hatásának vizsgálata folyadékok dielektromos jellemzőinek meghatározásánál. *Jelenkori társadalmi és gazdasági folyamatok*, 12(4), 49-59.
- Kuglarz, M., Karakashev, D., & Angelidaki, I. (2013). Microwave and thermal pretreatment as methods for increasing the biogas potential of secondary sludge from municipal wastewater treatment plants. *Bioresource technology*, 134, 290-297.
- Lee, M. J., Kim, T. H., Yoo, G. Y., Min, B. K., & Hwang, S. J. (2010). Reduction of sewage sludge by ball mill pretreatment and Mn catalytic ozonation. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 14, 693-697.
- Levlin, E. (2010). Conductivity measurements for controlling municipal waste-water treatment. In *Proceedings of a polish-Swedish-Ukrainian seminar* (pp. 51-62).
- Lim, J. W., & Wang, J. Y. (2013). Enhanced hydrolysis and methane yield by applying microaeration pretreatment to the anaerobic co-digestion of brown water and food waste. *Waste Management*, 33(4), 813-819.
- Liu, B., Liu, L., Deng, B., Huang, C., Zhu, J., Liang, L., ... & Yao, S. (2022). Application and prospect of organic acid pretreatment in lignocellulosic biomass separation: A review. *International journal of biological macromolecules*, 222, 1400-1413.
- Luostarinen, S., Luste, S., & Sillanpää, M. (2009). Increased biogas production at wastewater treatment plants through co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge from a meat processing plant. *Bioresource technology*, 100(1), 79-85.
- Madigan, M. T., Bender, K. S., Buckley, D. H., Sattley, W. M., & Stahl, D. A. (2021). *Brock biology of microorganisms* (16th ed.). Pearson Education. <https://www.pearson.com/en-us/pearsonplus/p/9780135860717>
- Manuel, J. (2014). Nutrient pollution: A persistent threat to waterways.
- Mateo-Sagasta, J.; Raschid-Sally, L.; Thebo, A. Global Wastewater and Sludge Production, Treatment and Use. In *Wastewater: Economic Asset in an Urbanizing World*; Drechsel, P., Qadir, M., Wichelns, D., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2015; pp. 15–38. ISBN 978-94-017-9545-6.
- Mogens Henze - Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes - January 2002

- Nascimento, A. L., Souza, A. J., Andrade, P. A. M., Andreote, F. D., Coscione, A. R., Oliveira, F. C., & Regitano, J. B. (2018). Sewage sludge microbial structures and relations to their sources, treatments, and chemical attributes. *Frontiers in Microbiology*, 9, 1462.
- Nelson, S. O. (1999). Dielectric properties measurement techniques and applications. *Transactions of the ASAE*, 42(2), 523-529
- Nguyen, V. K., Chaudhary, D. K., Dahal, R. H., Trinh, N. H., Kim, J., Chang, S. W., ... & Nguyen, D. D. (2021). Review on pretreatment techniques to improve anaerobic digestion of sewage sludge. *Fuel*, 285, 119105.
- Panda, S. K., Aggarwal, I., Kumar, H., Prasad, L., Kumar, A., Sharma, A., ... & Mishra, V. (2021). Magnetite nanoparticles as sorbents for dye removal: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 19, 2487-2525.
- Parlasca, M. C., & Qaim, M. (2022). Meat consumption and sustainability. *Annual Review of Resource Economics*, 14(1), 17-41.
- Philipp, M., Masmoudi Jabri, K., Wellmann, J., Akrou, H., Bousselmi, L., & Geißen, S. U. (2021). Slaughterhouse wastewater treatment: A review on recycling and reuse possibilities. *Water*, 13(22), 3175.
- Qin, W., Egolfopoulos, F. N., & Tsotsis, T. T. (2001). Fundamental and environmental aspects of landfill gas utilization for power generation. *Chemical Engineering Journal*, 82(1-3), 157-172.
- Ravindra, K., Sokhi, R., & Van Grieken, R. (2008). Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric environment*, 42(13), 2895-2921.
- Ruffino, B., Campo, G., Genon, G., Lorenzi, E., Novarino, D., Scibilia, G., & Zanetti, M. (2015). Improvement of anaerobic digestion of sewage sludge in a wastewater treatment plant by means of mechanical and thermal pre-treatments: Performance, energy and economical assessment. *Bioresource technology*, 175, 298-308.
- Ruth Weiner, Robin Matthews - Environmental Engineering 4th Edition, 2003
- Ryckebosch, E., Drouillon, M., & Vervaeren, H. (2011). Techniques for transformation of biogas to biomethane. *Biomass and bioenergy*, 35(5), 1633-1645.
- Sallai T - Kommunális szennyvíziszap termikus ártalmatlanításának lehetőségei, 2007
- Serbanescu, A., Barbu, E., Nicolescu, I., & Bucur, E. (2017). Interdependence between total organic carbon content and heating value of sewage sludge samples.
- Singh, R. P., & Agrawal, M. (2008). Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste management*, 28(2), 347-358.

- Singh, V., Phuleria, H. C., & Chandel, M. K. (2022). Unlocking the nutrient value of sewage sludge. *Water and Environment Journal*, 36(2), 321-331.
- Sterling Jr, M. C., Lacey, R. E., Engler, C. R., & Ricke, S. C. (2001). Effects of ammonia nitrogen on H₂ and CH₄ production during anaerobic digestion of dairy cattle manure. *Bioresource technology*, 77(1), 9-18.
- Stiborova, H., Wolfram, J., Demnerova, K., Macek, T., & Uhlik, O. (2015). Bacterial community structure in treated sewage sludge with mesophilic and thermophilic anaerobic digestion. *Folia microbiologica*, 60, 531-539.
- Sude, G., Rajpal, A., Tyagi, V. K., Sharma, K., Mutiyar, P. K., Panday, B. K., ... & Kazmi, A. A. (2024). Evaluation of sludge quality in Indian sewage treatment plants to develop quality control indices. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(12), 17578-17590.
- Tıraş, B., Dede, S., & Altay, F. (2019). Dielectric properties of foods. *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, 7(11), 1805-1816.
- Toreci, I., Kennedy, K. J., & Droste, R. L. (2009). Evaluation of continuous mesophilic anaerobic sludge digestion after high temperature microwave pretreatment. *Water Research*, 43(5), 1273-1284.
- Toreci, I., Kennedy, K. J., & Droste, R. L. (2010). Effect of high-temperature microwave irradiation on municipal thickened waste activated sludge solubilization. *Heat Transfer Engineering*, 31(9), 766-773.
- Tytła, M. (2019). Assessment of heavy metal pollution and potential ecological risk in sewage sludge from municipal wastewater treatment plant located in the most industrialized region in Poland—case study. *International journal of environmental research and public health*, 16(13), 2430.
- UNEP/MAP. (2004). *Guidelines for the application of best available techniques (BATs) and best environmental practices (BEPs) in industrial sources of BOD, nutrients and suspended solids for the Mediterranean region*. Athens: UNEP/MAP.
- Wang, X., Chen, T., Ge, Y., & Jia, Y. (2008). Studies on land application of sewage sludge and its limiting factors. *Journal of Hazardous Materials*, 160(2-3), 554-558.
- Werther, J., & Ogada, T. (1999). Sewage sludge combustion. *Progress in energy and combustion science*, 25(1), 55-116.
- Xue, S., Wang, Y., Lyu, X., Zhao, N., Song, J., Wang, X., & Yang, G. (2020). Interactive effects of carbohydrate, lipid, protein composition and carbon/nitrogen ratio on biogas production of different food wastes. *Bioresource Technology*, 312, 123566.

- Zaidi, A. A., RuiZhe, F., Malik, A., Khan, S. Z., Bhutta, A. J., Shi, Y., & Mushtaq, K. (2019). Conjoint effect of microwave irradiation and metal nanoparticles on biogas augmentation from anaerobic digestion of green algae. *International Journal of Hydrogen Energy*, 44(29), 14661-14670.
- Zhang, Y., Zhang, P., Guo, J., Ma, W., Fang, W., Ma, B., & Xu, X. (2013). Sewage sludge solubilization by high-pressure homogenization. *Water science and technology*, 67(11), 2399-2405.

Képek forrása:

1. ábra: <https://varuncnmicro.blogspot.com/2016/09/btb9-bacterial-growth-curve.html> (2024.11.17) [általam módosított ábra]

A többi dolgozatban található ábra és kép saját készítésű.

7 KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetemet fejezem ki témavezetőimnek Dr. Lemmer Balázsnak és Jákói Zoltán Péternek, akik szakértelmükkel, a munkám során nyújtott pótolhatatlan segítségükkel és irányadó tanácsaikkal lehetővé tették tudományos diákköri dolgozatom elkészülését.

Külön szeretném megköszönni a magnetit-nanorészecskéket Nyergesné Dr. Illés Erzsébetnek és a gázkromatográfiás mérésekkel nyújtott segítséget a Természettudományos és Informatikai Kar Biológia Intézet munkatársainak.

Végezetül, de nem utolsósorban szeretném kifejezni hálámat a munkám támogatásáért, amely az EKÖP-24-1-SZTE-264 pályázat keretében valósult meg.