مهمترین عوامل تاثیرگذار بر فرآیند هضم بیهوازی بخش آلی پسماندهای جامد شهری

شلیر کشاورزی[۱*]، شاهین رفیعی[۲]، رضا علیمردانی[۳]، حسن قاسمی مبتکر[۴]

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد گروه مهندسی بیوسیستم، دانشکده مهندسی و فناوری کشاورزی، دانشگاه تهران، کرج، ایران (shelir.keshavarzi@ut.ac.ir)

۲. استاد گروه مهندسی بیوسیستم، دانشکده مهندسی و فناوری کشاورزی، دانشگاه تهران، کرج ، ایران (shahinrafiee@ut.ac.ir)

۳. استاد گروه مهندسی بیوسیستم، دانشکده مهندسی و فناوری کشاورزی، دانشگاه تهران، کرج ، ایران (rmardani@ut.ac.ir)

۴. استادیار گروه مهندسی بیوسیستم، دانشکده مهندسی و فناوری کشاورزی، دانشگاه تهران، کرج ، ایران (Mobtaker@ut.ac.ir)

چکیده

با توجه به تولید روزافزون پسماندهای آلی بخصوص در کشورهای در حال توسعه پیدا کردن راه‌حل‌های مناسب برای رسیدگی به این بخش از پسماندهای جامد شهری رویکردی بسیار اساسی است. فرآیند هضم بیهوازی به عنوان یک تکنولوژی موفق در تصفیه‌ی این پسماندها در اکثر نقاط جهان عمل کرده است. از بیوگاز می‌توان برای تولید انرژی الکتریسیته و یا سوخت حمل و نقل و از هضم تولید شده، یعنی محصول جانبی حاصل از این فرآیند به عنوان کود کشاورزی استفاده می‌کنند . اما انجام این فرآیند به شناسایی عامل‌های مختلفی همچون ویژگی‌های فیزیکی پسماند شامل اندازه‌ی ذرات وچگالی، ویژگی‌های ترکیبی و ساختاری از جمله بررسی ساختمان کربوهیدرات، پروتئین، چربی، سلولز، همی سلولز و لیگنین و ویژگی‌های شیمیایی شامل مقدار pH ، محتوای رطوبت و دیگر پارامترهای عملیاتی همچون دما، زمان اقامت در راکتور و شناسایی مواد مغذی و سمی و دوز بهینه‌ی آنها در طول فرآیند می‌باشد.

کلمات کلیدی:

هضم بیهوازی، عوامل تاثیرگذار، ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی،پارامترهای عملیاتی.

***نویسنده مسئول**

مهمترین عوامل تاثیرگذار بر فرآیند هضم بیهوازی بخش آلی پسماندهای جامد شهری

مقدمه

داده‌ها نشان می‌دهند که سالانه حدود یک سوم (تقریبا ۱/۳ میلیارد تن) از کل مواد غذایی تولیدی در سرتاسر جهان در مراحل مختلف زنجیره‌ی تامین مواد غذایی هدر می‌رود و مشکلات اقتصادی، زیست‌محیطی و اجتماعی ایجاد می‌کند. در حال حاضر، ایالات‌متحده سالانه ۳۵ میلیون تن ضایعات غذایی تولید می‌کند، در حالی که چین و اتحادیه اروپا هر ساله به ترتیب ۸۲ میلیون تن و ۸۹ میلیون تن هدررفت مواد غذایی دارند [1].

انتظار می‌رود افزایش مواد زاید جامد شهری یا MSW[1] به دلیل افزایش شهرنشینی، توسعه اقتصادی و رشد جمعیت و به تبع تغییر سطح رفاه اجتماعی و تغییر الگوهای مصرفی افزایش یابد. به خصوص، شهرهای کشورهای در حال توسعه در حال تجربه‌ی افزایش قابل‌توجهی در تولید پسماندها در زمان‌های اخیر و ایجاد یک مشکل بزرگ در دفع مواد زاید جامد هستند [2].

از کل پسماندهای شهری تولید شده در سراسر جهان، تقریبا ۴۰ الی ۷۰ ٪ آن حاوی مواد آلی زیست تخریب پذیر است که اغلب به عنوان بخش آلی زباله جامد شهری OFMSW[2] نامیده می‌شود، که در آن زباله‌ی غذایی جز اصلی است [3]. بخش آلی مواد زاید جامد شهری ۷۶/٤ ٪ از MSW در سریلانکا، ۷۵ ٪ در بنگلادش، ۷٤ ٪ در اندونزی، ۵۲/٦ ٪ در چین، ٤۲ ٪ در هند و ٤٦ ٪ جهانی از کل MSW در کشورهای در حال توسعه را تشکیل می‌دهد[4]. تعریف موجود برای بخش آلی پسماندهای جامد شهری در کشورهای جهان متفاوت است، در ایالات متحده‌ی آمریکا این مواد به عنوان ترکیبی از ضایعات غذایی،پسماندهای حاصل از پیرایش باغ و مواد زائد کاغذی در نظر گرفته می‌شود[5]، در اتحادیه اروپا پسماندهای پارک، باغ و زباله‌های آشپزخانه را به عنوان بخش آلی پسماند شهری در نظر می‌گیرند. طبق نظر هیات بین‌دولتی جهانی در مورد دستورالعمل تغییرات آب و هوایی OFMSW ترکیبی از زبله‌های خانگی، زبله‌های تجاری(بازرگانی) / نهادی، باغ (حیاط) و زبله‌های پارک است که معمولا شامل (پسماند غذایی و ضایعات حاصل از خانواده‌ها و رستوران‌ها، ضایعات کارخانه‌های فرآوری غذا، ضایعات پیرایش باغ و پارک است. تولید و ترکیب زباله به شرایط آب و هوایی، منطقه جغرافیایی، استانداردهای زندگی، فصل، استراتژی جمع‌آوری زباله و فعالیت‌های انسانی بستگی دارد [6].

در حال حاضر، شهرها نه تنها با مشکل دفع ایمن زباله و در دسترس بودن زمین مناسب برای لندفیل زباله روبه‌رو بوده ، بلکه با افزایش مداوم تقاضای انرژی نیز مواجه هستند. اگرچه تکنولوژی‌های تصفیه حرارتی مانند پیرولیز، گازی‌سازی و سوزلندن می‌تولند به طور قابل‌توجهی حجم زبله را کاهش می‌دهند و بازیابی انرژی را افزایش دهد، اما این تکنولوژی‌ها همیشه ترجیح داده نمی‌شوند زیرا برای زباله‌های کربنی خشک مناسب هستند، در غیر این صورت مقدار قابل‌توجهی از انرژی در طول خشک شدن اولیه از دست می‌رود [7]. به عنوان مثال، گازی‌سازی و پیرولیز به طور کلی برای بازیابی انرژی از

[1] municipal solid waste

[2] organic fraction of municipal solid waste

نوع خاصی از ضایعات مانند زیست‌توده‌ی جنگل، پسماندهای کشاورزی، پلاستیک و لاستیک مورد استفاده قرار می‌گیرند [8]. سوزاندن برای بازیابی انرژی به شکل گرما و الکتریسیته از بخش آلی پسماند جامد شهری استفاده می‌شود، اما نمی‌تواند مواد مغذی مانند فسفر و نیتروژن موجود در زباله را بازیابی کند. در طول سوزاندن، نیتروژن ممکن است به شکل اکسیدهای نیتروژن در اتمسفر گم شود، در حالی که فسفر به دام افتاده در خاکستر نیز معمولا بازیافت نمی‌شود [9].

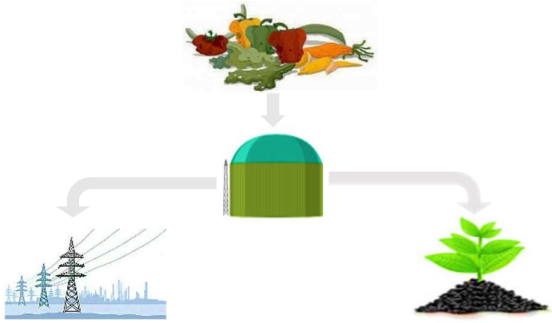
در ابتدا، فرآیند هضم بی‌هوازی به عنوان یک گزینه‌ی تصفیه‌ی بیولوژیکی برای تصفیه‌ی لجن فاضلاب، کود حیوانی و پسماند کشاورزی استفاده شد. اکنون از آن به ویژه در کشورهای پیشرفته برای مقابله با بخش آلی پسماندهای جامد شهری در مقیاس وسیعی و به عنوان بهترین تکنولوژی استفاده می‌شود [10].به دلیل محتوای رطوبت بالا، محتوای مواد جامد فرار بالا و در دسترس بودن آسان، OFMSW یک بستر مناسب برای هضم بیهوازی است. هضم بیهوازی پتانسیل تبدیل شدن به یک منبع انرژی تجدیدپذیر جایگزین و قابل اعتماد را دارد که می‌تواند در نهایت جایگزین سوخت‌های فسیلی سنتی شود و انتشار گازهای گلخانه‌ای را کاهش دهد [11]. این روش مزایای متعددی را نسبت به فن‌آوری‌های دیگر، مانند نیاز به انرژی پایین برای پردازش، تولید هضم پایدار شده وبازیابی انرژی برای استفاده‌های گوناگون را ارائه می‌دهد و هم‌چنین می‌تواند به طور قابل توجهی بارپسماندهای آلی در محل‌های دفن زباله را کاهش دهد، در نتیجه یک گزینه‌ی مدیریت پایدار زباله ایجاد می‌کند [12]. علاوه بر این، با به دام لنداختن گازهای گلخانه‌ای که به دلیل تخلیه‌ی کنترل‌نشده زباله‌های آلی رخ می‌دهد، می‌تواند به طور قابل توجهی اثرات زیست‌محیطی بخصوص گرم شدن جهانی هوای کره‌ی زمین را کاهش می‌دهد.

فرآیند هضم بیهوازی یا AD[3]

ادبیات علمی نشان می‌دهد که AD دارای بهترین عملکردهای زیست‌محیطی و اقتصادی در میان گزینه‌های مختلف درمان بیولوژیکی OFMSW است. به طور خلاصه، فرآیند AD تبدیل بیولوژیکی و تجزیه مواد آلی در غیاب اکسیژن یا هوا به بیوگاز به عنوان محصول اصلی که مخلوطی از متان (۵۰ - ۷۰ ٪) و کربن دی‌اکسید(۳۰ - ۵۰ ٪) و گازهای دیگر مانند هیدروژن سولفید و بخار آب به مقدار بسیار کم و ارزش انرژی ۵/۵ الی ۷ کیلووات ساعت بر مترمکعب است. AD با تکامل جمع آوری بیوگاز توسط بسیاری از محققان، شرکت‌ها و سازمان‌های دولتی به دلیل مزایای متعدد زیست‌محیطی تشویق شده است. مطابق با شکل یک، هضم به عنوان محصول فرعی توسط گروه متنوعی از میکروارگانیسم‌ها تثبیت می‌شود که می‌تواند به عنوان اصلاح کننده و تقویت کننده‌ی خاک جایگزین کودهای شیمیایی شود. همچنین گزینه AD به عنوان بهترین گزینه برای تولید بیولوژیکی متان در نظر گرفته می‌شود [13]. کمپوست اکسیداسیون هوازی بستر است. انرژی آزاد شده در طول اکسیداسیون هوازی علتی برای افزایش دما است. با توجه به این اتلاف انرژی و نیاز انرژی اضافی برای تامین هوا، کمپوست هوازی در سلسله‌مراتب مدیریت زباله‌های آلی، پایین‌تر از کمپوست بی‌هوازی قرار می‌گیرد. با این حال، تصفیه بیولوژیکی OFMSW ناهمگن از طریق کمپوست دارای محدودیت‌هایی از نظر کیفیت پایین کمپوست،

[3] Anaerobic digestion

در دسترس نبودن بازار برای محصول نهایی است و پتانسیل معرفی فلزات سنگین به زنجیره غذایی انسان را دارد، بنابراین هضم بیهوازی بهترین گزینه‌ی درمانی ممکن و دارای اهمیت بیشتر در سلسله مراتب مدیریت پایدار پسماند است[14].



شکل ۱. فرآیند هضم بیهوازی

عوامل تاثیرگذار برفرآیند هضم بیهوازی

- **ویژگی‌های فیزیکی زباله**

بخش آلی پسماندهای جامد شهری یک مخلوط ناهمگن از ذرات با اندازه های مختلف است. تخریب بیولوژیکی از طریق AD تا حد زیادی به سطح در دسترس برای حمله باکتریایی بستگی دارد. اندازه بزرگ‌تر ذرات، ناحیه سطحی موجود را محدود می‌کند که قابلیت زیست تخریب پذیری OFMSW را کاهش می‌دهد و هیدرولیز رابه عنوان‌یک مرحله‌ی طولانی و کند برای هضم بیهوازی تبدیل میکند، بنابراین ، لازم است قبل از استفاده برای AD ، ریزشدگی و خرد شدن آن انجام شود[15]. **با این حال، کاهش بیش از حد در لندازه ذرات‌به کمتر از ۰/۷ میلیمتر می‌تولند هیدرولیز سوبسترا را بیش از حد تسریع کند، که منجر به تشکیل اسیدهای چرب فرار و آمونیاک می‌شود که می‌تواند رآکتور را ناپایدار کند**[16]. **علاوه بر این ، چگالی نشان دهنده ترکیب پسماندهای جمع‌آوری شده است. بالاترین تراکم به معنای مقدار کمتر مواد ناخواسته در بستر هاضم و نشان‌دهنده‌ی بخش آلی و مرطوب بیشتر برای پسماند شهری می‌باشد. محدوده تراکم یا دانسیته OFMSW از ۳۲۸ تا ۱۰۵۲ کیلوگرم بر متر مکعب متغیر است**[17].

- **ویژگی ترکیبی پسماند**

مقدار سلولز ، همی سلولز و لیگنین بخش آلی پسماند جامد شهری به ترتیب از ۱۰/۷-۱۲، ۵/۵-۱۷/۵ و ۵/٤-۹/٦٪ متفاوت است. عملکرد متان در فرآیند AD به شدت‌به محتویات میکرو مولکول ها (مانند کربوهیدرات، پروتئین، چربی و روغن) و ماکرومولکول ها (مانند سلولز ، همی سلولز و لیگنین) بستگی دارد. سهم عمده ی پسماند غذایی در OFMSW باعث می‌شود فرآیند AD نسبت به میکرومولکول‌ها حساس‌تر شود. با این حال، بخش لیگنوسلولزی پسماند فرایند را نسبت به مقدار سلولز، همی‌سلولز و لیگنین حساس‌تر می‌کند[18].

سلولز یک هموپلی ساکارید غیر شاخه‌ای است که توسط زنجیره‌های طولانی از واحدهای گلوکز متصل شده با پیوندهای کووالانسی بتاتشکیل می‌شود. زنجیره‌های سلولز توسط پیوندهای هیدروژنی و نیروهای واندر والس به یکدیگر متصل می‌شوند تا فیبریل های سلولزرا بسازند. حضور پیوندهای هیدروژنی در سلولز استحکام کششی بس‌تر را افزایش می‌دهد و بس‌تر را در آب و بیشتر حلال‌های آلی نامحلول می‌سازد. رشته‌های سلولز در سراسر ساختار جهت گیری متفاوتی دارند که منجر به دو سطح متفاوت از نواحی تبلور می‌شود: بلوری (بلورینگی بالا)و آمورف (بلورینگی پایین). بلورینگی سلولز به عنوان عامل اصلی موثر بر سرعت هیدرولیز AD در نظر گرفته می‌شود. تجزیه زیستی سلولز با افزایش شاخص تبلور کاهش می‌یابد [18].

همی سلولز به عنوان یک مانع فیزیکی در اطراف سلولز عمل می‌کند. وزن مولکولی پایین، ساختار منشعب و ماهیت آمورف همی‌سلولز، هیدرولیز آن را نسبتا آسان می‌سازد. مشاهده شده است که حذف همی سلولز قابلیت تجزیه بیولوژیکی بی‌هوازی بستر را افزایش می‌دهد. تکنیک‌های پیش تصفیه مختلفی را می توان برای حذف همی سلولز به کار برد اما توجه کافی برای جلوگیری از تشکیل بازدارنده‌ها در طول تجزیه همی سلولز ضروری است. علاوه بر وجود گلوکز همی سلولز می‌تواند شامل قندهای پنج کربنه‌ی زیلوز و آرابینوز و قندهای شش کربنه‌ی گلاکتوز و رامنوز باشد[19].

لیگنین یک پلیمر آلی آروماتیک و پیچیده است که توسط واحدهای فنیل پروپان سنتز می‌شود و دارای ساختار سمی است. این ماده نقش سیمان را برای ترکیبات ساختاری دیگر (مانند سلولز و همی سلولز) ایفا می‌کند تا استحکام دیواره سلولی گیاه را تامین کند. ساختار آمورف و محلول در آب در صورت وجود دمای بسیار بالا آن را به یک جز ساختاری بی‌میل برای تجزیه بیولوژیکی بی‌هوازی تبدیل می‌کند. به طورکلی یک همبستگی معکوس بین زیست تخریب پذیری مطلق و محتوای لیگنین OFMSW وجود دارد[20].

کربوهیدرات‌ها به طور کلی به اجزای محلول و غیر محلول طبقه‌بندی می‌شوند. این اجزا عمدتا از جریان ضایعات مواد غذایی، میوه‌ها به دست می‌آیند که نشاسته، گلوکز، فروکتوز و ساکارز کربوهیدرات های محلول هستند که در AD بسیار تجزیه پذیر هستند. در عین حال، سلولز، همی‌سلولز و لیگنین به عنوان اجزای غیرقابل حل در نظر گرفته می‌شوند، زیرا آن‌ها ساختار مقاوم و پلیداری را برای تجزیه زیستی از خود نشان می‌دهند[23].

پروتئین یک پیوند خطی است که توسط پیوندهای پپتیدی بین مونومرهای α-آمینو و α-کربوسیلیک متصل می شود. این پیکربندی پروتئین را به عنوان تنها جز آلی که شامل نیتروژن و گوگرد است، تبدیل می‌کند. بسترهای OFMSW با بخش پروتئین بالا به دلیل رفتار مطلوب نسبت به AD به عنوان پتانسیل تولید متان بالا مشخص شدند. با این حال، تجزیه بیش از حد پروتئین می‌تواند منجر به تشکیل آمونیاک آزاد و ترکیبات سمی بیوگاز شود [24].

بخش لیپید دارای پتانسیل تولید متان دو برابر نسبت به نشاسته، سلولز و همی سلولز می‌باشد..بارگیری بالای بخش لیپید منجر به اثر مهاری بر فرآیند هضم می‌شودریال به عنوان مثال، گزارش شده است که بارگذاری اسید پالمیتیک در سطح بالاتر از ۱/۱ گرم در لیتر حدود ۵۰٪ عامل بازدارنده در هضم

بیهوازی در شـرایط مزوفیل ایجاد می کند. اکثرا ضـایعات با کم‌ترین مقدار لیپید متناسـب با بیش‌ترین میزان تولید متان هستند ، البته این اسید چرب زنجیره بلند در مقدار مناسب یک واسط ضروری برای تبدیل بیوگاز است [17].

- ویژگی‌های شیمیایی زباله

pH پایداری سیستم را در طول فرآیند هضم بی‌هوازی نشان می‌دهد متان ها (باکتری‌های بی‌هوازی که مسئول تشکیل متان هستند) به pH بسیار حساس هستند. تشکیل متان به دلیل کاهش رشد متانوژنها در pH پایین‌تر (شرایط اسیدی)متوقف می‌شود. طیف وسیعی از مقادیر pH درمحدوده‌ی ٦/٥ الی ٨/٥ برای هضم بیهوازی در منابع گزارش شده است، اما pH مطلوب برای فرآیند هضم بی هوازی موثر در حدود ۷ اسـت . در pH کم‌تر از٦/٥ و بیشـتر از ٨/٥ متان سـازی کاملا مهار می‌شـود. به طور کلیPH با افزایش غلظت آمونیاک به دلیل تجزیه‌ی پروتئین موجود در بستر افزایش می یابد و با افزایش غلظت اسیدهای چرب فرار کاهش می‌یابد که این می تواند کل فرآیند را مهار کند. برای مقابله با این مشـکل، یک بس‌تر هضـم مشـترک با ظرفیت بافری خوب مانند کود گاوی با بسـتر مخلوط می‌شـود یا برخی از معرف‌های قلیایی مانند سدیم هیدروکسید (NaOH) و سدیم بیکربنات (NaHCO3) به رآکتور اضافه می‌شوند[21].

محتوای رطوبت یا مقدار مواد جامدکل یکی دیگر از پارامترهای شـیمیایی بسـیار تاثیرگذار اسـت. رطوبت یک پارامتر حیاتی در فرآیند هضـم اسـت چون انتشـار مواد مغذی محلول و بسـتر را به سـمت محل‌های باکتریایی افزایش می‌دهد. براساس محتوای آب AD می تواند از دو نوع فرآیند هضم بیهوازی خشک و مرطوب باشد. مقالات توصیه می کنند که محتوای رطوبت برای شرایط بهینه در حالت خشک ، ٦٠ الی ٧٥ ٪ و درحالت مرطوب ، ٨٥ الی ٩٠ ٪ باشد. هضم بیهوازی خشک MSW حجم رآکتور، مصرف آب و انرژی، بخش‌های متحرک کم‌تر، کنترل لجن و تولید فاضلاب را به حداقل می‌رساند[22]. با توجه به رطوبت کم، هضـم تولیدی غلظت مواد مغذی‌بالایی دارد و بنابراین می تولند به عنوان تهویه کننده خاک بدون اصلاحات زیاد استفاده شود علاوه بر این،هضم می تواند به طور مستقیم به پلت‌ها برای تولید انرژی از طریق احتراق تبدیل شود[21].

کربن و نیتروژن منبع انرژی و مواد مغذی حیاتی برای رشد میکروارگانیسم‌ها هستند. نسبت کربن به نیتروژن (C/N) به شناسایی ماهیت پسماندهای معرفی‌شده در هاضم بی‌هوازی کمک می کند. اکثر مقالات یک نسـبت بهینه‌ی ۲۰ الی ۳۰ را برای فرآیند هضـم بیهوازی موثر گزارش کرده‌اند. در نسـبت کربن به نیتروژن بالا، اسیدی شدن بیش از حد به دلیل تجزیه‌ی سریع بستر در طول مرحله‌ی اولیه‌ی فرایند رخ می‌دهد که منجر به ناپایداری فرآیند می‌شـود[25]. سـپس مقدار اضـافی کربن فرآیند تخریب را کند خواهد کرد، زیرا زمان بیشتری توسط میکروارگانیسم‌ها برای مصرف کربن موجود صرف خواهد شد. در حالی که نسـبت C/N پایین نشـان‌دهنده‌ی غلظت بالای آمونیاک نیتروژن اسـت که مانع از فرآیند بی‌هوازی می‌شود. برای عملکرد مناسب هاضم بی‌هوازی، نسبت C/N باید از ۱۵ به ۳۰ باشد. این نسبت به نوع ماده‌ی اولیه بسـتگی دارد و می تواند با تغییر نسـبت اختلاط دو زیرلایه با نسـبت های بالا و پایین کربن به نیتروژن می‌تواند تا سطح مطلوب حفظ شود[26].

- پارامترهای عملیاتی فرآیند

دما یک متغیر حیاتی در AD اســت.به طوری که تعادل ترمودینامیکی واکنش‌های بیوشــیمیایی، سـینتیک فرآیند، پایداری، سـرعت رشـد میکروبی، تنوع میکروارگانیسـم‌ها و در نهایت عملکرد متان را تحت‌تاثیر قرار می‌دهد. مشخص شده‌است که هاضم بی‌هوازی در دمای حداقل ۲۰ درجه‌ی سانتیگراد تا دمای حداکثر ٦۰ درجه‌ی سانتیگراد عمل می‌کند. تجزیه‌پذیری OFMSW با نوسان دما تغییر می‌کند. براساس دمای عملیاتی، فرآیند هضم بی‌هوازی به سه دسته مختلف تقسیم می‌شود، سایکروفیلک (~ ۲۰ درجه‌ی سانتیگراد)، مزوفیلیک (~ ۳۵ درجه‌ی سانتیگراد)و ترموفیلیک (~ ۵۵ درجه‌ی سانتیگراد). بیشتر فرآیندهای هضــم بی‌هوازی در محدوده‌های دمایی مزوفیلیک و ترموفیلیک رخ می‌دهد و شــرایط ســایکروفیلی به دلیل تولید کمتر متان ترجیح داده نمی‌شــود. در دمای مزوفیلی، فرآیند پایدارتر بوده وکم‌تر مستعد تجمع اسیدهای چرب فرار است که متانوژنز را مهار می‌کند و هم‌چنین سرمایه‌گذاری و انرژی خالص مورد نیاز برای به دســت آوردن بازده‌ی معادل بیوگاز نســبت‌به دمای ترموفیلیک را کاهش می‌دهد[27]. از طرف دیگر مطالعات زیادی گزارش دادند که هضــم ترموفیل بهترین گزینه‌ی مناسـب برای تصـفیه زباله‌های غذایی و لجن فاضـلاب اسـت و ۵۰ ٪ بیشـتر از هضـم مزوفیلیک بازده‌ی بیوگاز دارد و بهداشــت موثر فرآیند ترموفیلی، بروز عوامل بیماری زا را در حداقل زمان عمل از بین برد. اغلب اوقات، دستیابی به فرآیندی پایدار، با تولید متان بالا و هضم با کیفیت در دمای واحد امکان پذیر نیست. محققان گزارش دادندکه شرایط بهینه را می‌توان در فرآیند هضم بیهوازی دو مرحله‌ای به دست آورد، پسماندها می‌توانند در دمای ترموفیل برای انجام مراحل هیدرولیز و اسیدزایی و در دمای مزوفیلیک برای متان‌سازی قرار بگیرند. فرناندز رودریگز و همکارانش مطالعه‌ای را انجام داده‌اند که در آن، OFMSW صــنعتی تحت فرآیند بیهوازی دو مرحله‌ای مبتنی بر دما مورد بررســی قرار گرفت. در مرحله‌ی اول آزمایش، پســماندها در دمای ترموفیل (۵۵ درجه‌ی ســانتی گراد) به مدت چند روز نگهداری شـدند و سـپس در مرحله‌ی دوم برای تکمیل فرآیند تخریب به رآکتور مزوفیلیک (۳۵ درجه سانتی گراد) منتقل شدند. حداکثر بازده متان و حذف مواد فرار زمانی به دست آمد که زباله‌ها به مدت ٤ الی ۵ روز در دمای ترموفیل قبل از انتقال به رآکتور مزوفیلیک نگهداری شـدند. بنابراین، با اسـتفاده از فرآیندهای دو مرحله‌ای مبتنی بر دما، هیدرولیز بهبود یافته و پایداری فرآیند را می توان به دســت آورد که منجر به فرآیند هضم بی‌هوازی کارآمدتر خواهد شد[28].

زمان ماند به عنوان دوره‌ی نگهداری زیرلایه‌ها داخل هاضم برای تولید بیوگاز تعریف می‌شود. این دوره به انواع مواد خام ورودی و دمای هاضم بستگی دارد. زمان ماند پایین احتمال تجمع اسیدهای چرب فرار را افزایش می‌دهد، درحالیکه ملند طولانی به کاهش زیاد کل جرم مواد جامد فرارکمک می‌کند که منجر به بازده بالای بیوگاز می‌شــود. علاوه بر این، ظرفیت بافری موجود در زمان ماند بالا، حفاظت از فرآیند در برابر اثرات شـوک بارگذاری مواد آلی، ترکیبات سـمی و سـازگاری بیولوژیکی ترکیبات ســمی را فراهم می‌کند [29]. بنابراین ، مخلوط پیچیده بســترهای OFMSW معمولاً به اقامت بالاتری نیاز دارند تا فرآیند هضــم کافی مواد آلی درگیر را فراهم کنند. به طور کلی، OFMSW که حاوی مخلوط بالایی از کربوهیدرات، سـلولز، همی سـلولز، پروتئین، چربی و ترکیبات چربی اسـت، به یک دوره‌ی هضــم با زمان ملند طولانی‌تری نیازمند اســت. در یک کارخانه، زمان بهینه برای هضــم

OFMSW در محدوده‌ی ۱۵ الی ۲۰ روز است که هم‌چنین به شرایط دمایی و شرایط هاضم (تک یا چند مرحله‌ای)بستگی دارد. شی و همکارانش زمان ماند ۲۰ الی ۶۰ روز را بر روی فرآیند هضم بیهوازی ذرت - نشاسته مورد بررسی قرار دادند. آن‌ها گزارش دادند که ۶۰ روز نگهداری به ترتیب ۴۲.۳ میلی لیتر گاز به ازای هر گرم مواد جامد کل و در مدت زمان ۲۰ روز ۹.۲ میلی لیتر گاز به ازای هر گرم مواد جامد تولید شد. به طور کلی حداقل ۶۰ تا ۹۰ روز برای هضم بسترهای پلیمری مورد نیاز است. از طرفی کاهش زمان نگهداری مفید است زیرا به صراحت به کاهش هزینه های اقتصادی تولید و افزایش بهره‌وری فرآیند کمک خواهد کرد[17].

- مواد مغذی و مواد سمی

اضافه شدن مواد مغذی میکرو و ماکرو به یک موضوع مهم برای فرآیند هضم بیهوازی تبدیل شده است. مواد مغذی ماکرو شامل نیتروژن، گوگرد و فسفر هستند که عموماً به عنوان عوامل بافرکننده استفاده می شوند، در حالی که ریزمغذی ها یعنی آهن، کروم، نیکل، مولیبدن، روی، کبالت و سلنیوم به عنوان فاکتور مهم در واکنش های آنزیمی عمل می‌کنند. کمبود برخی مواد مغذی به عنوان علت شکست عملکرد فرآیند در نظر گرفته شده است. در بسیاری از مقالات قبلی نتیجه گرفته شده است که دوز بهینه مواد مغذی می‌تولند تولید متان خاص را افزایش دهد و همچنین پایداری فرآیند را بهبود بخشد. با این حال، اگر از سطح بهینه مقدارمواد مغذی موجود فراتر رود، حضور آن‌ها می تواند سمی باشد[18].

فرآیند هضم بیهوازی نسبت به سموم در مقایسه با فرآیند هوازی حساس‌تر است و در خود فرآیند AD، باکتری‌های متانزا نسبت به باکتری‌های اسیدزا حساس‌تر هستند تا سمیت عنصر را ردیابی کنند. مواد سمی یا از قبل در مواد خوراک ورودی حاضر هستند و یا در طول فرآیند هضم تولید می‌شوند. هضم بالغ تولید شده ، اگر اجازه داده شود بیش از یک دوره‌ی معین در داخل هضم‌کننده بماند ، برای متانوژن ها سمی می‌شود. گزارش شده است که ترکیبات معدنی مانند آمونیاک آزاد ، فلزات سنگین و سولفید بازدارنده‌های اصلی هستند اما مواد مغذی نیز بسته به شکل شیمیایی و غلظت محلول می توانند به عنوان سموم عمل کنند[18].

نتیجه‌گیری

با توجه به ویژگی پسماندهای جامد شهری در کشورهای در حال توسعه و درصد بالای مواد آلی موجود در آن گزینه‌های بیولوژیکی پردازش پسماند، بهترین انتخاب‌های ممکن پردازش مواد زیست تخریب پذیرآلی را ممکن می‌سازند. هضم بیهوازی به عنوان بالغترین گزینه‌ی بیولوژیکی برای پسماندهای آلی شناخته می‌شود.

استفاده از پسماند برای فرآیند هضم بیهوازی نه تنها از به وجودآمدن مشکلات زیست محیطی نظیر آلودگی آبی و خاکی و انتشار گازهای گلخانه‌ای جلوگیری می‌کند، بلکه جایگزنی برای سوخت‌های تجدیدناپذیر و ناپایدار فعلی برای تامین انرژی خواهد بود که در ثبات انرژی تامین انرژی برای آیندگان بسیار تاثیرگذار خواهد بود.

برای انجام فرآیند شناسایی تمامی عوامل فیزیکی، شیمیایی و عملیاتی که می‌توانند بر مقدار و کیفیت بیوگاز و هضم تولیدی و پایداری فرآیند تاثیرگذار باشند، حیاتی است.

منابع

1. Xu, F., Li, Y., Ge, X., Yang, L., & Li, Y. (2018). Anaerobic digestion of food waste–Challenges and opportunities. Bioresource technology, 247, 1047-1058.
2. Wang, F., Cheng, Z., Reisner, A., & Liu, Y. (2018). Compliance with household solid waste management in rural villages in developing countries. Journal of Cleaner Production, 202, 293-298.
3. Ali, A., Mahar, R. B., Soomro, R. A., & Sherazi, S. T. H. (2017). Fe3O4 nanoparticles facilitated anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste for enhancement of methane production. Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects, 39(16), 1815-1822.
4. Solomon, S., Manning, M., Marquis, M., & Qin, D. (2007). Climate change 2007-the physical science basis: Working group I contribution to the fourth assessment report of the IPCC (Vol. 4). Cambridge university press.
5. Palmisano, A. C., & Barlaz, M. A. (2020). Introduction to solid waste decomposition. In Microbiology of solid waste (pp. 1-30). CRC Press.
6. Brown, S. (2016). Greenhouse gas accounting for landfill diversion of food scraps and yard waste. Compost Science & Utilization, 24(1), 11-19.
7. Zhang, J., Kan, X., Shen, Y., Loh, K. C., Wang, C. H., Dai, Y., & Tong, Y. W. (2018). A hybrid biological and thermal waste-to-energy system with heat energy recovery and utilization for solid organic waste treatment. Energy, 152, 214-222.
8. Kumar, A., & Samadder, S. R. (2017). A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste. Waste Management, 69, 407-422.
9. Mohammadi, A., Sandberg, M., Venkatesh, G., Eskandari, S., Dalgaard, T., Joseph, S., & Granström, K. (2019). Environmental performance of end-of-life handling alternatives for paper-and-pulp-mill sludge: Using digestate as a source of energy or for biochar production. Energy, 182, 594-605.
10. Abbasi, S. A. (2018). The myth and the reality of energy recovery from municipal solid waste. Energy, Sustainability and Society, 8(1), 1-15.
11. Kor-Bicakci, G., Ubay-Cokgor, E., & Eskicioglu, C. (2019). Effect of dewatered sludge microwave pretreatment temperature and duration on net energy generation and biosolids quality from anaerobic digestion. Energy, 168, 782-795.
12. Mehariya, S., Patel, A. K., Obulisamy, P. K., Punniyakotti, E., & Wong, J. W. (2018). Co-digestion of food waste and sewage sludge for methane production: Current status and perspective. Bioresource technology, 265, 519-531.
13. Hospido, A., Moreira, T., Martín, M., Rigola, M., & Feijoo, G. (2005). Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: Anaerobic digestion versus thermal processes (10 pp). The International Journal of Life Cycle Assessment, 10(5), 336-345.
14. Alibardi, L., & Cossu, R. (2015). Composition variability of the organic fraction of municipal solid waste and effects on hydrogen and methane production potentials. Waste management, 36, 147-155.

15. Izumi, K., Okishio, Y. K., Nagao, N., Niwa, C., Yamamoto, S., & Toda, T. (2010). Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. International biodeterioration & biodegradation, 64(7), 601-608.
16. Agyeman, F. O., & Tao, W. (2014). Anaerobic co-digestion of food waste and dairy manure: Effects of food waste particle size and organic loading rate. Journal of environmental management, 133, 268-274.
17. Zamri, M. F. M. A., Hasmady, S., Akhiar, A., Ideris, F., Shamsuddin, A. H., Mofijur, M., ... & Mahlia, T. M. I. (2021). A comprehensive review on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 137, 110637.
18. Panigrahi, S., & Dubey, B. K. (2019). A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. Renewable Energy, 143, 779-797.
19. Dong, C., Chen, J., Guan, R., Li, X., & Xin, Y. (2018). Dual-frequency ultrasound combined with alkali pretreatment of corn stalk for enhanced biogas production. Renewable Energy, 127, 444-451.
20. Buffière, P., Loisel, D., Bernet, N., & Delgenes, J. P. (2006). Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties. Water science and technology, 53(8), 233-241.
21. Jain, S., Jain, S., Wolf, I. T., Lee, J., & Tong, Y. W. (2015). A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 52, 142-154.
22. Luning, L., Van Zundert, E. H. M., & Brinkmann, A. J. F. (2003). Comparison of dry and wet digestion for solid waste. Water science and technology, 48(4), 15-20.
23. Li, W., Khalid, H., Zhu, Z., Zhang, R., Liu, G., Chen, C., & Thorin, E. (2018). Methane production through anaerobic digestion: Participation and digestion characteristics of cellulose, hemicellulose and lignin. Applied Energy, 226, 1219-1228.
24. Nad, B. K., Purakayastha, T. J., & Singh, D. V. (2001). Nitrogen and sulphur relations in effecting yield and quality of cereals and oilseed crops. TheScientificWorldJOURNAL, 1, 30-34.
25. Chatterjee, B., & Mazumder, D. (2019). Role of stage-separation in the ubiquitous development of anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste: a critical review. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 104, 439-469.
26. Kumar, A., & Samadder, S. R. (2020). Performance evaluation of anaerobic digestion technology for energy recovery from organic fraction of municipal solid waste: A review. Energy, 197, 117253.
27. Mao, C., Feng, Y., Wang, X., & Ren, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. Renewable and sustainable energy reviews, 45, 540-555.
28. Fernández-Rodríguez, J., Pérez, M., & Romero, L. I. (2015). Temperature-phased anaerobic digestion of Industrial Organic Fraction of Municipal Solid Waste: A batch study. Chemical Engineering Journal, 270, 597-604.

29. Chandra, R., Takeuchi, H., & Hasegawa, T. (2012). Methane production from lignocellulosic agricultural crop wastes: A review in context to second generation of biofuel production. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 16(3), 1462-1476.

The most important factors affecting the anaerobic digestion process of the organic fraction of municipal solid waste

Shelir keshavarzi *[1], shahin rafiee [1],

1. Biosystems Engineering Group, Faculty of Agricultural Engineering and Technology, University of Tehran, karaj, Iran
2. Biosystems Engineering Group, Faculty of Agricultural Engineering and Technology, University of Tehran, karaj, Iran

Abstract

Given the increasing production of organic waste, especially in developing countries, finding appropriate solutions to address this part of municipal solid waste is a very fundamental approach. The process of anaerobic digestion has acted as a successful technology in the treatment of this waste in most parts of the world. the biogas product can be used to generate electricity or transportation fuel, and the digestion produced can be used as a by-product of this process as agricultural fertilizer. However, this process identifies various factors such as physical properties of the waste including particle size and density, compositional properties including the structure of carbohydrates, proteins, lipid, cellulose, hemicellulose and lignin and chemical properties including pH, moisture content and other operational parameters Such as temperature, reactor residence time and identification of nutrients and toxins and their optimal dose during the process.

Key words: Anaerobic digestion, affecting factors, Physical and chemical, Operational parameters

*Corresponding author
E-mail: shelir.keshavarzi@ut.ac.ir