

فعالیت متانوژنیک در تولید بیوگاز از هضم مشترک بی‌هوازی خشک و تر زباله جامد شهری و لجن فاضلاب

منصور احمدی پیرلو*^۱، ترحم مصری گندشمین^۲

^۱ دانشجوی دکتری انرژی‌های تجدیدپذیر، گروه مهندسی بیوسیستم، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه محقق اردبیلی

^۲ دانشیار گروه مهندسی بیوسیستم، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه محقق اردبیلی

(دریافت: ۹۸/۹/۳۰، پذیرش: ۹۹/۸/۲۱، نشر آنلاین: ۹۹/۸/۲۱)

چکیده

در سال‌های اخیر، مدیریت مواد زائد شهری به یک مشکل جهانی و از مهم‌ترین دغدغه‌های زیست‌محیطی تبدیل شده است. تولید انرژی به صورت بیوگاز (Biogas)، راه‌حلی قابل قبول و شناخته شده است. هدف از این تحقیق، تعیین نسبت اختلاط بهینه از هضم مشترک زباله شهری و لجن فاضلاب و سپس تأثیر هضم بی‌هوازی خشک و تر بر نسبت اختلاط بهینه با استفاده از بیوراکتورهای (Bioreactor) غیر پیوسته در مقیاس پایلوت (Pilot) بوده است. آزمایشات در هاضم‌هایی از جنس شیشه به حجم ۱L و در دمای ۳۷ °C با درصد‌های مختلف جامد کل (۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ درصد) در قالب طرح کاملاً تصادفی انجام شد. حجم بیوگاز تولیدشده، میزان متان و تغییرات pH به صورت روزانه اندازه‌گیری شد. جامد کل، جامد فرار، درصد کربن و نیتروژن موجود در ماده خام و همچنین نسبت کربن به نیتروژن توسط استاندارد APHA اندازه‌گیری شد. بیشترین عملکرد متان در نسبت اختلاط زباله شهری و لجن فاضلاب ۶۰:۴۰ به دست آمد. براساس نسبت مطلوب، اثر درصد‌های مختلف جامد کل مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که بیشترین عملکرد متان در هضم تر (۵ و ۱۰ درصد جامد کل) و با بیش‌ترین حذف جرم ماده فرار به دست آمد. هضم تر به‌طور قابل توجهی باعث بهبود تجزیه پسماند آلی شد به طوری که پس از ۳۲ روز، تولید بیوگاز در ۵ درصد جامد کل ۶۳/۹ درصد بیشتر از هاضم ۲۵ درصد جامد کل بود. حداکثر تولید متان برای هاضم‌های ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ درصد جامد کل به ترتیب ۲۳۰/۳، ۱۹۶/۸، ۱۵۹/۵، ۱۲۹/۴ و ۸۳/۳ mL/g VS به دست آمد.

کلیدواژه‌ها: هضم بی‌هوازی جامد، هضم مشترک، زباله جامد شهری، لجن فاضلاب، بیوگاز.

۱- مقدمه

انرژی‌های نو و تجدیدپذیر، از هر دو جنبه زیست‌محیطی و اقتصادی است که علاوه بر کمک به کاهش آلودگی‌های زیست-محیطی، منجر به تولید انرژی‌های سوختی قابل استفاده برای مصارف مختلف می‌گردد (Bondesson و همکاران، ۲۰۱۳). از آنجاکه متان حاصل از بیوگاز یکی از محصولات نهایی هضم بی‌هوازی است، برای به حداکثر رساندن عملکرد حاصل از تولید انرژی باید شرایط محیطی تولید متان بهبود یابد، تا امکانات هضم سودآورتر شود (Fdez-Güelfo و همکاران، ۲۰۱۲). عملکرد AD تحت تأثیر عوامل عملیاتی متعددی از جمله دما، پیش‌فرآوری، جامد کل و نسبت اختلاط هضم است. مقدار ماده جامد کل (TS)^۲ در ارتباط با سایر پارامترها، یکی از مهم‌ترین فاکتورهای مؤثر بر عملکرد هاضم، هزینه و پایداری سیستم‌های AD است (Wu و

توسعه شهرها، افزایش جمعیت و تغییرات شیوه‌های زندگی بشری، مشکلات متعددی را ایجاد کرده که از جمله مهم‌ترین آن‌ها تولید انبوهی از زیست‌توده‌های مختلف از جمله زباله جامد شهری است. چنانچه سازمان‌دهی مناسبی جهت جمع‌آوری، دفن و بازیافت پسماندهای آلی صورت نگیرد، آلودگی‌های زیست‌محیطی فراوان، جامعه بشری را به‌طور جدی تهدید خواهد کرد. فناوری هضم بی‌هوازی (AD)^۱، یکی از روش‌های مؤثر تولید انرژی با استفاده از ضایعات و پسماندهای مختلف صنایع و جوامع بشری است. با استفاده از این روش، قسمت اعظم مواد آلی موجود در پسماندها، توسط میکروارگانیسم‌های بی‌هوازی تجزیه و محصول قابل اشتعالی به نام بیوگاز تولید می‌شود. علاوه بر این، محصول خروجی راکتورهای هضم بی‌هوازی، یکی از بهترین فناوری‌های

2. Total Solids

1. Anaerobic Digestion

* نویسنده مسئول؛ شماره تماس: ۰۹۱۴-۷۴۳۶۳۷۶

آدرس ایمیل: ahmadipirou@uma.ac.ir (م. احمدی پیرلو)، mesrigtm@uma.ac.ir (ت. مصری گندشمین).

می‌شود که در غلظت ۱۱۰۰-۶۰۰ میلی‌گرم در لیتر بازدارنده قابل توجهی از فعالیت‌های متانوژنیک^{۱۶} است (Duan و همکاران، ۲۰۱۲)؛ که به تجمع اسیدهای چرب فرار (VFA)^{۱۷} و کاهش تولید بیوگاز کم منجر می‌شود (Liao و همکاران، ۲۰۱۴).

با وجود چالش‌های هضم بی‌هوازی، تحقیقات قابل توجهی به توسعه فناوری هضم بی‌هوازی خشک و تر اختصاص یافته است. مطالعات در مقیاس آزمایشگاهی عمدتاً بر بهینه‌سازی پارامترهای اختلاط، هضم مشترک، ادغام دو یا چند راکتور (هضم دو مرحله‌ای) و هضم ترموفیلیک^{۱۸} و مزوفیلیک^{۱۹} و طراحی راکتورها متمرکز شده است، اگرچه برخی از مطالعات روند و جامعه میکروبی هضم بی‌هوازی را نیز بررسی کرده‌اند (Capson-Tojo و همکاران، ۲۰۱۸).

یکی از گزینه‌های مناسب هضم بی‌هوازی هضم مشترک از مواد با ویژگی‌های مکمل است (Grosser و Neczaj، ۲۰۱۶). اختلاط زباله جامد شهری با لجن فاضلاب به علت ویژگی‌های مکمل یکی از گزینه‌های مناسب هضم مشترک هستند. لجن فاضلاب نسبت کربن به نیتروژن کم‌تری از حد مطلوب هضم بی‌هوازی دارد، از سوی دیگر، نسبت کربن به نیتروژن زباله جامد شهری ۲۵ تا ۳۸ و بالاتر از مقدار مطلوب هضم بی‌هوازی است. بنابراین، اختلاط زباله با لجن فاضلاب به بهبود تعادل مواد مغذی منجر می‌شود (Wickham و همکاران، ۲۰۱۶).

Borowski و همکاران (۲۰۱۳) گزارش دادند که افزودن لجن فاضلاب به زباله جامد شهری باعث افزایش تولید بیوگاز و متان می‌شود. و همچنین Ahmadi-Pirlou و همکاران (۲۰۱۷) مشاهده کردند که اختلاط زباله جامد شهری با لجن فاضلاب به نسبت ۶۰:۴۰ منجر به افزایش ۷۰ درصدی بیوگاز تولید شده و نسبت C/N را برای هضم بی‌هوازی متعادل می‌کند.

کاربران واحد هضم بی‌هوازی سعی در به حداکثر رساندن عملکرد متان دارند، ضمن این‌که تقاضای اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)^{۲۰} ضایعات آلی هضم شده را کاهش می‌دهند. با این حال، برای توسعه راه‌حل‌های صنعتی قابل اعتماد و سودآور، باید بسیاری از موانع علمی از جمله منشأ تلقیح، انتقال آب، انتشار متابولیت‌ها، بازدارندگی، پویایی میکروبی، ترکیب و فعالیت عوامل میکروبی و سایر عوامل برطرف شوند (Liu و Ma، ۲۰۱۹). بنابراین هدف از این مطالعه به‌منظور بررسی مکانیسم‌های تفاوت در

همکاران، ۲۰۰۹). محتوای TS، همچنین بر رئولوژی^۲، ویسکوزیته^۴ محتویات هاضم، دینامیک سیال، انسداد اتصالات و ته‌نشین شدن سوبسترا^۵ که به‌طور مستقیم بر میزان انتقال جرم در هاضم تأثیرگذار است (Karthikeyan و Visvanathan، ۲۰۱۳).

فرآیند هضم بی‌هوازی پسماندهای آلی برای تولید بیوگاز نیازمند تعداد کثیری واکنش‌های متابولیکی پیچیده است که طی ۴ مرحله اصلی هیدرولیز، اسیدزایی، استات‌زایی^۶ و متان‌زایی انجام می‌پذیرد. میکروارگانیسم‌های مؤثر در این مراحل به ترتیب، هیدرولیزکننده‌ها^۷، اسیدزها (اسیدوژن‌ها)^۸، استات‌زها (استوژن‌ها)^۹ و متان‌زها (متانوژن‌ها)^{۱۰} می‌باشند. در طول فرآیند بی‌هوازی، محصولات متابولیک^{۱۱} تولیدشده در هر مرحله به مصرف میکروارگانیسم‌های^{۱۲} مرحله بعدی می‌رسد (Bouallagui و همکاران، ۲۰۰۵). فرآیند هضم بر اساس مقدار ماده جامد اولیه به هضم خشک^{۱۳} (۲۰-۳۰ درصد ماده جامد خشک) یا هضم تر^{۱۴} (کم‌تر از ۱۵ درصد ماده جامد خشک) تقسیم می‌شوند (Ostrem و همکاران، ۲۰۰۴). اگرچه فناوری هضم بی‌هوازی خشک مزایای زیادی دارد، اما به علت زمان هضم طولانی، عملکرد پایین بیوگاز تولیدی، غلظت و بوی زیاد، چندان مطلوب برخی از محققین نیست (Dobslaw و همکاران، ۲۰۱۹).

Liao و همکاران (۲۰۱۴) گزارش دادند که زمان نهایی هضم بی‌هوازی لجن فاضلاب با جامد کل ۱/۷۹ و ۱۵/۶ درصد به ترتیب ۱۶ و ۴۶ روز بود. بیش‌ترین حجم تولید بیوگاز توسط Cesarو و Belgiorno (۲۰۱۳) در ۷ درصد ماده جامد تأیید شده است. بیشتر مشکلات هضم جامد بی‌هوازی تغییرات نامطلوب بیوشیمیایی بستر در هضم بی‌هوازی خشک است (Duan و همکاران، ۲۰۱۲). در هضم بی‌هوازی با افزایش ماده جامد کل، ویسکوزیته لجن به‌صورت نمایی افزایش یافته و ضریب پخش مؤثر مواد به‌شدت کاهش می‌یابد (Bollon و همکاران، ۲۰۱۳). بنابراین، بستر هضم بی‌هوازی خشک در برابر جریان مواد مقاوم بوده و رفتاری شبیه ماده جامد ناهمگن از خود بروز می‌دهد. در مقابل، در فرآیند هضم بی‌هوازی تر، مواد بستر مرتباً هم‌خورده و خصوصیات مایع را تقریباً حفظ می‌کنند و متابولیت‌های^{۱۵} میانی و میکروارگانیسم‌ها به‌طور یکنواخت در کل راکتور توزیع می‌شوند. علاوه بر این، غلظت بالای جامد کل مواد اولیه به‌راحتی منجر به تجمع نیتروژن آمونیاکی کل (TAN: Total Ammonia Nitrogen)

13. High-Solids AD
14. Liquid-Solids AD
15. Metabolite
16. Metanogenic
17. Volatile Fatty Acids
18. Thermophilic
19. Mesophilic
20. Chemical Oxygen Demand

3. Rheology
4. Viscosity
5. Substrate
6. Acetogenesis
7. Hydrolysis
8. Acidogenic
9. Acetogenesis
10. Metanogenic
11. Metabolic
12. Microorganisms

۲-۲- اجرای آزمایش‌ها

به منظور دست‌یابی به الگوی عملکردی بهینه تولید بیوگاز، آزمایش‌ها در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد.

سری اول آزمایش‌ها: به منظور تعیین نسبت بهینه اختلاط

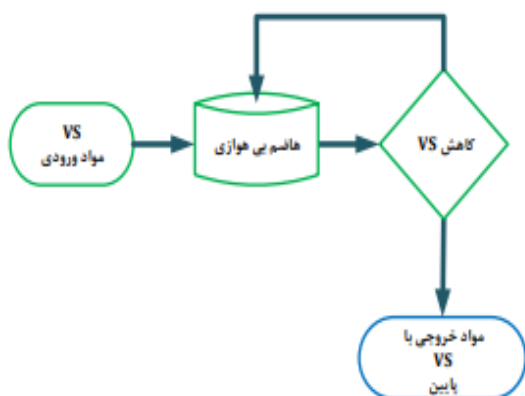
زباله جامد شهری و لجن فاضلاب (۵۰:۵۰، ۴۰:۶۰، ۲۰:۸۰ و ۱۰:۹۰ MSW:SS) طراحی و اجرا شد، پس از اتمام اولین سری از آزمایش‌ها، نسبت بهینه ۶۰:۴۰ (۶۰ درصد زباله شهری و ۴۰ درصد لجن فاضلاب) تولید بیوگاز (حداکثر متان تجمعی) مشخص شد.

در سری دوم آزمایش‌ها: اثر درصدهای مختلف جامد کل

(۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ درصد TS) بر روی نسبت اختلاط بهینه و به منظور تعیین درصد بهینه جامد کل انجام شد.

۲-۳- روش اندازه‌گیری

TS و VS^{۲۲} بر اساس روش استاندارد شماره ۲۵۴۰B و ۲۵۴۰C سری آزمایشات آب و فاضلاب اندازه‌گیری شد (APHA, ۱۹۹۸). شکل (۱) شماتیک اندازه‌گیری روش حذف VS را نشان می‌دهد. درصد کربن و نیتروژن موجود در ماده خام و همچنین نسبت کربن به نیتروژن (C/N) نیز بر مبنای استاندارد سری آزمایشات آب و فاضلاب اندازه‌گیری شدند (APHA, ۱۹۹۸). برای اندازه‌گیری روزانه درصد تولید متان از ظرف آینه‌ورن^{۲۳} استفاده شد (Eliana و همکاران، ۲۰۱۴). اساس کار این ظرف، انحلال سریع CO₂ در محلول قلبایی و باقی‌ماندن گاز متان است. برای این منظور از محلول سدیم هیدروکسید ۷ مولار استفاده شد. pH هر هاضم به صورت روزانه توسط pH متر مدل pH-201 ساخت کشور تایوان تعیین می‌شد.



شکل ۱- شماتیک روش حذف VS در طول فرایند هضم بی‌هوایی

عملکرد هضم مشترک بی‌هوایی خشک (۱۵، ۲۰ و ۲۵ درصد TS) و هضم مشترک بی‌هوایی تر (۵ و ۱۰ درصد TS) زباله جامد شهری و لجن فاضلاب در شرایط دمایی مزوفیلیک به روش غیرپیوسته بود.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- هاضم آزمایشگاهی

پژوهش به صورت آزمایشگاهی در هاضم‌هایی از جنس شیشه به حجم ۱L و با بارگذاری ۷۰۰mL انجام شد که ۵۹۵mL از این حجم به ماده خام و ۱۰۵mL به ماده تلقیح اختصاص یافت (Rao و Singh, ۲۰۰۴). تیمار اصلی آزمایش درصد ماده جامد به کار رفته (فاز مایع یا جامد) در هاضم بود که در سطوح ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ درصد TS تنظیم گردید. قابل ذکر است که در تمامی سطوح تیماری، مخلوط داخل هاضم حالت دوغابی و روان دارد. برای برقراری شرایط بی‌هوایی گاز نیتروژن به مدت ۱min در هر یک از هاضم‌ها استفاده شد (Fang و همکاران، ۲۰۱۴). شرایط مزوفیلیک هاضم‌ها در حمام آب گرم (۳۷°C) قرار داده شد. این حمام مجهز به سنسور تنظیم دما و پمپ بازچرخش، جهت تنظیم یکنواخت دمای آب بود. حجم بیوگاز تولیدشده به صورت روزانه به روش جابه‌جایی مایع و با استفاده از محلول آب مقطر و نمک اشباع ۷۵ درصد در pH=۲/۵ اندازه‌گیری شد (Cuetos و همکاران، ۲۰۱۱). بیوگاز تولیدی در بطری پلاستیکی ۲/۵ لیتری جمع‌آوری شد. به منظور حفظ یکنواختی و اختلاط مناسب، هاضم‌ها روزانه و به مدت ۳۰ ثانیه تکان داده شدند (Angelidaki و همکاران، ۲۰۰۹). یک شیر در ته هاضم برای نمونه‌گیری مایع (اندازه‌گیری روزانه pH) تعبیه شده بود.

مواد اولیه پژوهش از جزء آلی پسماند جامد شهری (OFMSW)^{۲۱} به صورت روزانه و نمونه‌گیری تصادفی به مقدار تقریبی ۱۰kg تهیه شد. مواد آلی پسماند پس از تفکیک ناخالصی‌ها (همچون استخوان، فلزات، کاغذ، شیشه و پلاستیک) ترکیب اصلی نمونه ۳۵٪ میوه، ۲۵٪ سیب‌زمینی، ۳۲٪ سبزیجات، ۶٪ زباله مواد غذایی و ۲٪ کاغذ بود. سپس برای هضم بهتر به کمک خردکن برقی به قطعات ۲-۵mm خرد شدند. لجن فاضلاب موردنیاز نیز از قسمت لجن ثانویه تصفیه‌خانه فاضلاب شهری تهیه شدند. پس از آماده‌سازی و تا بارگذاری، نمونه‌ها در دمای ۴°C نگهداری شدند. ۱۵ درصد حجم هاضم، از کود گاوی به عنوان ماده تلقیحی (F/I: Feedstock/Inoculum) بارگذاری شد. کود گاوی مورد استفاده به قبل از بارگذاری به مدت سه ماه در شرایط بی‌هوایی در دمای ۲۵°C نگهداری شدند.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- ویژگی‌های مواد اولیه و تلقیح

مقدار TS زباله جامد شهری، لجن فاضلاب و ماده تلقیحی به ترتیب ۲۰/۵، ۲۱/۲ و ۱۲ درصد بر اساس وزن مرطوب اندازه‌گیری شد. دیگر ویژگی‌های این مواد نیز در جدول (۱) به طور خلاصه نشان داده شده است. نسبت C/N برای لجن فاضلاب کم بود که با اضافه کردن زباله جامد شهری این نسبت به حدود محدوده ۱۵ تا ۳۰ افزایش یافت که این نسبت مناسب هضم بی‌هوازی بود (Steinhauser و Deublein، ۲۰۱۱). نسبت پایین C/N به تشکیل آمونیاک منجر شده و تولید متان را با مشکل مواجه می‌کند. مقدار فسفر نسبتاً زیاد بود (۰/۶۵۸ درصد) که در کارخانه‌های تصفیه فاضلاب بیولوژیکی طبیعی است. محتوای VS مواد آزمایشی کم بود (تقریباً ۵۶ درصد) که با نتایج گزارش‌های

Cavinato و همکاران و Sosnowski و همکاران (۲۰۰۳) مطابقت دارد. از مواد تلقیحی برای سرعت بخشیدن به فرایند هضم بی‌هوازی استفاده شد. که با توجه به این که pH در شروع آزمایش در محدوده خنثی بود (pH=7)، بنابراین از هیچ افزونه‌ای برای تنظیم اسیدیته نیز استفاده نشد.

حجم بیوگاز و متان دو شاخص مهم در ارزیابی عملکرد هاضم‌ها محسوب می‌شوند، نتایج تجزیه واریانس تیمارها به روش دانکن^{۲۴} در جدول (۲) آمده است در این جدول (۲)، تجمیع نتایج تجزیه واریانس مقدار بیوگاز، متان، pH، TS و VS بر اساس طرح پایه کاملاً تصادفی در قالب سه تکرار (خروجی نرم‌افزار SPSS) برآورده شده است. مشاهده می‌شود که اثر درصدهای مختلف TS بر میزان تولید بیوگاز و متان در سطح احتمال ۱ درصد اثر معنی‌دار است. تأثیر جامدات کل بر تغییرات pH غیرمعنی‌دار است.

جدول ۱- ویژگی‌های ماده خام و تلقیح

پارامتر	MSW	SS	تلقیح
TS (%، w.b.)	۲۳/۰۰±۰/۴۰	۲۶/۰۰±۰/۴۰	۱۲/۰۰±۰/۴۰
VS (%، w.b.)	۷۴/۱۰±۰/۳۰	۵۷/۷۰±۰/۳۰	۸۲/۰۰±۰/۳۰
VS/TS (%، w.b.)	۳/۲۲±۰/۴۰	۲/۲۱±۰/۵۰	۶/۸۴±۰/۶۰
M (%، d.b.)	۸۴/۰۵±۰/۴۰	۱۳/۴۸±۰/۴۰	۸۸/۰۰±۰/۴۰
C (%، d.b.)	۴۸/۷۵±۰/۴۰	۷/۸۰±۰/۴۰	۳۲/۳۷±۰/۴۰
N (%، d.b.)	۱/۷۰±۰/۲۰	۱/۷۸±۰/۲۰	۲/۶۲±۰/۲۰
P (%، d.b.)	۰/۱۶±۰/۲۵	۰/۶۶±۰/۲۱	۰/۷۲±۰/۲۴
K (%، d.b.)	۰/۲۸±۰/۲۰	۰/۱۱±۰/۱۷	۰/۹۸±۰/۱۷
pH	۷/۳۰±۰/۴۰	۷/۱۰±۰/۵۰	۶/۹۰±۰/۳۰
C/N	۲۸/۶۷±۰/۰۰	۴/۳۸±۰/۰	۱۲/۳۵±۰/۰۰

w.b. رطوبت ترپایه؛ d.b. رطوبت پایه خشک و M محتوای رطوبتی ماده

جدول ۲- تجزیه واریانس اثر سطوح مختلف کل جامدات بر مقدار تولید بیوگاز، متان، pH، TS و VS

منابع تغییر	درجه آزادی	متغیر وابسته	مجموع مربعات	میانگین مربعات	F
درصدهای مختلف TS	۴	بیوگاز	۸۰۲۰۹/۱۹	۲۰۰۵۲/۳۰	۷۹۱/۶۵**
	۴	متان	۳۸۰۰۰/۳۵	۹۵۰۰/۰۹	۴۷/۷۲**
	۴	pH	۳۳/۵۹	۸/۴۰	ns۳۵/۶۵
	۴	VS	۱۴۷۴/۰۴	۱۴۱/۹۱	۵۳/۴۸**
	۴	TS	۵۶۷/۶۳	۳۶۸/۵۱	۲۷۹/۴۰**

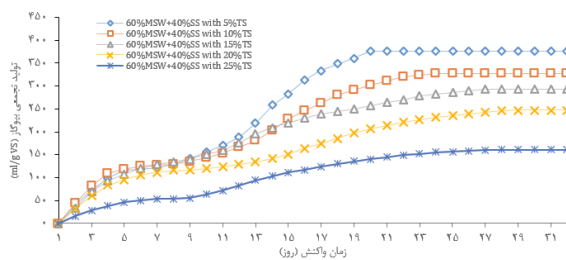
** معنی‌دار در سطح احتمال ۱ درصد، ns غیرمعنی‌دار

شد. بسترهای هضم مشترک با پنج محتوای مواد جامد ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ درصد و مقادیر VS برابر ۱۹/۲۶، ۳۸/۵، ۵۷/۵، ۷۷/۰۳ و ۹۶/۲۵ gVS/L به ترتیب بارگذاری شدند. عملکرد بیوگاز به صورت خالص روزانه و تجمعی در هضم بی‌هوازی مشترک

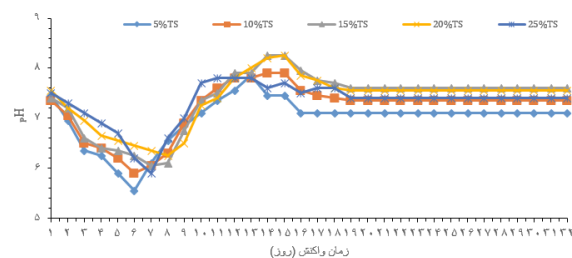
۳-۲- تولید بیوگاز در سطوح مختلف کل جامدات

نسبت اختلاط بهینه ۴۰:۶۰ زباله جامد شهری و لجن فاضلاب در اولین مجموعه آزمایش‌ها برای مطالعه بیشتر تأثیر کنترل سطوح مختلف TS در هضم بی‌هوازی مشترک MSW و SS تعیین

پس از ۱۹ روز تقریباً ۹۶/۱۵، ۸۹/۳۰، ۸۵/۳۲، ۷۹/۹۰ و ۸۴/۹۳ درصد از عملکرد بیوگاز تجمعی به دست آمد. با توجه به شکل (۳)، مشاهده می‌شود که زمان ماند سیستم هضم تر (۵ درصد و ۱۰ درصد TS) حدود ۲۰ روز و زمان واکنش برای سیستم هضم خشک (۲۵ و ۲۰، ۱۵ درصد TS) حدود ۳۰ روز است. Chen و همکاران (۲۰۱۳) در تحقیقی نشان دادند که هضم تر در ۲۵ روز کامل می‌شود در حالی که زمان واکنش برای سیستم هضم خشک تقریباً ۲ برابر بیشتر است (Chen و همکاران، ۲۰۱۴). Li و همکاران (۲۰۱۳) نیز زمان واکنش هضم خشک و هضم تر را مقایسه نمودند و گزارش دادند، زمان هضم خشک نسبت به هضم تر کندتر است.



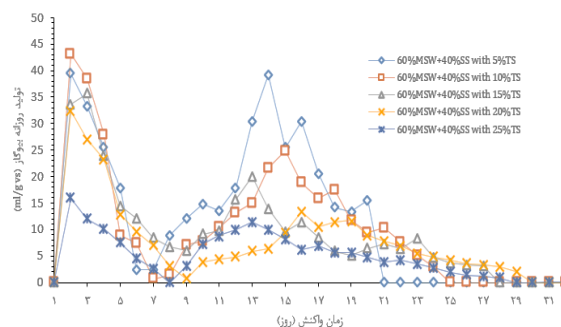
شکل ۳- تولید تجمعی بیوگاز در طول فرایند هضم بی‌هوای (HRT=۳۲day, F/I=۱۰ mL, T=۳۷°C)



شکل ۴- تغییرات pH روزانه در درصدهای مختلف (HRT=۳۲day, F/I=۱۰ mL, T=۳۷°C) TS

شکل (۵) میزان تولید متان حاصل از هضم مشترک زباله شهری و لجن فاضلاب با درصدهای مختلف TS را نشان می‌دهد. تجزیه و تحلیل آماری از معنی‌داری TS بر محتوای متان دارد. محتوای متان از ۴۹/۸ تا ۵۹/۵۷ درصد در محدوده سطوح مختلف TS متغیر است. بازده تجمعی متان در سطوح مختلف TS (۵ تا ۲۵ درصد) به ترتیب برابر با ۲۲۲/۷، ۱۹۴/۸، ۱۴۶، ۱۲۹/۴ و ۸۳/۳ (۲۵ درصد) به ترتیب برای با (شکل (۵)). بازده متان بالاتر در سطح ۵ و ۱۰ درصد TS نشان می‌دهد که تولید متان در هضم تر بیشتر از هضم خشک است (Cesaro و Belgiorno، ۲۰۱۳). Cesaro و Belgiorno (۲۰۱۳) بیش‌ترین عملکرد بیوگاز را در ۷ درصد TS گزارش کردند که با مطالعه Li و همکاران (۲۰۱۳) مطابقت ندارد. Li و همکاران (۲۰۱۳) نشان دادند که عملکرد متان هضم خشک (در سطوح ۲۰ و ۲۵ درصد TS) بیشتر از هضم تر است.

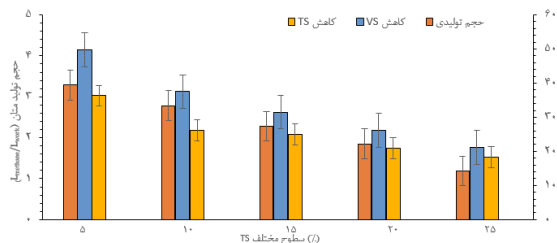
(MSW/SS) در محتویات مختلف TS به ترتیب در شکل‌های (۲) و (۳) نشان داده شده است. با توجه به شکل (۲)، تولید بیوگاز بلافاصله از روز اول شروع می‌شود، که نشانگر سازگاری سریع میکروارگانیسم‌ها به بسترهای مشترک است. نرخ تولید روزانه بیوگاز در سیستم‌های هضم در سطوح مختلف TS به ترتیب بعد از ۱/۵ روز، به بالاترین حد خود می‌رسند. برای سیستم‌های هضم بی‌هوای تر در محتویات TS ۵، ۱۰ و ۱۵ درصد، میزان تولید بیوگاز بلافاصله پس از ۶/۵ روز اول هضم کاهش یافته و سپس روند صعودی به خود گرفته و در روزهای ۱۴ و ۱۵ به اوج رسیده و دوباره روند کاهشی ثابتی را دنبال می‌کنند. مشابه سیستم‌های هضم با درصد بیشتری از زباله جامد شهری در اولین مجموعه آزمایشات، یک فاز تأخیری در طی فرآیند تولید بیوگاز برای سیستم‌های هضم بی‌هوای خشک وجود دارد (۲۰ و ۲۵ درصد TS). بعد از اوج تولید بیوگاز در روز ۱/۵، نرخ سرعت تولید کاهش یافته است، و مقدار تولید بیوگاز در روز ۸ و ۹ به مقدار صفر کاهش پیدا کرد. سپس، روند تولید بیوگاز به دلیل افزایش جمعیت باکتری‌های متانوژنیک بهبود یافت، بنابراین تولید بیوگاز در راکتورها مجدداً شروع شده و در نهایت در روز ۲۷م ثابت شد. دلیل رخداد چنین روندی با مشاهده تغییرات pH قابل تشریح است. آن‌چنان‌که در شکل (۴) آمده است، هیدرولیز ترکیبات در روزهای اول و در ادامه آن فرآیند اسیدزایی باعث افت pH و در نتیجه کاهش تولید بیوگاز می‌شود (Borowski، ۲۰۱۵). پس از چند روز، با رشد بیشتر باکتری‌های متان‌زا و مصرف اسیدها توسط آن‌ها، pH دوباره افزایش یافته و تولید بیوگاز افزایش می‌یابد (Siciliano و همکاران، ۲۰۱۶). این روند توسط Cesaro و Belgiorno (۲۰۱۳) و Macias-Corral و همکاران (۲۰۰۸) نیز گزارش شده است.



شکل ۵- تولید بیوگاز در فرایند هضم بی‌هوای (HRT=۳۲day, F/I=۱۰ mL, T=۳۷°C)

شکل (۳) نشان می‌دهد که عملکرد تجمعی تولید بیوگاز از سیستم‌های هضم فعال مواد جامد ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ درصد به ترتیب ۳۷۶، ۳۲۷، ۲۹۳، ۲۴۷ و ۱۶۰ mL/g VS بود طوری که

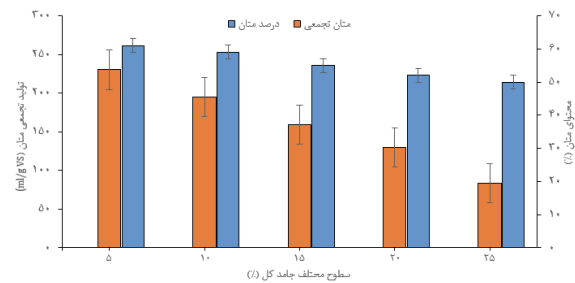
که کاهش VS با عملکرد تولید متان در سطوح مختلف TS ارتباط مستقیم دارد. ارزش کاهش VS بیانگر عملکرد متان بیشتری است. بیشترین عملکرد متان و کاهش VS یا به عبارتی دیگر، بیشترین تخریب زیستی در کمترین سطح درصد ماده جامد در ۵ درصد TS به ترتیب به مقدار VS ۲۳۰ ml/g و ۴۹/۸ درصد پیش آمده است. با افزایش درصد جامد کل از ۵ درصد به ۱۵ درصد، کاهش ۱/۹ برابر در کاهش VS به دست آمد. افزایش سطح TS از ۱۵ به ۲۰ درصد، منجر به کاهش ۱۷/۱۴ درصدی VS شد. عملکرد متان در ۵ و ۲۵ درصد TS به ترتیب VS ۲۳۰ ml/g و VS ۸۳ ml/g (۶۳/۹ درصد کم تر از ۵ درصد TS) بود و همچنین کاهش VS در ۵ و ۲۵ درصد TS، به ترتیب ۳۶/۲ و ۲۱/۲ درصد مشاهده شد. عملکرد متان کم تر در مقایسه با کاهش VS، ۲۵ درصد TS ممکن است به خاطر تبدیل VS به محصولات جانبی مانند غلظت بالای VFAs باشد Brown و Li (۲۰۱۳) و همچنین Li و همکاران (۲۰۱۱) بالاترین کاهش VS را در پایین ترین TS مشاهده کردند. در نتیجه، بهبود بیولوژیکی بدان معنی است که نه تنها سوبسترای بیشتری مورد استفاده قرار گرفته و بنابراین به همان مقدار سوبسترای هضم شده، بیوگاز نیز افزایش یافته است (Liu و همکاران، ۲۰۰۸). در نتیجه تولید بیوگاز و متان توسط ترکیب اولیه از ماده خام برای یک سیستم هضم داده شده مشخص می شود.



شکل ۶- تغییرات کاهش TS و VS و حجم تولید متان در سطوح مختلف TS (HRT=۳۲day, F/I=۱۰ mL, T=۳۷°C)

نظارت بر پارامترهای شیمیایی و فیزیکی برای دستیابی به کنترل بهینه فرایند AD ضروری است. بی ثباتی فرآیند هضم در اغلب موارد ناشی از تجمع بیش از حد اسیدهای چرب فرار است که در صورت ناکافی بودن ظرفیت بافری سیستم، منجر به کاهش چشمگیر pH و افت عملکرد می شود (Ward و همکاران، ۲۰۰۸). نسبت کل VFA به قلیائیت (قلیائیت/VFA) به عنوان یک راهنمای ارزیابی اختلالات فرآیند در مراحل اولیه شناخته شده است (Lössie و Pütz، ۲۰۰۸). نسبت VFA به قلیائیت یک پارامتر قابل اطمینان برای نظارت بر عدم تعادل هضم نسبت به اندازه-گیری های ساده pH است. لازم به ذکر است که تجمع VFAها به کاهش قابل توجه ظرفیت بافری (قبل از کاهش pH) منجر می شود.

علی ای حال، افزایش مقدار TS از ۵ به ۲۵ درصد منجر به کاهش ۶۲ درصدی تولید متان می شود که از جمله دلایل آن می توان به هم زنی مناسب، توزیع یکنواخت میکروارگانیسم ها و یکنواختی دما در داخل هاضم اشاره کرد. این نتایج به طور کامل با مطالعه انجام شده توسط Brown و همکاران (۲۰۱۲) سازگار نیست. Brown و همکاران (۲۰۱۲) با تولید بیوگاز از زیاله های باغچه تحت هضم تر (۵ درصد TS) و هضم خشک (۱۸ و ۱۹ درصد TS) نشان دادند که بین هضم تر و هضم خشک از لحاظ عملکرد متان تفاوت معنی داری وجود ندارد. نتایج مطالعه حاضر بیانگر این واقعیت است که عملکرد متان هضم خشک در مقایسه با هضم تر کم تر است



شکل ۵- تولید متان و درصد کل متان در درصدهای مختلف TS (HRT=۳۲day, F/I=۱۰ mL, T=۳۷°C)

۳-۳- تولیدی حجمی متان بر اساس حجم کاری

تولید حجمی متان در دو سیستم هضم تر و خشک در شکل (۶) نمایش داده شده است. مشاهده می شود که مقادیر تولید حجمی به طور کلی شبیه به مقایسه تولید متان در همان سطح TS است. کمترین میزان تولید حجمی متان (۱/۱۹ Lmethane/Lwork) در هضم خشک در ۲۵ درصد TS مشاهده شد. با کاهش TS از ۲۵ به ۲۰ درصد، حجم تولید ۱/۸ برابر شد. سیستم هضم تر در مقادیر ۵ و ۱۰ درصد TS تولید حجمی مشابهی (۲/۸-۳/۴ Lmethane/Lwork) داشتند، که نسبت به هضم خشک (۲۵ درصد TS) ۲۶۵-۲۸۵ درصد افزایش شاهد بود. علت اصلی افزایش تولید حجمی هاضم تر، ظرفیت بارگذاری حجمی کم تر، هم زنی بهتر خوراک و خروج راحت تر گاز از هاضم تر است (Guendouz و همکاران، ۲۰۱۲).

۳-۴- کاهش VS در سطوح مختلف کل جامدات

VS و TS یک پارامتر مهم برای اندازه گیری تجزیه بیولوژیکی محسوب می شود که به طور مستقیم وضعیت متابولیک برخی از ظرفیت های میکروبی در سیستم بی هوازی را نشان می دهد. شکل (۶) کاهش VS و TS در سطوح مختلف جامد کل را نشان می دهد. روند کاهش VS و TS با آنچه در شکل (۶) آمده است تقریباً یکسان است. با توجه به شکل (۶)، می توان دریافت

ایجاد شده است. چنان نتایج توسط Chen و همکاران (۲۰۱۴) گزارش شده است.

تجمع آمونیاک در طول فرایند AD با ماده اولیه سرشار از ازت، با تخریب مواد پروتئینی روبرو می‌شود (Liu و Sung، ۲۰۰۳). غلظت بهینه آمونیاک ظرفیت بافر کافی در فرایند AD را تضمین می‌کند بنابراین ثابت روند AD را افزایش می‌دهد، درحالی‌که آمونیاک بالا به‌عنوان یک بازدارنده قوی تولید بیوگاز گزارش شده است (Chen و همکاران، ۲۰۰۸؛ Rajagopal و همکاران، ۲۰۱۳). Chen و همکاران (۲۰۰۸) گزارش کردند که غلظت TAN منجر به کاهش ۵۰ درصد در عملکرد متان می‌شود، که مقدار آن از ۱/۷ تا ۱۴ گرم در لیتر متغیر است. بیشتر مطالعات در چند دهه گذشته در مورد آمونیاک بر روی هضم بی‌هوازی تمرکز شده است. همان‌طور که در جدول (۳) مشاهده می‌شود، به‌طور کلی در سیستم‌های هضم غلظت اولیه و نهایی TAN، با افزایش سطح TS از ۵ به ۲۵ درصد افزایش می‌یابد. غلظت نهایی TAN در ۲۵ درصد TS در مقایسه با ۵ درصد TS، ۵/۴ برابر بالاتر بود. به نظر می‌رسد غلظت آمونیاک به‌عنوان بازدارنده بیشتر در هضم بی‌هوازی خشک دیده می‌شود، زیرا درصد بالا ماده جامد بر رقیق شدن تأثیر می‌گذارد (Wang و همکاران، ۲۰۱۳). با توجه به این‌که بازده متان در هضم بی‌هوازی تر در ۵ تا ۱۰ درصد TS در مقایسه با بازده متان در هضم بی‌هوازی خشک بالاتر بود، و عملکرد متان با افزایش سطح TS به ۲۵ کاهش می‌یابد (شکل (۵))، می‌توان نتیجه گرفت که غلظت TAN بالاتر (۴/۲ گرم در لیتر) در سیستم هضم ۲۵ درصد TS ممکن است به‌عنوان بازدارنده، فعالیت متانوژن‌ها را مختل کند و منجر به کاهش بازده متان شود. در نتیجه، جلوگیری از تولید آمونیاک در فرآیند هضم بی‌هوازی خشک ضروری است.

نسبت‌های VFA به قلیائیت و pH در این پژوهش به‌طور مداوم اندازه‌گیری شد (جدول (۳)).

pH اولیه در سطوح مختلف TS از ۷/۳۰ تا ۷/۶۵ متغیر بود که در محدوده pH بهینه هضم (۷-۸) واقع شده است (Weiland، ۲۰۱۰). پس از شروع، pH نهایی اندکی افزایش یافتند طوری که مقادیر pH نهایی در فاصله ۷ تا ۷/۲۵ اندازه‌گیری شدند که همچنان در محدوده pH نهایی مقبول (۷-۸/۱) باقی ماندند (Chen و همکاران، ۲۰۰۸).

همان‌طور که در جدول (۳) نشان داده شده است. نسبت‌های اولیه و نهایی VFA به قلیائیت در سطوح مختلف TS (۵ تا ۲۰ درصد) پایین‌تر از ۰/۳ بود؛ به‌جز در سیستم هضم ۲۵ درصد TS، به‌ترتیب نسبت‌های اولیه و نهایی VFA به قلیائیت ۰/۳۳ و ۰/۶۷ مشاهده شد. با توجه به مشاهدات و توصیه‌های ارائه‌شده توسط Pütz و Lossie (۲۰۰۸)، نسبت‌های VFA به قلیائیت بین ۰/۳ و ۰/۴ به‌طور کلی برای حداکثر تولید بیوگاز در نظر گرفته می‌شود، نسبت‌های کم‌تر از ۰/۳ به‌عنوان کمبود مواد اولیه ورودی، و نسبت‌های بالاتر از ۰/۶ به‌عنوان بیش‌ازحد بودن مواد اولیه ورودی در نظر گرفته می‌شود.

از آنجایی که نسبت مواد اولیه به ماده تلقیحی (F/I) در این مطالعه ۴:۱ در نظر گرفته شد، تولید بیوگاز بیشتر با افزایش نسبت مواد اولیه به ماده تلقیح برای سیستم‌های هضم تر (۵ و ۱۰ درصد) ممکن است تولید شود، درحالی‌که برای سیستم‌های هضم خشک (۱۵، ۲۰ و ۲۵ درصد TS)، با افزایش مقدار تلقیح ممکن است عملکرد تولید گاز را بهبود بخشد. برای سیستم‌های هضم ۲۵ درصد TS، نسبت نهایی VFA به قلیائیت ۰/۶۴ یافت شد، که این نیز به عملکرد متان پایین منجر شد (شکل (۵)). این، احتمالاً در اثر تجمع VFAها به دلیل بیش‌ازحد تغذیه

جدول ۳- تغییرات pH، نسبت VFA به قلیائیت و غلظت TAN در هنگام هضم مشترک MSW و SS

نسبت اختلاط MSW/SS	TS (%)	pH		نسبت قلیائیت / VFA		غلظت TAN (mg/L)
		اولیه	نهایی	اولیه	نهایی	
۶۰:۴۰	۵	۷/۴۵	۷/۱۰	۰/۲۷±۰/۰۲	۰/۲۵±۰/۰۲	۷۵۹/۵±۲۱/۲۰
۶۰:۴۰	۱۰	۷/۳۵	۷/۱۵	۰/۰۸±۰/۰۰	۰/۱۲±۰/۰۱	۱۸۴۹/۶±۳۶/۳۰
۶۰:۴۰	۱۵	۷/۴۰	۷/۲۰	۰/۰۶±۰/۰۰	۰/۲۲±۰/۰۶	۳۴۲۹/۳±۴۵/۴۰
۶۰:۴۰	۲۰	۷/۵۵	۷/۱۵	۰/۱۲±۰/۰۱	۰/۱۵±۰/۰۸	۲۷۵۶/۲±۱۲۵/۵۰
۶۰:۴۰	۲۵	۷/۶۰	۷/۱۵	۰/۳۸±۰/۰۳	۰/۶۴±۰/۲۸	۴۲۳۸/۲±۲۷/۲۰

بعد از اضافه نمودن زباله شهری بهبود یافته و در محدوده مناسب هضم بی‌هوازی قرار گرفت و لجن فاضلاب به‌عنوان یک ماده مؤثر برای تولید بیوگاز از پسماند جامد شهری به مقدار محدود (تا نسبت اختلاط ۴۰ درصد) است. مقدار بیشتر از آن موجب به

۴- نتیجه‌گیری

عملکرد بهینه برای هضم مشترک زباله جامد شهری و لجن فاضلاب در نسبت اختلاط ۶۰:۴۰ (۶۰ درصد زباله شهری و ۴۰ درصد لجن فاضلاب) حاصل شد. نسبت C/N کم لجن فاضلاب

- cardboard", *Waste Management*, 2018, 76, 423-430.
- Cavinato C, Bolzonella D, Pavan P, Fatone F, Cecchi F, "Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge and source sorted biowaste in pilot-and full-scale reactors", *Renewable Energy*, 2013, 55, 260-265.
- Cesaro A, Belgiorno V, "Sonolysis and ozonation as pretreatment for anaerobic digestion of solid organic waste", *Ultrasonics Sonochemistry*, 2013, 20 (3), 931-936.
- Chen X, Yan W, Sheng K, Sanati M, "Comparison of high-solids to liquid anaerobic co-digestion of food waste and green waste", *Bioresource Technology*, 2014, 154, 215-221.
- Chen Y, Cheng J, Creamer S, "Inhibition of anaerobic digestion process: a review", *Bioresource Technology*, 2008, 99 (10), 4044-4064.
- Cuetos M, Fernández C, Gómez X, Morán A, "Anaerobic co-digestion of swine manure with energy crop residues", *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 2011, 16 (5), 1044-1052.
- Deublein D, Steinhauser A, "Biogas from waste and renewable resources: an introduction", 2011, John Wiley & Sons.
- Dobslaw D, Engesser K, Störk H, Gerl T, "Low-cost process for emission abatement of biogas internal combustion engines", *Journal of Cleaner Production*, 2019, 227, 1079-1092.
- Duan N, Dong B, Wu B, Dai X, "High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: feasibility study", *Bioresource Technology*, 2012, 104, 150-156.
- Eliana C, Jorge R, Juan P, Luis R, "Effects of the pretreatment method on enzymatic hydrolysis and ethanol fermentability of the cellulosic fraction from elephant grass", *Fuel*, 2014, 118, 41-47.
- Fang W, Zhang P, Zhang G, Jin S, Li D, Zhang M, Xu X, "Effect of alkaline addition on anaerobic sludge digestion with combined pretreatment of alkaline and high pressure homogenization", *Bioresource Technology*, 2014, 168, 167-172.
- Fdez-Güelfo L, Álvarez-Gallego C, Sales D, García L, "Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste: methane production modeling", *Waste Management*, 2012, 32 (3), 382-388.
- Grosser A, Neczaj E, "Enhancement of biogas production from sewage sludge by addition of grease trap sludge (Vol. 125)", 2016.
- Guendouz J, Buffiere P, Cacho J, Carrere M, Delgenes J-P, "High-solids anaerobic digestion: comparison of three pilot scales", *Water Science and Technology*, 2008, 58 (9), 1757-1763.
- Karthikeyan P, Visvanathan C, "Bio-energy recovery from high-solid organic substrates by dry anaerobic bio-conversion processes: a review", *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2013, 12 (3), 257-284.
- Li Y, Park S, Zhu J, "Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste", *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2013, 15 (1), 821-826.
- Liao X, Li H, Cheng Y, Chen N, Li C, Yang Y, "Process تأخیر افتادن فرایند تخمیر می‌گردد. سپس براساس نسبت بهینه، اثر درصدهای مختلف جامد کل (۵ تا ۲۵ درصد TS) بر هضم بی‌هوازی مشترک در سیستم‌های غیرپیوسته موردبررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که بازده متان در هضم بی‌هوازی تر (۵ و ۱۰ درصد TS) در مقایسه با هضم بی‌هوازی خشک (۱۵ تا ۲۵ درصد TS) بالاتر است؛ درحالی‌که ۲۵ درصد TS مربوط به آستانه-ای است که در آن تولید متان به‌طور قابل‌توجهی کاهش یافت. با توجه به تولید حجمی متان، سیستم‌های هضم خشک (۱۵-۲۵ درصد TS) نسبت به هضم تر (۵ درصد TS)، ۱۴۴-۲۰۱ درصد کاهش یافت.
- ۵- مراجع
- Ahmadi-Pirlou M, Ebrahimi-Nik M, Khojastehpour M, Ebrahimi H, "Mesophilic co-digestion of municipal solid waste and sewage sludge: Effect of mixing ratio, total solids, and alkaline pretreatment", *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2017, 125, 97-104.
- Angelidaki I, Alves M, Bolzonella D, Borzacconi L, Campos J, Guwy A, Kalyuzhnyi S, Jenicek P, Van Lier J, "Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays", *Water Science and Technology*, 2009, 59 (5), 927-934.
- APHA, "Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th ed", American Public Health Association, 1998, Washington DC.
- Bollon J, Benbelkacem H, Gourdon R, Buffière P, "Measurement of diffusion coefficients in dry anaerobic digestion media", *Chemical Engineering Science*, 2013, 89, 115-119.
- Bondesson P-M, Galbe M, Zacchi G, "Ethanol and biogas production after steam pretreatment of corn stover with or without the addition of sulphuric acid", *Biotechnology for Biofuels*, 2013, 6 (1), 11.
- Borowski S, "Co-digestion of the hydromechanically separated organic fraction of municipal solid waste with sewage sludge", *Journal of Environmental Management*, 2015, 147, 87-94.
- Borowski S, Weatherley L, "Co-digestion of solid poultry manure with municipal sewage sludge", *Bioresource Technology*, 2013, 142, 345-352.
- Bouallagui H, Touhami Y, Cheikh R, Hamdi M, "Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes", *Process Biochemistry*, 2005, 40 (3), 989-995.
- Brown D, Li Y, "Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production", *Bioresource Technology*, 2013, 127, 275-280.
- Brown D, Shi J, Li Y, "Comparison of solid-state to liquid anaerobic digestion of lignocellulosic feedstocks for biogas production", *Bioresource Technology*, 2012, 124, 379-386.
- Capson-Tojo G, Trably E, Rouez M, Crest M, Bernet N, Steyer J-P, Delgenès J-P, Escudie R, "Methanosarcina plays a main role during methanogenesis of high-solids food waste and

anaerobic digestion of meat and bone meal", *Bioresource technology*, 2009, 100 (19), 4326-4331.

performance of high-solids batch anaerobic digestion of sewage sludge", *Environmental Technology*, 2014, 35 (21), 2652-2659.

Liu C-f, Yuan X-z, Zeng G-m, Li W-w, Li J, "Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste", *Bioresource Technology*, 2008, 99 (4), 882-888.

Lossie U, Pütz P, "Targeted control of biogas plants with the help of FOS", *TAC. Pract. Rep. Hach-Lange*, 2008.

Ma Y, Liu Y, "Turning food waste to energy and resources towards a great environmental and economic sustainability: An innovative integrated biological approach", *Biotechnology Advances*.

Macias-Corral M, Samani Z, Hanson A, Smith G, Funk P, Yu H, Longworth J, "Anaerobic digestion of municipal solid waste and agricultural waste and the effect of co-digestion with dairy cow manure", *Bioresource Technology*, 2008, 99 (17), 8288-8293.

Ostrem M, Millrath K, Themelis J, "Combining anaerobic digestion and waste-to-energy", Paper Presented at the 12th Annual North American Waste-to-Energy Conference, 2004.

Rajagopal R, Massé I, Singh G, "A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia", *Bioresource Technology*, 2013, 143, 632-641.

Rao M, Singh S, "Bioenergy conversion studies of organic fraction of MSW: kinetic studies and gas yield-organic loading relationships for process optimisation", *Bioresource Technology*, 2004, 95 (2), 173-185.

Siciliano A, Stillitano M, De Rosa S, "Biogas production from wet olive mill wastes pretreated with hydrogen peroxide in alkaline conditions", *Renewable energy*, 2016, 85, 903-916.

Sosnowski P, Wieczorek A, Ledakowicz S, "Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Advances in Environmental Research*", 2003, 7 (3), 609-616.

Sung S, Liu T, "Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion", *Chemosphere*, 2003, 53 (1), 43-52.

Wang Z, Xu F, Li Y, "Effects of total ammonia nitrogen concentration on solid-state anaerobic digestion of corn stover", *Bioresource technology*, 2014, 144, 281-287.

Ward A, Hobbs P, Holliman P, Jones D, "Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources", *Bioresource technology*, 2008, 99 (17), 7928-7940.

Weiland P, "Biogas production: current state and perspectives", *Applied microbiology and biotechnology*, 2010, 85 (4), 849-860.

Wickham R, Galway B, Bustamante H, Nghiem L, "Biomethane potential evaluation of co-digestion of sewage sludge and organic wastes", *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2016, 113, 3-8.

Wu G, Healy M, Zhan X, "Effect of the solid content on

EXTENDED ABSTRACTS

Methanogenic Activity in Biogas Production High-Solids and Liquid Anaerobic Co-Digestion of Municipal Solid Waste and Sewage Sludge

Mansour Ahmadi Pirlou*, Tarahhom Mesri Gundoshmian

Department of Biosystems Engineering, University of Mohaghegh Ardabili, Ardabili, Iran

Received: 22 December 2019; Accepted: 12 November 2020

Keywords:

Biogas, Co-digestion, High-solids anaerobic digestion, Municipal solid waste, Sewage sludge.

1. Introduction

Bioenergy recovery and pollution control through anaerobic digestion (AD) of organic wastes is a promising greenhouse gas mitigation option and is considered to be a sustainable waste treatment practice (Pantaleo et al., 2013; Rajagopal et al., 2013). Since methane-rich biogas is the main end product of AD, methane production must be improved to maximize revenues from energy generation and hence, to make digestion facilities more profitable (Fdez-Güelfo et al. 2012).

The total solids (TS) content in association with the organic loading rate is also one of the key factors that affect the performance, cost, and stability of AD systems (Alvarez and Liden, 2008; Wu et al., 2009). It has been reported that the TS content affects the following parameters: rheology and viscosity of the digester contents, fluid dynamics, clogging, and solid sedimentation that can directly influence the overall mass transfer rates within the digesters (Karthikeyan and Visvanathan, 2013). Since the TS content is an important parameter, two main types of AD processes have been developed: liquid and high-solids AD. Liquid AD (L-AD) systems typically operate with 5-10% TS, while high-solids AD (HS-AD) refers to a process that generally operates at 15-40% TS (Shi et al. 2013).

The purpose of this study was to determine the optimal mixing ratio of co-digestion municipal solid waste and sewage sludge. Then, the effect of high-solids and liquid anaerobic digestion on the mixing ratio was investigated using pilot-scale anaerobic non-continuous bioreactors.

2. Methodology

Experiments were performed on glass digesters with a volume of 1L at 37 °C with different levels of total solid (TS) percent (5, 10, 15, 20 and 25% TS) in a completely randomized design with three replications. The volume of biogas produced, the amount of methane and pH changes were measured daily. Every day for better mixing, the digests were shaken manually for 30 seconds. Total solids, volatile solids, carbon and nitrogen percentages in raw material and C/N ratio were measured by APHA standard.

3. Results and discussion

Fig. 1 Shows the cumulative yield of biogas production from active digestion systems of solid Materials 5, 10, 15, 20 and 25%, respectively, at 376, 327, 293, 247 and 160 mL/g VS so that after 19 days, approximately 96/15, 89.30, 85.32, 79.90, and 84.93% of cumulative biogas yield were obtained. According to Fig. 1, it is observed that the retention time of the wet anaerobic digestion system (5% and 10% TS) is about 20 days and the reaction time for the dry anaerobic digestion system (15%, 20% and 25% TS) is about 30 days. Lee et al.

* Corresponding Author

E-mail addresses: ahmadipirlou@uma.ac.ir (Ahmadi Pirlou), mesrigtm@uma.ac.ir (Tarahhom Mesri Gundoshmian).

Also compared the reaction time of dry and wet anaerobic digestion and reported that reaction time dry anaerobic digestion was slower than that of digestion (Li et al. 2011).

Fig. 1 shows the amount of methane produced by the joint digestion of municipal waste and sewage sludge with different percentages of TS. Statistical analysis showed significant TS on methane content. Methane content from 49.8 to 59.57% varied in the range of different TS levels. The cumulative yields of methane at different TS levels (5 to 25% TS) were measured as 222.7, 194.8, 146, 124.4 and 83.3 mL/g VS, respectively (Fig. 1). Higher methane yields at the 5 and 10% TS levels indicate that methane production in anaerobic digestion is higher than dry anaerobic digestion (Cesaro and Belgiorno, 2013). However, increasing the TS content from 5% to 25% results in a 62% reduction in methane production is one of the reasons it can be a suitable mixer, uniform distribution of microorganisms and temperature uniformity within the reactor. The results of the present study indicate the fact that methane yield of dry anaerobic digestion in comparison with less anaerobic digestion.

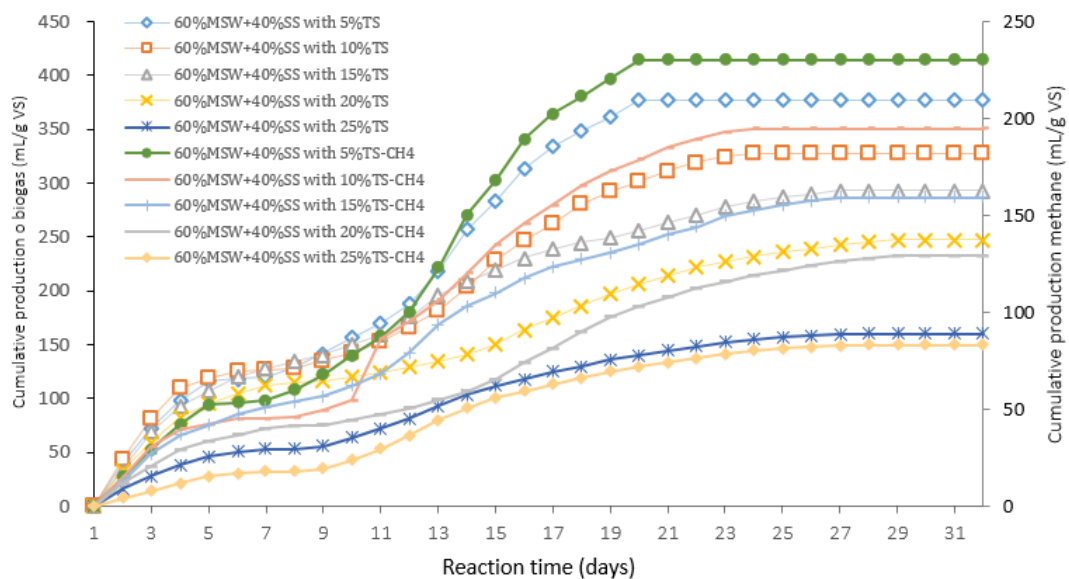


Fig. 1. Cumulative production biogas and methane at various levels of TS ($T=37^{\circ}\text{C}$, $F/I=105\text{ mL}$, $\text{HRT}=32\text{ day}$)

4. Conclusions

The optimal yield was obtained for co-digestion of municipal solid waste and sewage sludge at a mixing ratio of 60:40 (60% municipal waste and 40% sewage sludge). The low C/N ratio of sewage sludge improved after the addition of municipal waste and was within the appropriate range of anaerobic digestion, and sewage sludge as an effective material for biogas production from municipal solid waste in a limited amount (up to 40% mixing ratio). Too much of it delays the fermentation process. Based on the optimum ratio, the effect of different percentages of total solids (5 to 25% TS) on anaerobic digestion in non-continuous systems was investigated. The results showed that methane yield was more favorable in wet anaerobic digestion (5 and 10% TS) compared with dry anaerobic digestion (15 to 25% TS).

5. References

- Alvarez R, Liden G, "Semi-continuous co-digestion of solid slaughterhouse waste, manure, and fruit and vegetable waste", *Renewable Energy*, 2008, 33 (4), 726-734.
- Cesaro A, Belgiorno V, "Sonolysis and ozonation as pretreatment for anaerobic digestion of solid organic waste", *Ultrasonics Sonochemistry*, 2013, 20 (3), 931-936.
- Fdez-Güelfo L, Álvarez-Gallego C, Sales D, García R, "Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste: methane production modeling", *Waste Management*, 2012, 32 (3), 382-388.
- Karthikeyan P, Visvanathan C, "Bio-energy recovery from high-solid organic substrates by dry anaerobic bio-conversion processes: a review", *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2013, 12 (3), 257-284.

- Li Y, Park S, Zhu J, "Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste", *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2011, 15 (1), 821-826.
- Pantaleo A, De Gennaro B, Shah N, "Assessment of optimal size of anaerobic co-digestion plants: an application to cattle farms in the province of Bari (Italy)", *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2013, 20, 57-70.
- Rajagopal R, Massé D, Singh G, "A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia", *Bioresource Technology*, 2013, 143, 632-641.
- Shi J, Wang Z, Stiverson J, Yu Z, Li Y, "Reactor performance and microbial community dynamics during solid-state anaerobic digestion of corn stover at mesophilic and thermophilic conditions", *Bioresource Technology*, 2013, 136, 574-581.
- Wu G, Healy M, Zhan X, "Effect of the solid content on anaerobic digestion of meat and bone meal", *Bioresource Technology*, 2009, 100 (19), 4326-4331.