



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

مقاله پژوهشی

## بررسی تأثیر فرآیند هوازی جزئی بر کارایی هاضم بی هوازی لجن فاضلاب شهری غنی از سولفات

عباسعلی مصرزاده<sup>۱</sup>، غلامرضا نبی بیدهندی<sup>۲\*</sup>، ناصر مهرداد<sup>۱</sup>، محمدجواد امیری<sup>۲</sup>

۱- گروه مهندسی محیط زیست، پردیس بین المللی ارس، دانشگاه تهران، جلفا، ایران

۲- گروه مهندسی محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران

### اطلاعات مقاله:

### چکیده

زمینه و هدف: غلظت بالای هیدروژن سولفور بیوگاز، یک مشکل اساسی در ارتباط با هضم بی هوازی زائدات غنی از سولفات است که باعث اختلال در عملکرد فرایندی و کاهش عمر تأسیسات می شود. استفاده از روش های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی جهت کاهش  $H_2S$  بیوگاز به دلیل تولید زیاد لجن و هزینه بالای بهره برداری محدود است. فرایند هوازی جزئی یک روش جایگزین برای سولفورزدایی مستقیم از بیوگاز است.

روش بررسی: در این مطالعه ابتدا مشخصات لجن تصفیه خانه تعیین شد. در ادامه تأثیر بارگذاری سولفات (۲۰۰، ۵۰۰ و ۷۰۰ mg/L) بر افزایش  $H_2S$  بیوگاز و کارایی هاضم بی هوازی بدست آمد. سپس تأثیر هوادهی جزئی (۰/۸۸، ۱/۰۴، ۱/۳۴ NL/day) بر کاهش  $H_2S$  بیوگاز مشخص و شاخص های کنترلی فرایند از جمله ORP و pH مورد ارزیابی قرار گرفت. نهایتاً در شرایط بهینه، حجم بیوگاز و درصد  $CH_4$  و  $CO_2$  بیوگاز تعیین شد.

یافته ها: حجم بیوگاز تولیدی در بارگذاری ۲۰۰ mg/L و نمونه شاهد تفاوت معنی داری نداشت ولیکن در بارگذاری ۵۰۰ mg/L و ۷۰۰ mg/L کاهش و به ۴۱۰۳ و ۳۹۲۹ mL رسید.  $H_2S$  بیوگاز در نمونه شاهد و بارگذاری ۲۰۰، ۵۰۰ و ۷۰۰ mg/L به ترتیب ۰/۳۵، ۰/۴۶، ۰/۲۴ درصد بود. تحت تأثیر هوادهی جزئی با نرخ ۰/۸۸، ۱/۰۴، ۱/۳۴ NL/day مقدار  $H_2S$  بیوگاز به ترتیب ۰/۹، ۰/۴ و ۰/۱ درصد حجمی بیوگاز است. pH راکتور در بازه ۷/۲ تا ۷/۴ و ORP در حدود ۲۸۱- تا ۲۹۱ mV تغییر داشت. بر اساس شاخص آماری ANOVA تفاوت معنی داری بین میانگین تولید روزانه بیوگاز تحت تأثیر هوادهی با نرخ ۰/۸۸ و ۱/۰۴ NL/day وجود نداشت ولیکن هوادهی با نرخ ۱/۳۴ NL/day منجر به کاهش تولید بیوگاز شد.

نتیجه گیری: براساس یافته های این پژوهش هوادهی جزئی با نرخ ۱/۰۴ NL/day به دلیل کارایی مناسب در حذف  $H_2S$  و همچنین هوای اضافی کمتر در بیوگاز، گزینه ای مناسب جهت سولفورزدایی از لجن فاضلاب شهری غنی از سولفات است.

۱۴۰۲/۰۸/۱۷

تاریخ دریافت:

۱۴۰۲/۱۱/۰۹

تاریخ ویرایش:

۱۴۰۲/۱۱/۱۴

تاریخ پذیرش:

۱۴۰۳/۰۳/۲۱

تاریخ انتشار:

واژگان کلیدی: فاضلاب شهری، بیوگاز، هوازی جزئی، سولفات

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:  
ghhendi@ut.ac.ir

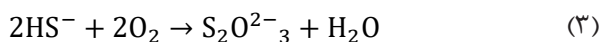
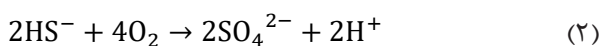
Please cite this article as: Moserzadeh AA, Nabi Bidhendi Gh, Mehrdadi N, Amiri MJ. Investigating the effect of micro aerobic process on the efficiency of anaerobic digester of sulfate-rich municipal sewage sludge. Iranian Journal of Health and Environment. 2024;17(1):125-38.

## مقدمه

هضم بی هوازی به طور وسیعی برای تثبیت لجن مازاد تولیدی از فرایندهای لجن فعال مورد استفاده قرار می گیرد که منجر به تولید گاز غنی از انرژی به نام بیوگاز می شود (۱). از دیگر فواید هاضم های بی هوازی، می توان به سوزاندن بیوگاز در تسهیلات تولید همزمان گرما و برق (combined heat and power (CHP)) جهت تامین بخشی از انرژی مورد نیاز تصفیه خانه اشاره کرد. بنابراین هاضم های بی هوازی می توانند منجر به ارتقا تعادل اقتصادی تصفیه خانه های فاضلاب شوند (۲). علاوه بر گاز متان و دی اکسید کربن،  $H_2S$  نیز در بیوگاز وجود دارد که یکی از متداولترین آلاینده های موجود در بیوگاز است که به دنبال احیا و تخمیر ترکیبات غیر آلی و آلی حاوی سولفور (گوگرد) موجود در لجن های اولیه و ثانویه تولید می شود (۳، ۴). غلظت بالای هیدروژن سولفور و واحدهای فرایندی را تحت تأثیر قرار می دهد (۵).  $H_2S$  یک ترکیب سمی بودار و دارای قدرت خوردگی بالا برای انواع مختلف فولاد است که به طور قابل توجهی عمر مفید تأسیسات تولید بیوگاز را کاهش می دهد. بنابراین، جهت راهبری آسان تأسیسات تولید گرما و الکتریسیته، نیاز است که غلظت  $H_2S$  پایین تر از  $100-500 \text{ mg/Nm}^2$  نگهداشته شود (۶). روش های مختلفی از جمله فیزیکی، شیمیایی و یا بیولوژیکی یا ترکیبی از این سه روش جهت کاهش  $H_2S$  موجود در بیوگاز استفاده شده است (۷).

استفاده از روش های فیزیکوشیمیایی جهت کاهش  $H_2S$ ، به دلیل تولید زیاد لجن و یا هزینه های بالای مصرف مواد شیمیایی و متعاقباً هزینه های بالای بهره برداری بسیار محدود است. یک روش جایگزین برای سولفورزدایی مستقیم در راکتورهای بیوگاز، اضافه کردن محدود  $O_2$  (تحت عنوان شرایط هوازی جزئی) است (۸-۱۰). حذف بیولوژیکی  $H_2S$  بر مبنای فرایند اکسیداسیون بیوشیمیایی سولفید به سولفور عنصری ( $S^0$ ) و یا سولفات ( $SO_4^{2-}$ ) است. سولفید به عنوان دهنده الکترون مورد استفاده قرار می گیرد؛ این درحالیست که اکسیژن به عنوان گیرنده نهایی الکترون عمل می کند. در شرایط هوازی جزئی، در غلظت اکسیژن زیر  $0.1 \text{ mg/L}$ ، گوگرد به عنوان محصول

نهایی اکسیداسیون سولفید (معادله ۱) است، که اکسیداسیون جزئی به سمت تیوسولفات را دارا است. سولفات در شرایط محدود کننده سولفید تشکیل می شود و نیازمند مصرف بیشتر اکسیژن به ازای هر مول سولفید است (معادله ۲). اکسیداسیون شیمیایی سولفید، که عمدتاً منجر به تشکیل تیوسولفات می گردد (معادله ۳) و در هنگام فعالیت بیولوژیکی باکتری های اکسید کننده سولفید (Sulfur-oxidizing bacteria (SOB)) محدود می شود، دارای اهمیت است (۱۱). تشکیل گوگرد و سولفات را می توان با میزان اکسیژن عرضه شده کنترل کرد. از لحاظ تئوری،  $0.5$  مول اکسیژن به ازای هر مول  $S^{2-}$  برای اکسیداسیون سولفید به گوگرد عنصری مورد نیاز است (معادله ۱) (۱۲).



فرایند هوازی جزئی روش قابل اعتماد، ساده و اقتصادی است. با این حال، این روش دارای برخی معایب احتمالی مانند اکسیداسیون جزئی سوبسترای محلول یا گرفتگی دیوارها و لوله ها با گوگرد عنصری است (۷، ۱۳). Polanco و همکاران (سال ۲۰۰۹) با استفاده از مقادیر محدود اکسیژن خالص، دریافتند که راندمان ۹۹ درصد حذف  $H_2S$  از هاضم های بی هوازی لجن قابل دستیابی است، به طوری که غلظت  $H_2S$  را در محدوده  $50-500 \text{ mg/m}^3$  حفظ می کرد (۱۴). Díaz و همکاران (سال ۲۰۱۰) به راندمان قابل توجهی از حذف  $H_2S$  با استفاده از هوا و اکسیژن خالص (در مقیاس آزمایشگاهی) دست یافتند. نتایج این مطالعه نشان داد که تحت شرایط هوازی جزئی، مستقل از نقطه تزریق هوا، روش اختلاط (لجن و برگشت بیوگاز) و همچنین رشد میکروارگانیسم های احیاکننده سولفور،  $S^0$  در قسمت بالایی راکتور و محل جمع آوری گاز تجمع می یابد (۱۵). برای این اساس، مهم ترین نقطه

هواری تصفیه خانه فاضلاب جنوب تهران تهیه گردید. هر دو نمونه لجن اولیه و بیولوژیکی ترکیب همگن شده و در دمای  $4^{\circ}\text{C}$  - نگهداری شدند تا خصوصیات اصلی آن حفظ شود.

– مشخصات پایلوت مورد استفاده

هضم لجن فاضلاب شهری و حذف  $\text{H}_2\text{S}$  با استفاده از راکتورهای تصفیه لجن در مقیاس آزمایشگاهی با حجم  $1/2\text{ L}$  که با  $0/9\text{ L}$  لجن فاضلاب پر شده است، انجام شد. شرایط هواری جزئی با استفاده از کمپرسور هوا به ظرفیت  $1\text{ L}/\text{min}$  و تزریق قابل تنظیم جریان هوا به فضای بالای راکتور فراهم گردید.

هاضم دارای دو پورت برای نمونه گیری از خروجی بیوگاز بود. نمونه برداری جهت انجام آزمایش فیزیکی و شیمیایی سه بار در هفته انجام و متعاقباً مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. بیوگاز تولید شده توسط یک گاز متر دیجیتالی، متصل به PC اندازه گیری شد. تمام پارامترها با سه بار تکرار مورد بررسی قرار گرفت. شماتیکی از پایلوت مورد استفاده در این مطالعه در شکل ۱ ارائه شده است.

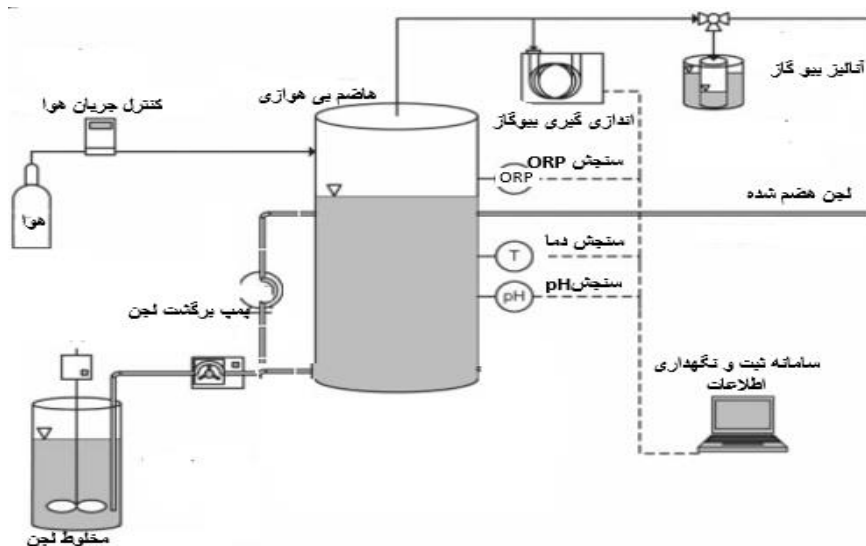
ضعف فرایند هواری جزئی برای کنترل سولفید، تجمع  $\text{S}^0$  در محفظه جمع آوری گاز است که متعاقباً باعث کاهش حجم و همچنین مشکلات گرفتگی و کاهش دوره تمیزسازی هاضم ها می شود. علی رغم ماهیت امیدوار کننده، فرایند هواری جزئی، این تکنولوژی در ایران کمتر مورد توجه قرار گرفته است (۱۶). مطالعه حاضر به بررسی کارایی فرایند هواری جزئی بر کاهش سولفید موجود در بیوگاز تولیدی در هاضم بی هواری لجن فاضلاب شهری غنی از سولفات می پردازد.

### مواد و روش ها

این مطالعه از نوع تجربی، کاربردی است که با هدف بهبود کیفیت گاز متان حاصل از هضم بی هواری لجن فاضلاب شهری در محیط آزمایشگاهی انجام شده است.

– مشخصات لجن مورد استفاده:

نمونه لجن مورد استفاده در این مطالعه، حاوی ۷۰ درصد لجن بیولوژیکی تغلیظ شده و ۳۰ درصد لجن ته نشینی اولیه و مایع تلقیحی فعال بیولوژیک (بذر) بود که از خط برگشتی هاضم بی



شکل ۱- شماتیک از پایلوت مورد استفاده در مطالعه

و جامدات معلق آلی ((Volatile Suspended Solids (VSS)) سه بار در هفته و مطابق با روش های استاندارد اندازه گیری شد (۱۹). حجم بیوگاز تولید شده، برخط و با استفاده از روش جابجایی مایع اندازه گیری شد و پتانسیل اکسیداسیون و احیاء (Oxidation Reduction Potential (ORP)) بصورت روزانه و با استفاده از دستگاه ORP سنج مدل Hanna HI-991003 با قابلیت اندازه گیری همزمان pH و دما سنجش شد. همچنین درصد متان و سولفات موجود در بیوگاز بصورت روزانه و با استفاده از دستگاه آنالیزر گاز COSMOS مدل ۳۱۴۰ کشور ژاپن انجام پذیرفت (۲۰). تعداد نمونه‌ها با روش (OFAT) Time One Factor at a تعیین و نهایتاً پردازش نتایج با آنالیز آماری ANOVA و با استفاده از نرم افزار Minitab8 انجام شد و تجزیه و تحلیل داده ها با آنالیز واریانس یک طرفه با فاصله اطمینان ۹۵ درصد برای مقادیر میانگین انجام شد.

### یافته‌ها

– مشخصات لجن ورودی به هاضم بی هوازی  
مشخصات کمی و کیفی لجن اولیه، لجن بیولوژیکی و مایع تلقیحی مورد استفاده در این مطالعه، در جدول ۱ ارائه شده است.

### – طراحی عملیات و بهره برداری از راکتور

سنجش عملکرد هاضم های لجن بی‌هوازی بر اساس نتایج حاصل از آزمایش‌های بی‌هوازی/ هوازی جزئی گذشته انجام شد (۱). راکتورها با افزودن ۱۰ درصد حجمی مایع تلقیحی فعال بیولوژیکی (۱۷) با شرایط هاضم مزوفیل سازگار شدند. به راکتور ۲، ۳ و ۴ علاوه بر لجن خام ورودی به راکتور،  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  با غلظت های ۲۰۰، ۵۰۰ و  $700 \text{ mg/L}$  بر حسب  $\text{SO}_4^{2-}$  افزوده شد (۱۸). برای اطمینان از شرایط بی هوازی در طی فرآیند هضم، راکتورها کامل پلمپ شدند و محتویات راکتور به طور مداوم با استفاده از همزن مغناطیس مخلوط شد. این راکتورها در محدوده مزوفیلیک، در دمای  $38^\circ\text{C}$  و به مدت ۱۷ و ۴۰ روز بهره برداری شدند. بخش بالای راکتور با ظرفیت ۲۵ درصد حجمی (۷) نقش ذخیره بخشی از تولید روزانه بیوگاز را داشت و تامین شرایط هوازی جزئی را فراهم می کرد.

### – آنالیزهای مورد استفاده:

اکسیژن خواهی شیمیایی (Chemical oxygen demand (COD))، اکسیژن خواهی بیولوژیکی (demand Biological oxygen (BOD))، کل جامدات (Total solids (TS))، جامدات آلی ((Volatile Solids (VS))

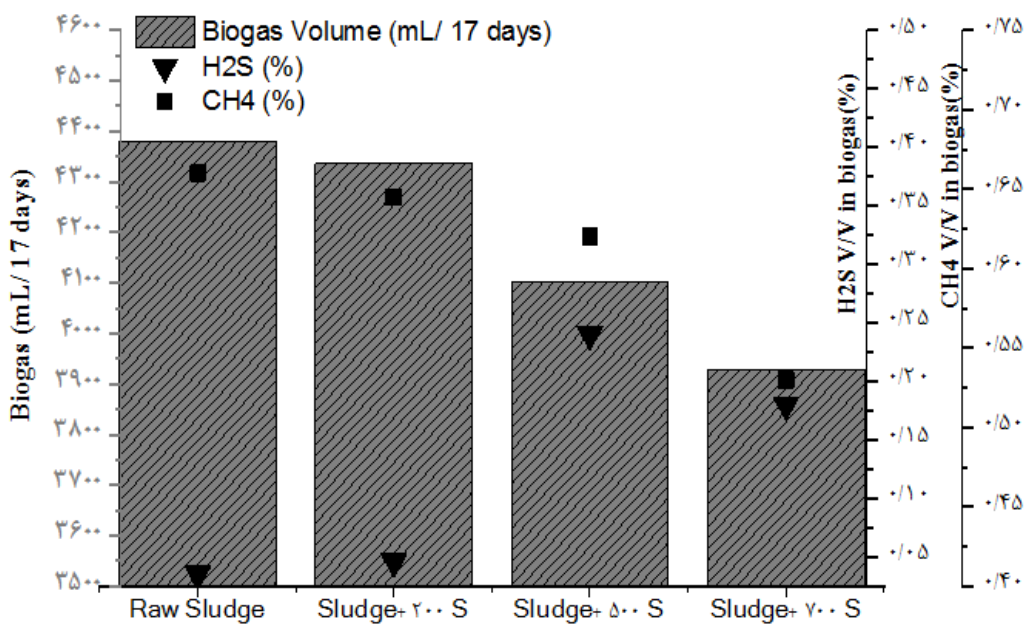
جدول ۱- مشخصات فیزیکی و شیمیایی لجن مورد استفاده

مشخصات	لجن اولیه	لجن بیولوژیکی	مایع تلقیح
کل جامدات (درصد)	۴/۵۸	۶/۱۷	۲/۸۱
کل جامدات معلق (درصد)	۴۳/۸۹	۵۷/۷۸	۲۲/۲۸
جامدات معلق آلی (درصد)	۳۲/۳۴	۴۷/۹۵	۱۳/۱۴
اکسیژن خواهی شیمیایی (g/L)	۵۹/۵	۶۳/۵	۳۶/۴
اکسیژن خواهی بیولوژیکی (g/L)	۱۲/۴۳	۱۲/۹۶	۴/۲۵

بیوگاز در بارگذاری های مختلف سولفات در مقایسه با نمونه شاهد نشان داده شده است.

تأثیر مقادیر سولفات موجود در لجن ورودی بر درصد  $H_2S$  و حجم بیوگاز تولیدی

در نمودار ۱ مقادیر تجمعی بیوگاز تولیدی و درصد  $H_2S$



حجم و درصد هیدروژن سولفور و متان در بیوگاز تولیدی در بارگذاری های مختلف سولفات

### نمودار ۱- تأثیر مقادیر سولفات موجود در لجن ورودی بر حجم گاز و درصد $H_2S$ در بیوگاز تولیدی

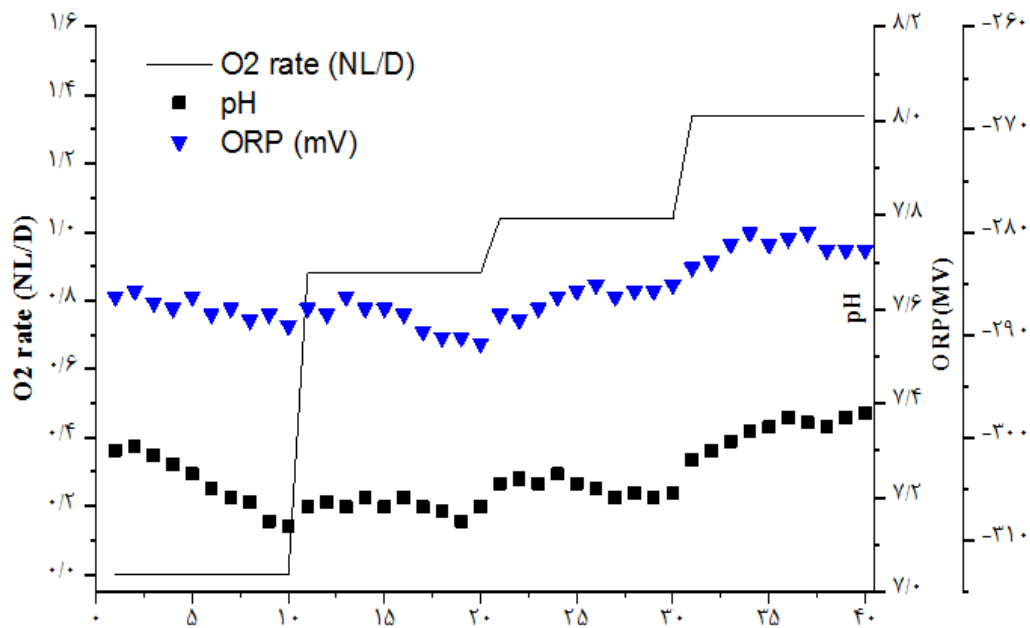
تعیین نرخ بهینه اکسیژن جهت حذف هیدروژن سولفور از بیوگاز

نرخ تولید گاز هیدروژن سولفور در بارگذاری های مختلف سولفات در نمودار ۲ نشان داده شده است. میانگین غلظت  $H_2S$  در بیوگاز تولید شده هضم بی هوای لجن فاقد سولفات افزودنی (نتایج حاصل از مرحله قبل)  $0.15 \pm 0.35$  درصد حجمی بوده است که با افزودن سولفات، میزان تولید  $H_2S$  روند افزایشی داشته و طی ۳ روز به بالاتر از ۲ درصد بیوگاز رسیده است که میانگین  $H_2S$  بیوگاز در ۱۰ روز اول  $1/95$  درصد حجمی است. با شروع تزریق هوا با نرخ  $0.88$  NL/day

نتایج آزمایشات انجام شده به منظور ارزیابی نرخ تولید بیوگاز و درصد متان و سولفید در بیوگاز با بارگذاری های مختلف سولفات نشان می دهد که با افزایش میزان سولفات به میزان  $200$  mg/L، حجم بیوگاز تولیدی تقریباً مشابه نمونه شاهد است (به ترتیب  $4380$  mL و  $4336$  mL) و در غلظت  $500$  و  $700$  mg/L مقادیر بیوگاز تولیدی کاهش و به ترتیب به  $4103$  و  $3929$  mg/L رسیده است. در این مطالعه،  $H_2S$  بیوگاز از حدود  $0.35$  و  $0.46$  درصد (به ترتیب در نمونه شاهد و بارگذاری  $200$  mg/L) به  $0.24$  و  $0.18$  درصد (در بارگذاری  $500$  و  $700$  mg/L) رسیده است.

شرایط غلظت  $H_2S$  بیوگاز به حدود متداول در بیوگاز حاصل از تصفیه لجن فاضلاب شهری رسیده است (۲۱). برای بالاترین نرخ هوادهی ( $1/34$  NL/day)،  $H_2S$  همیشه کمتر از  $0/1$  درصد حجمی بیوگاز بود به این معنی که  $H_2S$  با راندمان بیش از ۹۸ درصد از بیوگاز حذف شده است.

روند کاهش  $H_2S$  شروع و در پایان روز بیستم به  $0/9$  درصد حجمی رسیده است. نتایج نشان می دهد که با افزایش تدریجی نرخ  $O_2$  غلظت  $H_2S$  کاهش یافت و با نرخ هوادهی  $1/04$  NL/day، غلظت  $H_2S$  همیشه کمتر از  $0/4$  درصد حجمی بیوگاز است که در این



مقادیر pH و ORP در هاضم بی هواری در مقادیر مختلف هوازی جزئی

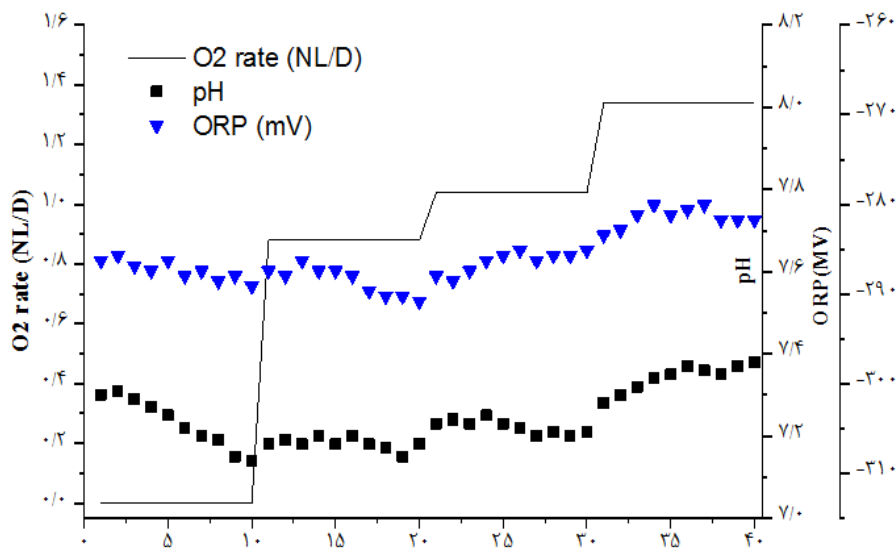
## نمودار ۲- تأثیر مقادیر سولفات موجود در لجن ورودی بر درصد $H_2S$ و $O_2$ در بیوگاز تولیدی

شرایط تزریق هوا با نرخ  $1/34$  NL/day، pH راکتور روند افزایشی داشته ولیکن تغییرات pH در طول مطالعه در بازه  $7/2$  تا  $7/4$  بود.

نتایج نشان می دهد که ORP راکتور در طول دوره هضم بی هوازی و تزریق هوا با نرخ  $0/88$  NL/day روند کاهشی داشته است و با شروع تزریق اکسیژن با نرخ  $1/04$  NL/day، روند افزایش ORP مشاهده گردید. تغییرات ORP در طول مطالعه در محدوده  $-281$  تا  $291$  mV بود.

تعیین نرخ بهینه اکسیژن جهت بهینه سازی عملکرد فرایند هضم بی هوازی

همانطور که در نمودار ۳ نشان داده شده است pH و ORP تحت تأثیر شرایط هوازی جزئی تغییر قابل توجهی نداشته است. pH راکتور در ده روز اول آزمون روند کاهشی داشته است و با شروع تزریق اکسیژن با نرخ  $0/88$  NL/day روند افزایش جزئی pH مشاهده گردید. در ادامه با افزایش دوره ای تزریق اکسیژن، افزایش جزئی pH ملاحظه شد. نهایتاً در

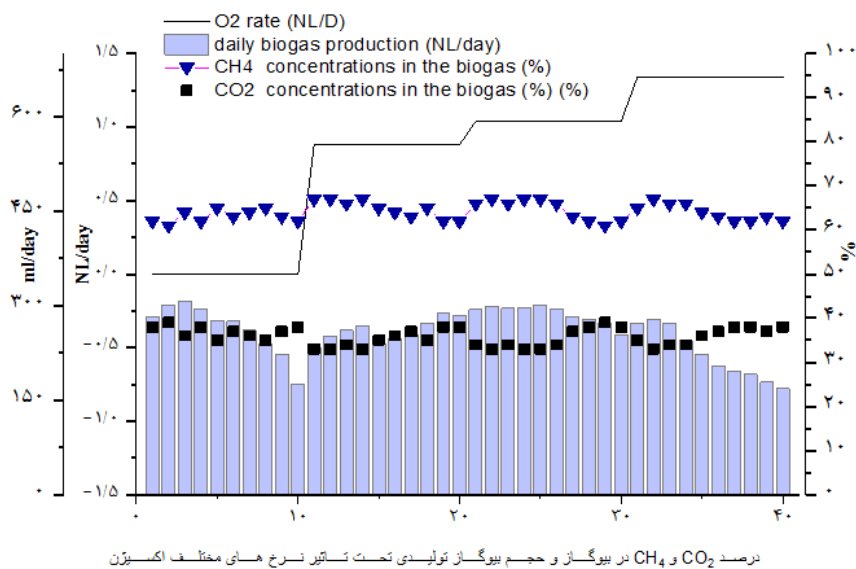


مقادیر pH و ORP در هاضم بی هوازی در مقادیر مختلف هواری جزئی

### نمودار ۳- تأثیر مقادیر سولفات موجود در لجن ورودی بر درصد ORP و DO موجود در هاضم بی هوازی

حجمی بیوگاز را به خود اختصاص داد. در بالاترین میزان تزریق اکسیژن (NL/day) میانگین متان در بیوگاز  $64 \pm 3$  درصد حجمی ثبت شد. همچنین بر اساس آزمون آماری ANOVA، بین میانگین غلظت متان و دی اکسید کربن با فاصله اطمینان ۹۵ درصد، در سه دوره مطالعه، تفاوت معنی داری وجود دارد.

تعیین نرخ بهینه اکسیژن جهت بهبود کارایی هضم بی هوازی همانطور که در نمودار ۴ نشان داده شده است در طول دوره بهره برداری بدون تزریق اکسیژن (ده روز اول)، مقدار  $CH_4$  بیوگاز به طور متوسط  $63/1 \pm 2$  درصد حجمی بیوگاز است. در طول دوره هواری جزئی (۳۰ روزه)، مقدار  $CH_4$  برابر با  $64/5 \pm 2/5$  درصد



درصد  $CH_4$  و  $CO_2$  در بیوگاز و حجم بیوگاز تولیدی تحت تاثیر نرخ های مختلف اکسیژن

### نمودار ۴- تأثیر مقادیر سولفات موجود در لجن ورودی بر حجم گاز، درصد $CO_2$ و $H_2S$ بیوگاز تولیدی



## بحث

\_ مشخصات لجن ورودی به هاضم بی هوازی

لجن اولیه و بیولوژیکی دو جریان اصلی هستند که از تصفیه خانه با فرایند لجن تولید می شوند. چربی بخش بزرگی (تقریباً ۵۰ درصد) از لجن اولیه را تشکیل می دهد (۱). لجن فعال ترکیبی از باقیمانده میکروبی (تا حدودی قابل تجزیه)، ذرات بی اثر موجود در ورودی (قابل تجزیه نیست) و محصول سلولی غیر قابل تجزیه است (۲۲). به طور کلی، میزان تجزیه پذیری به شدت وابسته به سن لجن است (۲۳).

تجزیه و تحلیل نتایج ارائه شده در جدول ۱ نشان می دهد که لجن اولیه و زیستی می توانند در بهینه سازی فرایند هضم مکمل هم باشند. TS نمونه لجن اولیه و بیولوژیکی به ترتیب ۶/۱۷ و ۴/۵۲ درصد بوده، در حالی که در مطالعه مشابه، TS به ترتیب ۱/۰۳ و ۱/۵۲ درصد گزارش شده است (۲۴). علت این است که لجن استفاده شده در این مطالعه مرحله آمایش و تغلیظ مکانیکی ثقلی را گذرانده است در حالی که در مطالعات مشابه از لجن زیستی بدون آمایش و تغلیظ استفاده شده است؛ اما با نتایج مطالعه Hallaji و همکاران (۲۵) بدلیل استفاده از یک منبع شباهت دارد.

مقادیر VSS، COD و BOD مایع تلقیح در مقایسه با نمونه های لجن اولیه و بیولوژیکی کمتر بود، زیرا اجزای آلی موجود در مایع تلقیح در حین هضم بی هوازی تخریب شده است (۲۶). نمونه لجن بیولوژیکی بیشترین درصد مواد آلی قابل تجزیه (VS/TS برابر ۸۳ درصد) در مقایسه با لجن اولیه و تلقیح (به ترتیب ۷۳/۶۷ و ۵۸/۹۷ درصد) را داشت که با نتایج Pinto و همکاران (۲۰۱۶) (۲۴) همخوانی دارد.

\_ تأثیر مقادیر سولفات موجود در لجن ورودی بر درصد  $H_2S$  و حجم بیوگاز تولیدی

مقادیر تجمعی تولید بیوگاز و درصد  $H_2S$  بیوگاز تولیدی تحت تأثیر بارگذاری های مختلف سولفات در مقایسه با نمونه شاهد (بدون افزودن سولفات) در نمودار ۱ نشان می دهد که با افزایش میزان سولفات به میزان  $200 \text{ mg/L}$ ، حجم بیوگاز تولیدی تقریباً مشابه نمونه شاهد است (به ترتیب  $4380$  و  $4336 \text{ mL}$ ) و در غلظت  $500$  و  $700 \text{ mg/L}$  مقادیر بیوگاز تولیدی کاهش و

به ترتیب به  $4103$  و  $3929 \text{ mg/L}$  رسیده است. به طور کلی، براساس مطالعات گذشته هیچ مشکلی برای فعالیت متانوژن ها در لجن حاوی  $200 \text{ mg/L}$  سولفات ( $\text{COD/SO}_4=250$ ) (۶) وجود ندارد. اما در غلظت بالاتر روند کاهش تولید بیوگاز مشاهده گردید. این امر عمدتاً به تعاملات رقابتی بین باکتری های احیاء کننده سولفات (SRB) (Sulfate reducing bacteria) و سایر باکتری های بی هوازی، مانند سنتروفها و متانوژن ها در لجن هاضم های بی هوازی نسبت داده می شود (۱۷). زمانی که نسبت  $\text{COD/SO}_4$  لجن موجود در هاضم کمتر از ۱۰ باشد، تاثیر باکتری های احیاء کننده سولفات افزایش یافته و منجر به کاهش شدید تولید متان می گردد (۲۷).

مقایسه نرخ تولید بیوگاز و درصد  $H_2S$  در ترکیب بیوگاز را می توان به عنوان مهار غیر مستقیم باکتری های تولید کننده متان (methane-producing bacteria (MPB)) نسبت داد (۱۷). در این مطالعه، علاوه بر کاهش درصد متان در بیوگاز (۶۶ درصد در مقایسه ۵۵ درصد نمونه شاهد در بارگذاری  $700 \text{ mg/L}$ )، نرخ تولید  $H_2S$  در بارگذاری بالای سولفات ( $500$  و  $700 \text{ mg/L}$ ) افزایش یافت. در این شرایط احتمالاً باکتری های SRB در رقابت با MPB ها گونه غالب است (۱۸) که منجر به کاهش تولید بیوگاز در بارگذاری  $700 \text{ mg/L}$  شده است. با توجه به نتایج مطالعه Butlin و همکاران (۲۷) هنگامی که سولفات کلسیم با نسبت حجم به وزن بیش از ۵ درصد به لجن فاضلاب اضافه شد (در شرایط هضم بی هوازی مزوفیلیک) بیوگاز با محتوای  $H_2S$  در حدود ۵-۱۰ درصد تولید شد که با توجه به شباهت نسبت بارگذاری سولفات و درصد  $H_2S$  بیوگاز با نتایج این مطالعه همخوانی دارد. تغییرات  $H_2S$  در بیوگاز عمدتاً به دلیل تفاوت سطح سولفات در فاضلاب است (۱۸).

با توجه به کاهش بیوگاز تولیدی به دلیل اختلال در فرایند بی هوازی ناشی از تأثیر نسبت بالای سولفات، نمونه با بارگذاری  $700 \text{ mg/L}$  انتخاب شد. در ادامه، بعد از ثبات فرایند (دوره ۱۰ روزه هضم بی هوازی)، ارزیابی فرایند هوادهی جزئی، جهت کاهش  $H_2S$  بیوگاز مورد ارزیابی قرار گرفت. جهت جلوگیری از اختلال در فرایند هضم، افزودن سولفات ( $700 \text{ mg/L}$ ) به لجن



– تعیین نرخ بهینه اکسیژن جهت بهینه سازی عملکرد فرآیند هضم بی هوازی

یک استراتژی خوب برای کنترل عملکرد هر فرآیند بیولوژیکی ضروری است. در مورد فرایند هوازی جزئی، هنوز استراتژی کنترلی دقیقی ایجاد نشده است. برای توسعه فرایند هوازی جزئی، پیش بینی بسیاری از پارامترهای کنترل مانند pH، ORP و سایر پارامترها باید به درستی انجام شود (۲۹).

به طور معمول، هضم بی هوازی در pH خنثی (حدود ۷) برای دستیابی به شرایط ایده آل برای فعالیت متانوژن ها اتفاق می افتد. در این pH، گوگرد در فاز مایع عمدتاً به صورت HS<sup>-</sup> و H<sub>2</sub>S ظاهر می شود (۲۹). با افزایش تماس هوا با مایع حاوی H<sub>2</sub>S محلول و یا کاهش pH، حذف H<sub>2</sub>S امکان پذیر است (۳۵). از طرفی pH پایین، برای فرایند هضم بی هوازی می تواند مشکل ساز باشد زیرا متانوژن ها به تغییرات pH بسیار حساس هستند (۲۸)، لذا تزریق هوا به فضای بالای راکتور بی هوازی علاوه بر عدم اختلال در فرایند بی هوازی گزینه مناسبی جهت کاهش H<sub>2</sub>S از بیوگاز است. نتایج بدست آمده از این تحقیق (نمودار ۳) با نتایج مطالعه Díaz و همکاران (۳۶) همخوانی دارد.

بر اساس تجربیات گذشته ORP یک پارامتر کنترلی مناسب برای توصیف فرایند هوازی جزئی است. در این حالت غلظت اکسیژن باقیمانده در مقداری حفظ می شود که بر شرایط بی هوازی تأثیری ندارد (۲۹).

در شرایط بهره برداری از راکتور با ORP ۲۷۵- تا ۲۶۵ mV حذف سولفید محلول و گازی با راندمان بیش از ۹۸ درصد قابل دستیابی است (۳۷). گلوگاه استفاده از ORP، حساسیت آن به بسیاری از پارامترها مانند دما، pH و قدرت یونی است. راه حل آن استفاده از یک سیستم کنترل نظارت خودکار مانند سیستم کنترل نظارتی و جمع آوری داده ها (Supervisory control and data acquisition (SCADA)) است (۳۸). Khanal و همکاران (سال ۲۰۰۳) در مطالعه هوادهی جزئی مبتنی بر ORP برای کنترل سولفید در تصفیه بی هوازی فاضلاب با سولفات بالا، ORP بهینه جهت حذف سولفید را ۲۷۵ تا ۲۶۵ mV گزارش کرده اند (۳۹). بر اساس

ورودی (بارگذاری ۱/۷ mg COD/L (۲۸)) همراه با شروع آزمون هوادهی جزئی انجام شد.

– تعیین نرخ بهینه اکسیژن جهت حذف هیدروژن سولفور/از بیوگاز  
به طور کلی، دوز اکسیژن را می توان با اندازه گیری آنالین غلظت هیدروژن سولفور در فضای بالای راکتور تخمین زد. نتایج مطالعات نشان می دهد، زمانی که غلظت باقیمانده اکسیژن در بیوگاز حدود ۰/۰۵ درصد است، راندمان حذف هیدروژن سولفور به بیش از ۹۹ درصد خواهد بود (۲۹) در عمل، میزان اکسیژن مورد نیاز جهت حذف H<sub>2</sub>S معمولاً براساس غلظت باقیمانده اکسیژن در بیوگاز کنترل می شود که بایستی در حدی باشد که بر روند هضم بی هوازی تأثیر منفی نداشته باشد. نتایج ارائه شده در نمودار ۲ نشان می دهد که غلظت O<sub>2</sub> در بیوگاز در این مطالعه کمتر از ۰/۱ درصد حجمی است، در حالی که H<sub>2</sub>S در حد قابل قبول حذف شد. در شرایط تزریق هوا با مقدار ۱/۳۴ NL/day O<sub>2</sub> موجود در راکتور به مقدار جزئی افزایش یافت که نشان دهنده وجود O<sub>2</sub> اضافی در بخش تماس با بیوگاز است. در این شرایط (در دسترس بودن O<sub>2</sub> بالا)، H<sub>2</sub>S به SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> و S<sub>2</sub>O<sub>3</sub><sup>2-</sup> تبدیل شد. در شروع راه اندازی فرایند هوازی جزئی ممکن است که حذف H<sub>2</sub>S بیوگاز در سطوح نزدیک به فاز مایع رخ دهد، چرا که در محل شرایط رشد باکتری های اکسید کننده سولفات (Sulfur-oxidizing bacteria (SOB)) مساعدتر است (۳۰). اگرچه بسیاری از محققان وجود S<sup>0</sup> را در سراسر فضای گاز گزارش کردند (۳۱-۳۳).

در مورد غلظت دقیق اکسیژن که منجر به گوگرد زدایی کارآمد می شود اتفاق نظر وجود ندارد. بر اساس گزارش Kryslova و همکاران (۲۰۱۵) (۲۸)، غلظت اکسیژن بین ۰/۳ درصد و ۳ درصد می تواند منجر به گوگرد زدایی موفق بیوگاز از هضم لجن فاضلاب شهری یا زائدات کشاورزی شود. با توجه به اینکه در طراحی واحد سولفورزدایی غلظت H<sub>2</sub>S ۰/۳ - ۰/۱ درصد حجمی بیوگاز در نظر گرفته می شود (۳۴)، لذا براساس نتایج این مطالعه، فرایند هوادهی جزئی با نرخ ۱/۰۴ NL/day به دلیل کارایی مناسب در حذف H<sub>2</sub>S و همچنین حداقل هوای اضافی در بیوگاز، می تواند گزینه مناسب جهت سولفورزدایی باشد.

اضافی بیوگاز را آلوده می کند (۲۸).

هنگامی که اکسیژن اضافی در محفظه بالای هاضم بی هوازی وجود داشته باشد، برگشت مستمر محتویات هاضم بی هوازی منجر به بالای رفتن اکسیژن موجود در بخش مایع هاضم می گردد، در نتیجه بخشی از سوپسترا را می تواند اکسید کند. برخی از محققین میزان تولید متان پایین تری در راکتورهای میکرو هوازی در مقایسه با راکتورهای بی هوازی مشاهده کردند که دلیل احتمالی آن اثر تخریب و تجزیه مواد آلی در طی فرایند هوازی است. با این حال، کاهش ناچیز یا بدون تغییر تولید متان ناشی از فرایند هوازی جزئی توسط بسیاری از محققین گزارش نشده است چرا که دوز اکسیژن با توجه به میزان سولفید کنترل نشده است. بنابراین، اکسیژن بیش از حد تزریق شده بود که منجر به اختلال در فرایند هاضم بی هوازی در نتیجه کاهش تولید گاز شده است (۱۱، ۲۸).

این مطالعه اهمیت حصول اطمینان از انتقال  $O_2$  کافی به فضای نگهداری گاز را به منظور گوگرد زدایی موثر توسط فرایند هوازی جزئی در ترکیب با هضم بی هوازی برجسته می کند.

### نتیجه گیری

در این مطالعه در ابتدا اثر بارگذاری سولفات بر کارایی هاضم بی هوازی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که غلظت سولفات  $700 \text{ mg/L}$  منجر به افزایش  $H_2S$  بیوگاز و همچنین اختلال در فرایند بی هوازی در نتیجه کاهش بیوگاز گردید. بررسی کارایی فرایند هوازی جزئی نشان داد که نرخ هوادهی  $1/04 \text{ NL/day}$  به کاهش بهینه  $H_2S$  منجر گردید؛ در حالی که مقدار  $O_2$  کمتر از  $1 \text{ NL/day}$  بود. بررسی شاخص های کنترلی فرایندی نشان داد که مقادیر pH و ORP به ترتیب  $6/8$  تا  $7/2$  و  $-281$  تا  $-291 \text{ mV}$  بود که در حدود مقادیر توصیه شده برای فرایند هوازی جزئی است. زمانی که هوا با نرخ  $1/34 \text{ NL/day}$  به راکتور تزریق شد اگرچه کارایی بسیار خوبی (بیش از ۹۹ درصد) در حذف  $H_2S$  داشته اما مقادیر  $O_2$  بیوگاز افزایش و منجر به کاهش تولید بیوگاز گردید.

بر اساس آزمون آماری بین میانگین غلظت های متان تولیدی در دوره بهره برداری بدون تزریق اکسیژن و تحت تأثیر فرایند

نتایج مطالعات مروری Lucie و همکاران (سال ۲۰۱۵) سیستم SCADA برای کنترل میزان دوز اکسیژن برای حفظ سطح ORP بایستی بین  $-310$  تا  $-290 \text{ mV}$  تنظیم شود (۲۸) که حدود تعریف شده برای سیستم کنترلی با نتایج ORP بدست آمده در این مطالعه همخوانی دارد.

تعیین نرخ بهینه اکسیژن جهت بهبود کارایی هضم بی هوازی تغییرات نرخ تولید بیوگاز در نمودار ۴ نشان داده شده است. این تفاوت تولید روزانه در نتیجه تفاوت مقادیر اکسیژن تزریقی به راکتور است. میانگین حجم تولید روزانه بیوگاز در ده روز اول مطالعه (بدون تزریق اکسیژن)  $30 \pm 264 \text{ mL}$  بود. (دلایل افت تولید بیوگاز در قسمت های قبل توضیح داده شده است). در دوره های ده روزه دوم و سوم (هوازی جزئی)، این بازده به ترتیب  $30 \pm 261$  و  $33 \pm 287 \text{ mL}$  بود. نهایتاً میانگین تولید روزانه بیوگاز در دوره سوم هوازی جزئی به  $54 \pm 223 \text{ mL/day}$  رسیده است. مقایسه نتایج در بازه های ده روزه نشان می دهد که تفاوت آماری معنی داری بین میانگین تولید روزانه بیوگاز وجود نداشته و حجم تولید بیوگاز تحت تأثیر عرضه محدود اکسیژن به هاضم (تا  $1/04 \text{ NL/day}$ ) قرار نگرفت.

مقایسه نتایج تولید بیوگاز در ده روزه پایانی (۴۰-۳۱) در مقایسه با سایر دوره ها نشان می دهد که تزریق هوا با مقدار  $1/34 \text{ NL/day}$  منجر به افزایش نسبت هوا به  $H_2S$ ، در نتیجه کاهش تولید بیوگاز شده است. بنابراین، نرخ بهینه اکسیژن باید با توجه به بیوگاز تولیدی تنظیم شود تا از عدم حذف مورد انتظار (زمانی که راکتور دارای برگشت داخلی است) یا  $O_2$  بیش از حد در بیوگاز جلوگیری شود (۴۰).

نتایج ارائه شده توسط تعدادی از محققین نشان می دهد، هنگامی که هوا به محفظه بالایی هاضم بی هوازی وارد می شود، اکسیژن می تواند به طور مستقیم با هیدروژن سولفور به حالت گازی شکل واکنش دهد. بنابراین مقدار هوای مورد نیاز به ازای مقادیر هیدروژن سولفور به پایین ترین مقدار خود کاهش می یابد. مقادیر پایین دوز هوا از درجه اهمیت بالایی برخوردار است، زیرا دوز پایین هوا از آلوده شدن بیوگاز به گاز نیتروژن جلوگیری می کند. از طرف دیگر، در صورت استفاده بیش از حد هوا برای اطمینان از حذف کامل  $H_2S$ ، اکسیژن

تصفیه مذکور، مورد ارزیابی قرار گیرد.

### ملاحظات اخلاقی

نویسندگان همه نکات اخلاقی از جمله عدم سرقت ادبی، عدم انتشار مقاله در سایر نشریه ها، عدم تحریف داده ها و پرهیز از داده سازی را در این مقاله رعایت کرده اند.

### تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل بخشی از پایان نامه با عنوان "بررسی عملکرد فرایند پیش تصفیه هوازی جزئی در افزایش کارایی هاضم بی هوازی لجن فاضلاب شهری غنی از سولفات" در مقطع دکتری در سال ۱۴۰۰ و کد ۱۶۳۳۵۷۵ است که با حمایت دانشگاه تهران، پردیس بین المللی ارس اجرا شده است.

هوازی جزئی، تفاوت معنی داری وجود نداشت. مقایسه نتایج غلظت هیدروژن سولفور بیوگاز در طول مطالعه نشان داد که فرایند هوازی جزئی با نرخ  $1/0.4$  NL/day به دلیل کارایی مناسب در حذف  $H_2S$  و همچنین حداقل هوای اضافی در بیوگاز، می تواند گزینه مناسبی جهت سولفورزدایی از بیوگاز باشد. نتایج این مطالعه اهمیت فرایند هوازی جزئی جهت گوگردزدایی موثر از بیوگاز حاصل از هاضم بی هوازی را نشان می دهد. علاوه براین، نشان می دهد که مقرون به صرفه ترین پیکربندی راکتورهای هوازی جزئی شامل تزریق  $O_2$  یا اکسیژن به فضای بالای راکتور و گردش مجدد مایع مخلوط است. پیشنهاد می گردد در مطالعه های آینده گونه شناسی میکروب های موثر بر بهبود عملکرد فرایند هوازی جزئی به منظور حذف  $H_2S$  بیوگاز، مدیریت انرژی و آنالیز اقتصادی استفاده از پیش

## References

1. Barati Rashvanlou R, Farzadkia M, Moserzadeh AA. Evaluation of pre-treatment efficiency of fats, oils and greases using low frequency ultrasonic waves to accelerate the process of anaerobic digestion. Iranian Journal of Health and Environment. 2021;14(1):115-28 (in Persian).
2. Appels L, Baeyens J, Degreè J, Dewil R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. Progress in Energy and Combustion Science. 2008;34(6):755-81.
3. Kariab H, Emamjomeh MM, Zakariaie S. Risk assessment of exposure to heavy metals (Pb, Cd, Cr, and Ni) in the hazardous solid wastes identified in the wastewater treatment plant of industrial city. Iranian Journal of Health and Environment. 2023;15(4):601-16 (in Persian).
4. Chazal PM, Carboni MF, Lens PNL. Interactions of the sulfur and nitrogen cycles: microbiology and process technology. In: Lens PNL, editor. Environmental technologies to treat sulfur pollution: principles and engineering. 2nd ed. London: International Water Association (IWA); 2000. p. 403-43.
5. Jung H, Kim D, Choi H, Lee C. A review of technologies for in-situ sulfide control in anaerobic digestion. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2022;157:112068.
6. Deublein D, Steinhauser A. Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction. 2nd ed. New York: John Wiley & Sons; 2011.
7. Díaz I, Lopes A, Pérez S, Fdz-Polanco M. Determination of the optimal rate for the microaerobic treatment of several  $H_2S$  concentrations in biogas from sludge digesters. Water Science and Technology. 2011;64(1):233-38.

8. Barati Rashvanlou R, Farzadkia M, Rezaee A, Gholami M, Kermani M, P Asalari H. The influence of combined low-strength ultrasonics and micro-aerobic pretreatment process on methane generation and sludge digestion: Lipase enzyme, microbial activation, and energy yield. *Ultrasonics Sonochemistry*. 2021;73:105531.
9. Barati Rashvanlou R, Farzadkia M. Pretreatment of municipal biological sludge by ultrasonic process: efficiency in hydrolysis, stabilization, and dewatering. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2018;11(1):25-36 (in Persian).
10. Mahmoudi A, Mousavi SA, Nayeri D, Darvishi P. Effectiveness of recovered sludge from Kermanshah water treatment plant as a low-cost and effective coagulant in wastewater treatment. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2022;15(3):539-58 (in Persian).
11. Huertas JK, Quipuzco L, Hassanein A, Lansing S. Comparing hydrogen sulfide removal efficiency in a field-scale digester using microaeration and iron filters. *Energies*. 2020;13(18):4793.
12. Weiland P. Biogas production: current state and perspectives. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 2010;85(4):849-60.
13. Fu S, Lian S, Angelidaki I, Guo R. Micro-aeration: an attractive strategy to facilitate anaerobic digestion. *Trends in Biotechnology*. 2023;41(5):714-26.
14. Polanco C, Samaniego J. Detection of selective cationic amphipatic antibacterial peptides by Hidden Markov models. *Acta Biochimica Polonica*. 2009;56(1):167-76.
15. Bonilla Pastor de Céspedes E, Díaz Garay BH, Kleeberg Hidalgo F, Noriega Aranibar MT. Continuous process improvement: tools and techniques. Lima: Universidad de Lima; 2010 (in Spanish).
16. Davarpanah L, Taherian S, Abdollahzadeh Sharghi E. Removal of high concentrations of sulfate from wastewater: evaluating different methods and proposing the best option. *Journal of Environmental Health Engineering*. 2019;6(2):175-86 (in Persian).
17. Ahn Y-M, Wi J, Park J-K, Higuchi S, Lee N-H. Effects of pre-aeration on the anaerobic digestion of sewage sludge. *Environmental Engineering Research*. 2014;19(1):59-66.
18. Jeong T-Y, Cha G-C, Seo Y-C, Jeon C, Choi SS. Effect of COD/sulfate ratios on batch anaerobic digestion using waste activated sludge. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. 2008;14(5):693-97.
19. Walter WG. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 11th ed. Washington DC: American Public Health Association (APHA); 1961.
20. Basim Y, Farzadkia M, Jaafarzadeh N, Hendrickx T. Sludge reduction by lumbriculus variegatus in Ahvas wastewater treatment plant. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering*. 2012;9:1-5.
21. Montalvo S, Huiliñir C, Borja R, Castillo A, Pereda I. Anaerobic digestion of wastewater rich in sulfate and sulfide: effects of metallic waste addition and micro-aeration on process performance and methane production. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 2019;54(10):1035-43.
22. Nopens I, Batstone DJ, Copp JB, Jeppsson U, Volcke E, Alex J, et al. An ASM/ADM model interface for dynamic plant-wide simulation. *Water Research*. 2009;43(7):1913-23.
23. Yeneneh AM, Sen TK, Kayaalp A, Ang H. Effect of primary sludge to waste activated sludge mixing ratio on anaerobic digester performance. *Desalination and Water Treatment*. 2017;71:79-84.

24. Pinto N, Carvalho A, Pacheco J, Duarte E. Study of different ratios of primary and waste activated sludges to enhance the methane yield. *Water and Environment Journal*. 2016;30(3-4):203-10.
25. Hallaji SM, Torabian A, Aminzadeh B, Zahedi S, Eshtiahi N. Improvement of anaerobic digestion of sewage mixed sludge using free nitrous acid and Fenton pre-treatment. *Biotechnology for Biofuels*. 2018;11(1):1-12.
26. Tchobanoglous G, Burton F, Stensel H. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th ed. Boston: McGraw-Hill; 2003.
27. Butlin KR, Selwyn SC, Wakerley DS. Sulphid production from sulphate-enriched sewage sludges. *Journal of Applied Bacteriology*. 1956;19(1):3-15.
28. Krayzelova L, Bartacek J, Díaz I, Jeison D, Volcke EI, Jenicek P. Microaeration for hydrogen sulfide removal during anaerobic treatment: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 2015;14:703-25.
29. Lens PNL, Pol LH. *Environmental Technologies to Treat Sulfur Pollution*. London: International Water Association (IWA); 2000.
30. Ramos I, Peña M, Fdz-Polanco M. Where does the removal of H<sub>2</sub>S from biogas occur in microaerobic reactors?. *Bioresource Technology*. 2014;166:151-57.
31. Ramos I, Díaz I, Fdz-Polanco M. The role of the headspace in hydrogen sulfide removal during microaerobic digestion of sludge. *Water Science and Technology*. 2012;66(10):2258-64.
32. Rodríguez E, Lopes A, Fdz.-Polanco M, Stams AJ, García-Encina PA. Molecular analysis of the biomass of a fluidized bed reactor treating synthetic vinasse at anaerobic and micro-aerobic conditions. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 2012;93:2181-91.
33. Kobayashi T, Li Y-Y, Kubota K, Harada H, Maeda T, Yu H-Q. Characterization of sulfide-oxidizing microbial mats developed inside a full-scale anaerobic digester employing biological desulfurization. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 2012;93:847-57.
34. Al Seadi T. *Biogas*. Esbjerg, Denmark: University of Southern Denmark; 2008.
35. Hu Y, Lu C-s, Yang Y, Li Y-Y. Effects of operational variations of micro-oxygenation and pH shock on the competition between methane production and sulfate reduction in a UASB reactor. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2022;10(5):108390.
36. Díaz I, Pérez S, Ferrero E, Fdz-Polanco M. Effect of oxygen dosing point and mixing on the microaerobic removal of hydrogen sulphide in sludge digesters. *Bioresource Technology*. 2011;102(4):3768-75.
37. Chen Q, Wu W, Qi D, Ding Y, Zhao Z. Review on microaeration-based anaerobic digestion: State of the art, challenges, and prospectives. *Science of the Total Environment*. 2020;710:136388.
38. Rezaee A, Farzadkia M, Gholami M, Kermani M. Effect of micro-aerobic process on improvement of anaerobic digestion sewage sludge treatment: Flow cytometry and ATP assessment. *Royal Society of Chemistry (RSC advances)*. 2020;10(59):35718-28.
39. Khanal SK, Huang J-C. ORP-based oxygenation for sulfide control in anaerobic treatment of high-sulfate wastewater. *Water Research*. 2003;37(9):2053-62.
40. Díaz I, Ramos I, Fdz-Polanco M. Economic analysis of microaerobic removal of H<sub>2</sub>S from biogas in full-scale sludge digesters. *Bioresource Technology*. 2015;192:280-86.





Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

Original Article



## Investigating the effect of micro aerobic process on the efficiency of anaerobic digester of sulfate-rich municipal sewage sludge

Abbas Ali Moserzadeh<sup>1</sup>, Gholamreza Nabi Bidhendi<sup>2,\*</sup>, Nasser Mehrdadi<sup>2</sup>, Mohammad Javad Amiri<sup>2</sup>

1- Department of Environmental Engineering, Aras International Campus, University of Tehran, Jolfa, Iran

2- Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran, Iran

### ARTICLE INFORMATION:

**Received:** 08 November 2023

**Revised:** 29 January 2024

**Accepted:** 03 February 2024

**Published:** 10 June 2024

**Keywords:** Municipal sewage, Biogas, Micro aerobic, Sulphate

**\*Corresponding Author:**  
ghhendi@ut.ac.ir

### ABSTRACT

**Background and Objective:** A high concentration of Hydrogen Sulfide in biogas is a major problem associated with anaerobic digestion of waste rich in sulfate. It disrupts the functional process and reduces the lifespan of biogas facilities. The micro-aerobic (MA) process is an alternative method for direct sulfurization.

**Materials and Methods:** The effect of sulfate loading (200, 500 and 700 mg/L) on H<sub>2</sub>S in biogas were investigated. Subsequently, the effect of MA process (0.88, 1.04, 1.34 NL/day) on H<sub>2</sub>S reduction in biogas production was evaluated. Additionally, oxidation-reduction potential (ORP) and pH were measured. Finally, under optimal conditions, the biogas volume and the content of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> in biogas were determined.

**Results:** The results indicated that there were no significant differences in biogas volume production between the reactor fed with 200 mg/L sulfate and the control. However, the biogas production in reactors with 500 and 700 mg/L sulfate decreased to 4103 and 3929 mL, respectively. The H<sub>2</sub>S levels in control and reactors with 200, 500, 700 mg/L sulfate were 0.35, 0.46, 2.4, and 1.8%, respectively. In reactors with MA at rates of 0, 0.88, 1.04, 1.34 NL/day, the H<sub>2</sub>S levels were 1.95%, 0.9%, 0.4% and 0.1% (V/V) in biogas, respectively. The pH in reactor varied between 2.7 and 4.7, and the ORP was measured between -281 and -291 mV. Statistical analysis shows that no significant difference was observed between the average daily production of biogas with MA process of 0.88 and 1.04 NL/day. However, MA with 1.34 NL/day resulted in a decrease in biogas production.

**Conclusion:** The results indicated MA at a rate of 1.04 NL/day is a favorable option for the treatment of sulfate-rich urban wastewater sludge due to its efficiency in H<sub>2</sub>S removal.

Please cite this article as: Moserzadeh AA, Nabi Bidhendi Gh, Mehrdadi N, Amiri MJ. Investigating the effect of micro aerobic process on the efficiency of anaerobic digester of sulfate-rich municipal sewage sludge. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2024;17(1):125-38.

