تصفیه بی‌هوازی شیرابه محل دفن زباله شهری
مطالعه موردی: شیرابه زباله شهر شیراز

سعیده خردمند[1] ایوب کریمی جشنی[2] پرویز منجمی[2]

(دریافت ۸۷/۳/۲۶ پذیرش ۸۸/۵/۳۱)

چکیده

تجزیه بخش آلی زباله در محل دفن زباله به‌همراه نفوذ آب باران، مایع آلوده‌ای به نام شیرابه را تولید می‌کند که به‌دلیل دارا بودن ترکیبات سمّی و خطرناک، خطر قابل توجهی برای محیط‌زیست تلقی می‌شود. در این تحقیق تصفیه‌پذیری شیرابه با استفاده از هاضم بی‌هوازی دو مرحله‌ای بررسی گردید. حجم مفید هر یک از هاضم‌ها ۱۵۰ لیتر، دبی ۱۰ لیتر در روز، زمان ماند هیدرولیکی ۱۵ روز برای هر یک از هاضم‌ها، و دما ۳۱ درجه سلسیوس (مزوفیلیک) در نظر گرفته شد. بار آلی سیستم از ۰/۰۷ تا ۳/٤ گرم در لیتر در روز به‌صورت تدریجی و طی پنج مرحله افزایش داده شد. مقدار COD شیرابه ٤۸۵۵۲ تا ٦۲۱۵۰/٤ میلی‌گرم در لیتر و نسبت BOD_5/COD آن بیش از ۰/۷ به‌دست آمد. در بار آلی ۲/۲ g/L.day بیشترین حذف COD به‌میزان ۹۳/۵۹ درصد در مجموع دو هاضم به‌دست آمد. میزان آمونیاک در سیستم بی‌هوازی حذف نگردید، بلکه اضافه شد. غلظت آمونیاک در بار بهینه در مخزن ورودی، هاضم اول و هاضم دوم به‌ترتیب ۷۲۱، ۹۵۲، و ۱۰۵٤ میلی‌گرم در لیتر به‌دست آمد. حداکثر میزان بیوگاز در بار آلی ۳/٤ گرم در لیتر در روز، تولید شد و معادل ۹/۸۲۳ و ٦/۲۹۸ لیتر در روز به‌ترتیب در هاضم اول و دوم بود.

واژه‌های کلیدی: شیرابه، هاضم بی‌هوازی، بیوگاز، شیراز.

Anaerobic Treatment of Landfill Leachate: A Case Study of Shiraz Landfill Leachate

Saeideh Kheradmand[1] *Ayoub Karimi Jashni[2]* *Parviz Monadjemi[2]*

(Received June.16, 2008 Accepted Aug. 22, 2009)

Abstract

Degradation of the organic part of landfill in along with rainwater percolation produces a polluted liquid named "leachate", which poses a considerable hazard to the environment because of its toxic and hazardous compounds. In this research, the treatability of leachate was investigated using combined anaerobic digesters. Each digester had an effective volume of 150 l, a flow rate of 10 l/d, and a HRT of 15 d working at a temperature of 31°C (mesophilic). The OLR applied to the system was gradually increased from 0.07 to 3.4 g/l.d in 5 steps. TCOD concentration was 48552-62150.4 mg/l and BOD_5/COD ratio was more than 0.7 during the study period. At an OLR of 2.2 g/l.d, the total maximum COD removal efficiency achieved in both digesters was 93.59%. Not only did ammonia concentration not reduce in the anaerobic system but it increased. Ammonia concentrations at optimum OLR in the influent to the 1st and 2nd digesters were 721, 952, and 1054 mg/l, respectively. Maximum biogas production was 9.823 l/day in the 1st digester and 6.298 l/day in the 2nd digester, both of which occurred at an OLR of 3.4 g/l.d.

Keywords: Leachate, Anaerobic Digester, Biogas, Shiraz.

1. M.Sc. Graduate, Dept. of Civil and Environmental Engineering, University of Shiraz, (Coreesponding Author) (+98 91717183223 s18kh@yahoo.com
2. Assist. Prof., Dept. of Civil and Environmental Engineering, University of Shiraz

۱- کارشناس ارشد بخش مهندسی راه، ساختمان محیط زیست و محیط زیست، دانشگاه شیراز، (نویسنده مسئول) ۰۹۱۷۷۱۸۳۲۲۳ s18kh@yahoo.com
۲- استادیار، بخش مهندسی راه، ساختمان و محیط زیست، دانشگاه شیراز

Archive of SID
www.SID.ir

۱- مقدمه

دفن بهداشتی زباله همچنان از روشهای مهم و پرکاربرد برای مدیریت زباله‌های شهری و صنعتی می‌باشد. تجزیه بخش آلی زباله در محل دفن به‌همراه نفوذ آب باران، مایع آلوده‌ای به نام شیرابه[1] تولید می‌کند. زباله‌ها یکی از عوامل بسیار مؤثر آلوده کننده آب و خاک به‌شمار می‌روند و شیرابه‌های خطرناک ناشی از تجمع زباله‌ها، از زیان‌بارترین آلاینده‌های خاک است. مواد شیمیایی مانند آمونیاک، نیتریت و نیترات که با فاضلاب همراه‌اند و به‌صورت محلول می‌باشند همراه آب از لایه‌های زمین به آسانی می‌گذرند و به سفره‌های آب زیرزمینی می‌رسند. یکی از اهداف مهم تصفیه فاضلاب جلوگیری از صدمات زیست محیطی و بهداشتی، با حذف مواد آلاینده و غیرفعال‌سازی عوامل بیماری‌زاست. برای تصفیه شیرابه روشهای گوناگونی به‌کار رفته است، مانند روشهای تصفیه بیولوژیکی هوازی و بی‌هوازی، اکسیداسیون شیمیایی، ترسیب شیمیایی، جذب توسط کربن فعال و روشهای استفاده از رزین. در مورد شیرابه‌هایی که زمان کمی از تولید آنها گذشته است، استفاده از روشهای بیولوژیکی برای تصفیه مؤثرتر به نظر می‌رسد [۱].

بار آلی بسیار بالا و نیز غلظت بیش از حد مواد سمّی و آمونیاک در شیرابه از مشکلاتی است که سبب شده تصفیه یا پیش تصفیه خاصی برای آن در نظر گرفته شود. با توجه به‌وجود ترکیبهای سمّی و مقاوم در برابر تجزیه بیولوژیکی، استفاده مستقیم از تصفیه هوازی به‌دلیل حساسیت بالای این گونه سیستم‌ها نسبت به بار سمّی، امکان‌پذیر نیست و استفاده از سیستم‌های تصفیه بی‌هوازی به‌دلیل حساسیت کمتر، توصیه می‌شود [۲]. از دیگر مزایای روشهای تصفیه بی‌هوازی به هزینه نگهداری کمتر، تولید گاز قابل استفاده و تولید باقی‌مانده عاری از آلودگی میکروبی می‌توان اشاره کرد. لذا این روشها برای تصفیه شیرابه، مناسب‌تر به‌نظر می‌رسند. سیستم‌های بی‌هوازی با آهنگ بالا[2] برای تصفیه شیرابه با COD بیش از ۸۰۰ میلی‌گرم بر لیتر و نسبت BOD_5/COD بیش از ۰/۳ مناسب است [۳]. برای تصفیه شیرابه معمولاً از ترکیب چند روش مناسب استفاده می‌شود. به این منظور در تحقیق حاضر بررسی تصفیه‌پذیری شیرابه محل دفن شیراز با استفاده از هاضم بی‌هوازی دو مرحله‌ای انجام شد.

هضم بی‌هوازی یکی از قدیمی‌ترین فرایندهای مورد استفاده در تثبیت لجن است. این فرایند عبارت است از تجزیه مواد آلی و غیرآلی بدون حضور اکسیژن مولکولی. کاربردهای اصلی این فرایند، تثبیت لجن‌های غلیظ حاصل از تصفیه فاضلاب و نیز تصفیه برخی مواد زائد صنعتی می‌باشد. اخیراً نشان داده‌اند که مواد زائد آلی رقیق را نیز می‌توان به‌روش بی‌هوازی تصفیه کرد. در فرایند هضم بی‌هوازی، مواد آلی درون مخلوط‌های لجن ته‌نشینی اولیه و لجن بیولوژیکی را به‌روش بیولوژیکی تحت شرایط بی‌هوازی، به انواع گوناگونی از محصولات نهایی چون متان (CH_4) و دی‌اکسید کربن (CO_2) تبدیل می‌کنند. این فرایند را در راکتورهای بی‌منفذ و هوابندی شده انجام می‌دهند. لجن را که به طور پیوسته[3] و یا منقطع[4] وارد راکتور می‌شود، به مدتهای مختلف درون آن نگه می‌دارند. لجن پایدار شده که به‌طور پیوسته و یا منقطع از راکتور بیرون کشیده می‌شود، محتوای آلی و بیماری‌زایی بسیار کمتری دارد و دچار گندیدگی نمی‌شود [۲].

در تحقیقات صورت گرفته تاکنون، روشهای گوناگونی برای تصفیه شیرابه به‌کار رفته که از میان آنها، فرایندهای بی‌هوازی همچنان محبوبیت خود را حفظ کرده و به‌طور گسترده‌ای مورد استفاده قرار می‌گیرند [۳-۹]. در ترکیب روشهای بی‌هوازی-هوازی، استفاده از سیستم لجن فعال به‌عنوان یکی از پرکاربردترین سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی فاضلاب در دنیا رایج است [۱۰]. هدف اصلی این تحقیق که در مقیاسی بزرگ‌تر نسبت به تحقیقات مشابه (حجم مفید ۱۵۰ لیتر برای هر هاضم) انجام گرفت، استفاده از شیرابه طبیعی با بارآلی زیاد در سیستم ساخته شده آزمایشگاهی بود.

محل دفن زباله‌های شیراز، در برمشور در ۱۶ کیلومتری شرق شیراز و درنزدیکی دریاچه مهارلو قرار دارد. زباله‌ها در لایه‌های حدود ۵ متری ریخته شده و روزانه روی آن با خاک پوشیده می‌شود. هم‌چنین سعی شده است که سطح زمین شیب‌دار باشد تا شیرابه بتواند به سمت پایین دست حرکت کند و در آنجا جمع‌آوری گردد. بنابراین شیرابه تولیدی فاقد سیستم جمع‌آوری مهندسی است و فقط بخشی از آن جمع‌آوری می‌شود و مابقی در خاک نفوذ می‌کند و به این ترتیب احتمال آلودگی آبهای زیرزمینی وجود دارد. بخشی از شیرابه نیز که جمع‌آوری می‌گردد فاقد سیستم تصفیه بوده و به‌صورت رواناب جاری می‌باشد. با توجه به آنکه هزینه‌های زیادی در طراحی، ساخت و بهره‌برداری از محلهای دفن زباله شهری صرف می‌شود، ضروری است با بررسی دقیق و تحقیقات علمی قبل از اجرا و راه‌اندازی، مشکلات حاکم بر آنها را به‌حداقل رساند. از آنجا که این مشکل در پروژه‌های اجرا شده در کشور به چشم می‌خورد و نیز در چند سال آینده بسیاری از شهرهای ایران ملزم به احداث محل بهداشتی دفن زباله خواهند شد، ساخت مدل‌های آزمایشگاهی و پایلوتی به منظور شناخت هر چه بیشتر این پدیده و تعیین معیارهای مناسب طراحی برای محلهای بهداشتی دفن زباله،

[1] Leachate
[2] High rate
[3] Continuous
[4] Batch

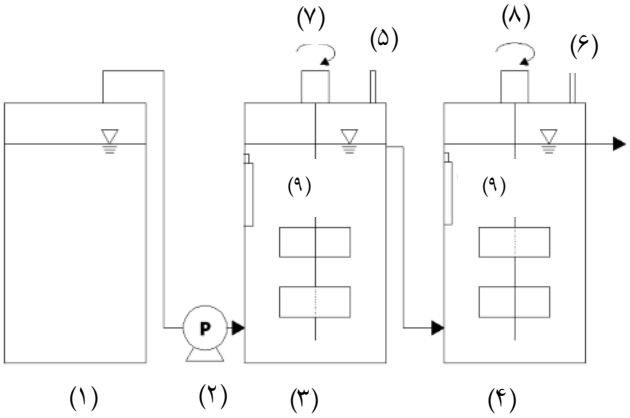
Archive of SID
www.SID.ir

امری ضروری به‌نظر می‌رسد. از طرفی با توجه به محدودیت‌های اعمال شده از طرف سازمان حفاظت از محیط زیست در میزان آلودگی مجاز فاضلابهای تخلیه شده به محیط‌زیست، اهمیت بالای این مشکل واضح است. هرچند استفاده از تجارب و یافته‌های دیگران در امر طراحی محلهای بهداشتی دفن زباله تا حد زیادی می‌تواند راهگشا باشد، ولی در مورد واحدهای بیولوژیکی مانند هاضم بی‌هوازی، حوضچه‌های هوادهی و ته‌نشینی، معیارهای طراحی تا حد زیادی تحت تأثیر عوامل محیطی مانند خصوصیات فیزیکی و شیمیایی فاضلاب ورودی، شرایط آب و هوایی مانند دما و رطوبت و غیره قرار می‌گیرد. تغییرات این عوامل باعث تغییر ثابتهای بیولوژیکی و فاکتورهای سینتیکی می‌شود. این امر با تأثیر در فعالیت باکتری‌ها، میزان راندمان سیستم تصفیه را دستخوش تغییر می‌کند.

۲- مواد و روشها

۲-۱- مدل آزمایشگاهی

مدل آزمایشگاهی شامل دو هاضم بی‌هوازی با آهنگ بالا برای ارزیابی تصفیه‌پذیری شیرابه ساخته و آزمایش شد. این مدل از یک مخزن ۱۵۰ لیتری در ابتدای سیستم برای شیرابه ورودی به سیستم دو مخزن ۲۰۰ لیتری به‌عنوان هاضم بی‌هوازی هر یک به حجم مفید ۱۵۰ لیتر (که به‌صورت سری به یکدیگر متصل شده بودند) ساخته شد. در شکل ۱ مقطعی از کل سیستم آورده شده است. شیرابه تهیه شده از محل دفن زباله شهری شیراز، قبل از ورود به سیستم توسط آب لوله‌کشی شهری به نسبت‌های مشخص رقیق شد. شیرابه ورودی از یک مخزن تغذیه توسط پمپ وارد هاضم اولیه شده و سپس خروجی هاضم اولیه به‌عنوان ورودی به هاضم ثانویه منتقل گردید. مقدار دبی، ۱۰ لیتر در روز و زمان ماند در هر یک از هاضم‌ها، ۱۵ روز در نظر گرفته شد. دمای مورد نظر در هر یک از هاضم‌ها ۱±۳۱ درجه سلسیوس (دمای بهینه در شرایط مزوفیلیک) توسط دو عدد المنت هیتر[1] کنترل می‌گردید. در این تحقیق برای ایجاد اختلاط از همزن‌های مکانیکی استفاده شد. همزن‌ها شامل یک موتور جریان متناوب بود که یک میله ۸۵ سانتی‌متری به آن وصل شده بود. برای اینکه این میله، خارج از مرکز نچرخد، از یک بلبرینگ در ته ظرف استفاده شد که شفت داخل آن قرار می‌گرفت. از دو پروانه دو پر در عمقهای ۱۰ و ۲۵ سانتی‌متری از کف هر یک از هاضم‌ها برای اختلاط محتویات هاضم استفاده شد. مقدار توان اعمال شده به مایع با محاسبات انجام شده، ۱۳/۱ w/m^3 به‌دست آمد.



۱- مخزن شیرابه؛ ۲-پمپ برای تنظیم دبی ورودی به هاضم بی‌هوازی؛
۳ و ۴-هاضم بی‌هوازی؛ ۵ و ۶- محل اندازه‌گیری گاز تولیدی در هاضم بی‌هوازی؛
۷ و ۸-موتور همزن مکانیکی؛ ۹-کنترل کننده دما (المنت هیتر)

شکل ۱- سیستم هاضم بی‌هوازی مورد استفاده برای تصفیه شیرابه

۲-۲- مشخصات شیرابه مورد استفاده و لجن تلقیحی

در این طرح از شیرابه محل دفن زباله شیراز استفاده شد که از بار آلودگی بسیار بالایی برخوردار بود. همچنین برای راه‌اندازی هاضم‌های بی‌هوازی از لجن برکه‌های بی‌هوازی صنایع لبنی استفاده شد. به این ترتیب که ۴۰ درصد حجم هر هاضم (حدود ۶۰ لیتر از ۱۵۰ لیتر در هر هاضم) از لجن بی‌هوازی پر گردید. میزان جامدات فرار[2] این لجن حدود ۴۳۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر اندازه‌گیری شد که مقدار قابل قبولی برای راه‌اندازی راکتور بی‌هوازی می‌باشد [۳].

۲-۳- بهره‌برداری و آزمایش‌ها

به‌منظور راه‌اندازی سیستم و شروع کار، نمونه‌گیری از شیرابه محل دفن زباله شیراز از اسفندماه ۱۳۸۵، آغاز گردید. به این منظور و در طول ۸ ماه، بیش از ۸ بار از شیرابه نمونه‌گیری شد. این نمونه‌گیری‌ها در ماههای اسفند تا مهر صورت گرفت. شیرابه مورد استفاده در این تحقیق، از پایین دست محل دفن زباله در ظروف ۲۰ لیتری جمع‌آوری و به آزمایشگاه آورده شد. طبق کتاب روشهای استاندارد، نمونه‌ها باید در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری می‌شدند ولی به‌علت کمبود امکانات و نبود تجهیزاتی چون یخچال در آزمایشگاه محیط زیست، نمونه‌ها در دمای محیط نگهداری شدند. به‌دلیل اینکه فلزات سنگین جذب ظروف شیشه‌ای می‌گردند و از مقدار آنها کاسته می‌شود، از ظرف پلاستیکی برای نگهداری آنها تا زمان انجام آزمایش استفاده گردید [۱۱]. همچنین تا زمان انجام آزمایش‌های تعیین COD و NH_3-N، pH نمونه‌ها توسط اسید سولفوریک و برای فلزات سنگین توسط اسید نیتریک به زیر

[1] Element heater

[2] Volatile Suspended Solids (VSS)

Archive of SID
www.SID.ir

۲ رسانیده و در دمای پایین نگهداری شدند. آزمایش‌ها بر اساس کتاب روشهای استاندارد سال ۲۰۰۵ انجام شده است [۱۱]. تمامی داده‌های آزمایشگاهی ارائه شده در طول مطالعات بر مبنای میانگین حسابی، با حداقل ۳ بار تکرار آزمایش می‌باشد.

۲-۴- مراحل راه‌اندازی

از آنجا که برای عمل تصفیه نیاز به توده بیولوژیکی فعال با غلظت مناسب بود، در اولین مرحله راه‌اندازی سیستم و به‌منظور ایجاد شرایط مطلوب برای رشد باکتری‌های متان‌زا، در ابتدای کار از لجن حاوی باکتری‌های بی‌هوازی استفاده شد. به این منظور از لجن تصفیه‌خانه صنایع لبنی که حاوی باکتری‌های بی‌هوازی است، استفاده شد. در این مرحله، شیرابه خام بدون تنظیم pH با حدود pH برابر ۶/۵ توسط آب شهر که کلر آن زدوده شده بود، رقیق می‌شد. برای زدودن کلر آب شهر، مخزن آب، هوادهی و به‌مدت چند روز نگه داشته شد. شیرابه با COD برابر ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر به حجم ۹۰ لیتر با ۶۰ لیتر لجن حاصل از اعماق برکه‌های تثبیت بی‌هوازی صنایع لبنی آمیخته گردید و به داخل هر یک از هاضم‌ها ریخته شد. به این ترتیب بارگذاری اولیه برای راه‌اندازی راکتورهای بی‌هوازی حدود ۰/۰۷ گرم در لیتر در روز انجام گرفت. در طول این مدت (زمان سازگاری) که حدود ۴۵ روز به‌طول انجامید (فاز یک)، بار آلی افزایش داده نشد و pH و قلیائیت در سیستم کنترل گردید. پس از این که سیستم به حالت پایدار رسید، بارگذاری آلی را افزایش داده و پارامترهای مورد نظر اندازه‌گیری شدند. در هر مرحله افزایش بار آلی، پس از رسیدن سیستم به حالت تعادل به اندازه‌گیری پارامترها پرداخته شد.

در مراحل بعدی، بارگذاری به‌ترتیب با مقادیر ۰/۵ ، ۱/۵ ، ۲/۲ و ۳/۴ گرم در لیتر در روز انجام گرفت. این بارگذاری تا رسیدن به حالت پایدار ادامه داده شد. زمانی که درصد حذف COD خروجی از سیستم بین دو اندازه‌گیری متوالی ثابت ماند و تغییر نکرد، حالت پایدار ایجاد شد. در طول این مدت، pH خروجی از راکتورهای بی‌هوازی اندازه‌گیری شد تا از مقدار ۶ کمتر نشود. در صورت بروز چنین موردی، کربنات هیدروژن سدیم به شیرابه ورودی اضافه می‌شد و اگر pH از مقدار ۸ بالاتر می‌رفت اسید کلریدریک غلیظ افزوده می‌گردید تا در دامنه مناسب یعنی بین ۶ تا ۸ قرار گیرد [۲، ۱۱، ۱۲ و ۱۳]. برخی از پارامترها به‌طور پیوسته و سایر پارامترها در لحظه‌ای که سیستم به حالت پایدار رسید اندازه‌گیری شدند. پس از رسیدن به حالت پایدار، میزان بارگذاری افزایش داده شد و برای رسیدن به حالت پایدار مراحل قبلی تکرار گردید. مدت زمان رسیدن به حالت پایدار تقریباً ۶ تا ۷ هفته برای شروع کار و حدود دو هفته در بارهای بالا به‌دست آمد. در طول این مدت سیستم به‌طور پیوسته کار کرد.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی شیرابه ورودی

خصوصیات نمونه‌های مختلف گرفته شده از شیرابه در ماههای مختلف در جدول ۱ آورده شده است. با توجه به این نکته که در

جدول ۱- خصوصیات نمونه‌های گرفته شده از شیرابه محل دفن زباله شیراز در ماههای مختلف

نمونه	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸
ماه / پارامتر*	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر
COD	۵۵۶۸۰	۵۳۳۳۳	۶۰۸۰۸	۵۵۲۶۷	۴۸۵۵۲	۶۲۱۵۰	۶۰۸۸۳	۶۰۷۸۳
BOD_5	۴۴۳۰۰	۴۸۲۰۰	۵۳۶۰۰	۴۵۶۰۰	۴۱۹۰۰	۵۶۹۰۰	۵۱۲۰۰	۴۳۶۰۰
BOD_5/COD	۰/۷۹۶	۰/۹۰۴	۰/۸۸۱	۰/۸۲۵	۰/۸۶۳	۰/۹۱۶	۰/۸۴۱	۰/۷۱۶
TSS	۱۴۲۰	۱۲۹۰	۱۶۸۰	۱۴۳۹	۱۹۶۲	۲۱۳۶	۲۴۵۳	۲۶۳۴
NH_3-N	–	۱۶۹۵	۱۸۱۲	۲۰۵۶	۱۵۴۶	۱۰۶۰	۸۶۴	۹۷۳/۱
Alkalinity as ($CaCO_3$)	۱۰۲۳۵	۱۴۶۲۵	۱۱۹۸۳	۱۱۰۱۸	۱۴۰۷۱	۱۲۰۰۰	۱۱۹۶۵	۱۴۰۰۰
Mg	۱/۶۹۵	۱/۰۹۸	۱/۱۴۹	۲/۷۶۴	۱/۰۰۹	۲/۰۳۸	۰/۰۹۹	۱/۰۲۴
Mn	۹/۳۶	۱۱/۳۹	۱۰/۵۶	۸/۱۷	۹/۵۹۹	۸/۲۷۳	۱۰/۹۷	۲۰/۵۷
Zn	۲/۱۲	۱/۲۰۱	۰/۴۷۹	۰/۶۴۵	۱/۰۱۵	۱/۲۴۵	۰/۲۲۱	۲/۱۸۲
Cu	۰/۰۳۶	۰/۰	۰/۰۵۴	۰/۰	۰/۱۰۳	۰/۰۷۷	۰/۰۶۰	–
Ni	۱/۱۰۲	۱/۲۷۵	۱/۰۱۲	۰/۰۹۱	۱/۰۳۰	۰/۹۶۶	۱/۵۲۱	۲/۰۳
Fe	۳۱/۷۹	۸۹/۴۱	۹۸/۱۰۱	۳۸۶/۴	۱۴۹/۱۷	۲۲۹/۸	۸۱/۶۵	۷۴۱
pH	۶/۰۱	۵/۶۹	۵/۸۸	۵/۹۸	۶/۷۴	۶/۱۷	۶/۰۲	۶/۴

* واحد تمامی پارامترها به جز pH برحسب میلی‌گرم در لیتر است.

Archive of SID
www.SID.ir

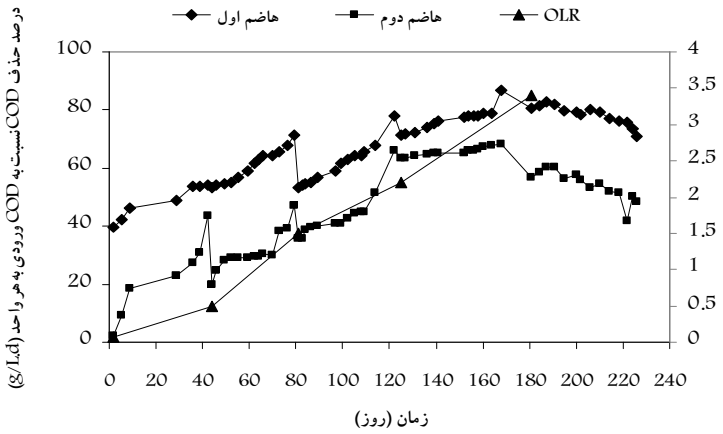
فصل بهار و تابستان به‌علت نوع و ترکیب مواد غذایی مصرفی توسط مردم که بخش عمده آن میوه و سبزیجات می‌باشد، درصد قابل توجهی از ترکیبات آلی را ترکیبات تجزیه‌پذیر بیولوژیکی تشکیل می‌دهند. نسبت BOD_5/COD (ضریب تجزیه‌پذیری بیولوژیکی) در طی این مدت همواره بیش از ۰/۷ بود (با مقدار میانگین ۰/۸۴ و انحراف از معیار ۰/۰۶۵) که مقدار مناسبی برای تصفیه بیولوژیکی می‌باشد [۱۳]. همان‌طور که از جدول ۱ پیداست، COD شیرابه در این تحقیق و در تمام ماهها بسیار بالا بود. حداقل آن در تیرماه و حداکثر آن در مردادماه مشاهده شد. از دیگر خصوصیات اندازه‌گیری شده، میزان آمونیاک (با مقدار میانگین ۱۴۲۹/۴ و انحراف از معیار ۴۶۳/۲) و فلزات سنگین می‌باشد. مقدار آمونیاک بازدارنده برای سیستم‌های بی‌هوازی ۳۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر NH_3-N می‌باشد [۲] که با توجه به اعداد به‌دست آمده برای این پارامتر، مشاهده می‌شود که در تمامی ماهها این مقدار از حد مجاز کمتر می‌باشد. در مورد فلزات سنگین نیز همان‌طور که مشاهده می‌شود فقط مقدار فلز روی فراتر از حد مجاز است و دیگر فلزات در محدوده مناسب برای فعالیت باکتری‌های بی‌هوازی قرار دارند [۲].

۳-۲- بررسی حذف COD در هاضم بی‌هوازی

به مرور زمان که COD ورودی به سیستم افزایش داده می‌شود، COD خروجی از هر دو هاضم بی‌هوازی نیز افزایش می‌یابد. این افزایش COD در خروجی از واحدهای سیستم بی‌هوازی همچنان ادامه دارد تا زمانی که باکتری‌ها، خود را با شیرابه جدید وفق داده و بیشترین توانایی حذف را از خود نشان دهند. از این زمان به بعد، COD خروجی روند نزولی پیدا می‌کند و این کاهش تا زمانی که سیستم به حالت پایدار برسد ادامه خواهد داشت و این هنگامی است که بین چندین مرحله اندازه‌گیری متوالی از COD خروجی اختلافی مشاهده نشود. همان‌طور که شکل ۲ نشان می‌دهد، درصد حذف COD با افزایش بارگذاری آلی، افزایش یافت. این روند افزایشی تا زمانی که نرخ بارگذاری آلی[1] به ۲/۲ گرم در لیتر در روز رسید، ادامه داشت. راندمان حذف COD سیستم در OLR برابر ۲/۲ گرم در لیتر در روز به بالاترین مقدار خود رسید. در این مرحله راندمان حذف در هاضم بی‌هوازی اول، هاضم بی‌هوازی دوم، هاضم اول و دوم به‌ترتیب ۸۰، ۶۸، ۹۴ درصد به‌دست آمد. میزان حذف COD در طول تحقیق به‌طور میانگین ۸۹ درصد در مجموع دو هاضم به‌دست آمد.

غلظت COD ورودی به هر هاضم و غلظت خروجی از آن در بارگذاری‌های ۰/۰۷، ۰/۵، ۱/۵، ۲/۲ و ۳/٤ گرم در لیتر در روز پس از به تعادل رسیدن سیستم در هر بارگذاری در جدول ۲ آورده شده است.

[1] Organic Loading Rate (OLR)



شکل ۲- میزان حذف COD با افزایش نرخ بارگذاری آلی در راکتورهای بی‌هوازی

جدول ۲- غلظت COD ورودی و خروجی هر هاضم

نرخ بارگذاری آلی (گرم در لیتر در روز)		۰/۰۷	۰/۵	۱/۵	۲/۲	۳/۴
هاضم اول	غلظت ورودی (mg/L)	۱۹۴۲	۹۲۹۳	۱۵۳۴۴	۴۷۴۲۲	۴۹۹۰۷
	غلظت خروجی (mg/L)	۸۸۷	۲۶۷۴	۳۳۸۷	۹۵۸۹	۱۴۴۴۳
هاضم دوم	غلظت خروجی (mg/L)	۳۵۰	۱۰۳۲	۱۳۰۳	۳۰۴۱	۵۳۵۰

Archive of SID
www.SID.ir

۳-۳- بررسی راندمان سیستم در حذف فلزات سنگین

برای حذف فلزات سنگین از پسابها، روشهای بیولوژیکی به‌دلیل برخورداری از مزایایی چون اقتصادی بودن و سازگاری با محیط زیست بیشتر مورد توجه قرار دارند [۱۴]. یکی از پارامترهایی که در این تحقیق مورد بررسی قرار گرفت، درصد حذف فلزات سنگین بود. این درصد حذف برای شش فلز مس، آهن، منیزیم، منگنز، نیکل و روی اندازه‌گیری شد. راکتورهای بی‌هوازی در حذف فلزات سنگین توانایی بالایی از خود نشان می‌دهند که دلیل آن، ایجاد میزان کافی سولفید برای ترسیب کامل فلزات سنگین در چنین راکتورهایی ذکر شده است [۸]. تقریباً ۰/۵ میلی‌گرم سولفید برای ترسیب ۱ میلی‌گرم فلز سنگین لازم است [۱۲]. درصد حذف، نسبت به ورودی هر واحد برای شش فلز مس، آهن، منیزیم، منگنز، نیکل و روی در بار بهینه برای سیستم یعنی ۲/۲ گرم در لیتر در روز به‌ترتیب برابر بود با ۱۰۰ ، ۸۸ ، ۰ ، ۱۰۰ ، ۸۲ و ۳۶ درصد در هاضم بی‌هوازی اول و ۰ ، ۱۵ ، ۰ ، ۶۷، ۳۷، و ۲۵درصد در هاضم بی‌هوازی دوم. در جدول ۳ ، بیشترین مقدار حذف فلزات در هاضم بی‌هوازی اول و هاضم بی‌هوازی دوم در بارگذاری آلی مربوطه آورده شده است.

۳-۴- بررسی میزان بیوگاز و گاز متان تولیدی در هاضم بی‌هوازی اول و دوم

یکی از مزایای روش بی‌هوازی نسبت به روش هوازی برای تصفیه شیرابه، تولید بیوگاز ناشی از فرایندهای بی‌هوازی می‌باشد که گاز متان درصد بالایی از این گاز را تشکیل می‌دهد. به‌طور متوسط در هاضم اول، ۶۳/۴۱ درصد و در هاضم دوم ۶۰/۲۹ درصد بیوگاز تولیدی را گاز متان تشکیل می‌دهد. میزان گاز متان تولیدی به ازای حذف COD در این تحقیق کمتر از تحقیقات انجام شده در موارد مشابه می‌باشد که دلیل اصلی آن می‌تواند وجود نشت گاز از سیستم و خطای مربوط به روش انجام نمونه‌گیری و اندازه‌گیری گاز باشد. میزان بیوگاز تولیدی در هاضم بی‌هوازی با آهنگ بالا و در شرایط مطلوب از نظر میزان بار آلی وارده حدود ۰/۵ مترمکعب بر کیلوگرم COD حذف شده و میزان گاز متان تولیدی در چنین شرایطی حدود ۰/۳۵ مترمکعب بر کیلوگرم COD حذف شده می‌باشد که معادل ۷۰ درصد بیوگاز تولیدی است [۱۲]. در تحقیق انجام شده توسط ندول[1] و رینولدز[2] در سال ۱۹۹۶ بر روی تصفیه شیرابه محل دفن زباله در هاضم بی‌هوازی، مقدار گاز متان اندازه‌گیری شده حدود ۷۰ تا ۸۰ درصد بیوگاز تولیدی و مقدار بیشینه آن، ۱/۵ متر مکعب گاز متان بر متر مکعب شیرابه در روز در بار آلی ۴ کیلوگرم COD بر متر مکعب در روز گزارش شده است [۸]. همچنین وانگ و همکارانش[3] در سال ۱۹۹۷به مقدار ۳۰۰/۷ متان بر گرم ماده آلی (وزن خشک) محل دفن زباله دست یافتند [۱۵].

۳-۵- بررسی کارایی سیستم بی‌هوازی در حذف قلیائیت

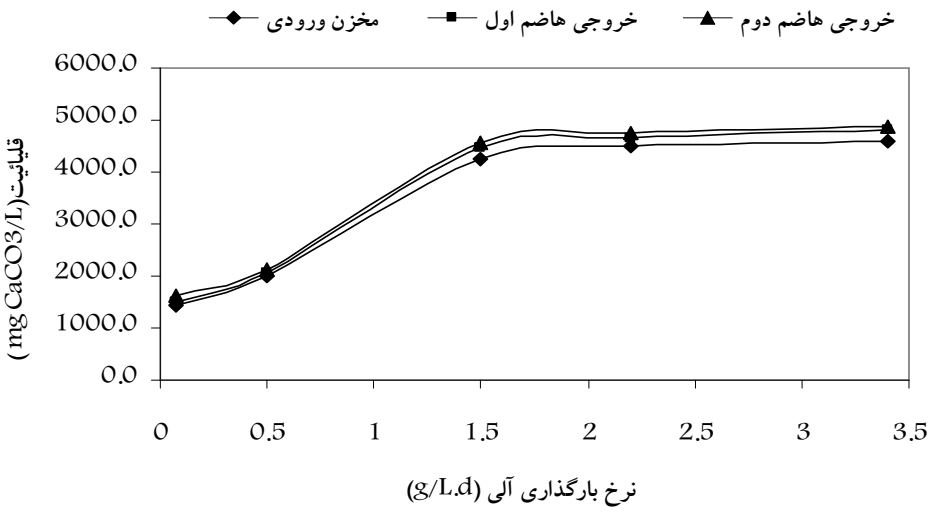
شکل ۳ میزان قلیائیت را در طول افزایش بارگذاری در ورودی و خروجی واحدهای مختلف در سیستم ترکیبی هاضم بی‌هوازی نشان می‌دهد. مقادیر قلیائیت در ورودی سیستم در بارگذاری‌های ۰/۰۷، ۰/۵ ، ۱/۵ ، ۲/۲ و ۳/۴ گرم در لیتر در روز به ترتیب عبارت‌انداز ۱۴۴۸/۵ ، ۲۰۰۲/۶ ، ۴۲۶۴/۶ ، ۴۵۰۳/۱ و ۴۵۸۵/۷ میلی‌گرم در لیتر (با مقدار میانگین ۳۳۶۱ و انحراف از معیار ۱۵۱۰)، مقادیر قلیائیت در خروجی هاضم بی‌هوازی اول در بارگذاری‌های ذکر شده عبارت‌اند از: ۱۴۹۸/۹، ۲۰۶۹/۹ ، ۴۴۷۸/۲ ، ۴۶۵۱ و ۴۸۰۳/۲میلی‌گرم در لیتر (با مقدار میانگین ۳۵۰۰ و انحراف از معیار ۱۵۸۳) و مقادیر قلیائیت در خروجی هاضم بی‌هوازی دوم در بارگذاری‌های ذکر شده، عبارت‌اند: از ۱۶۲۸/۱ ، ۲۱۱۵/۳ ، ۴۵۶۷ ، ۴۷۶۱/۵ و ۴۸۹۰/۲ میلی‌گرم

[1] Nedwell
[2] Reynolds
[3] Wang et al.

جدول ۳- بیشترین مقدار حذف فلزات در هاضم بی‌هوازی اول و هاضم بی‌هوازی دوم نسبت به غلظت فلزات ورودی به هر واحد

واحد		Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	Zn
	غلظت ورودی (mg/L)	-	۳۹/۱۶	۰/۹۹	۸/۶۱۸	۰/۰۰۲	۰/۰۱۹
هاضم اول	غلظت خروجی (mg/L)	-	۱/۱۷۱	۰/۸۴۸	۰/۰۱	۰/۰	۰/۰
	درصد حذف	۱۰۰	۹۷	۱۴	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰
	بارگذاری آلی مربوطه	کلیه بارگذاری‌ها	۰/۰۷ g/L.d	۰/۰۷ g/L.d	۲/۲ g/L.d	۰/۵ g/L.d	۰/۰۷ g/L.d
	غلظت ورودی(mg/L)	-	۲۱/۶۸	۰/۸۴۸	۰/۰۴۳	۰/۱۲۶	
هاضم دوم	غلظت خروجی(mg/L)	-	۴/۴۹	۰/۸۴	۰/۰۱	۰/۰۸	
	درصد حذف	-	۷۹	۱	۸۷	۳۷	۱۰۰
	بارگذاری آلی مربوطه	-	۳/۴ g/L.d	۰/۰۷ g/L.d	۳/۴ g/L.d	۲/۲ g/L.d	۱/۵ g/L.dو ۳/۴

Archive of SID
www.SID.ir

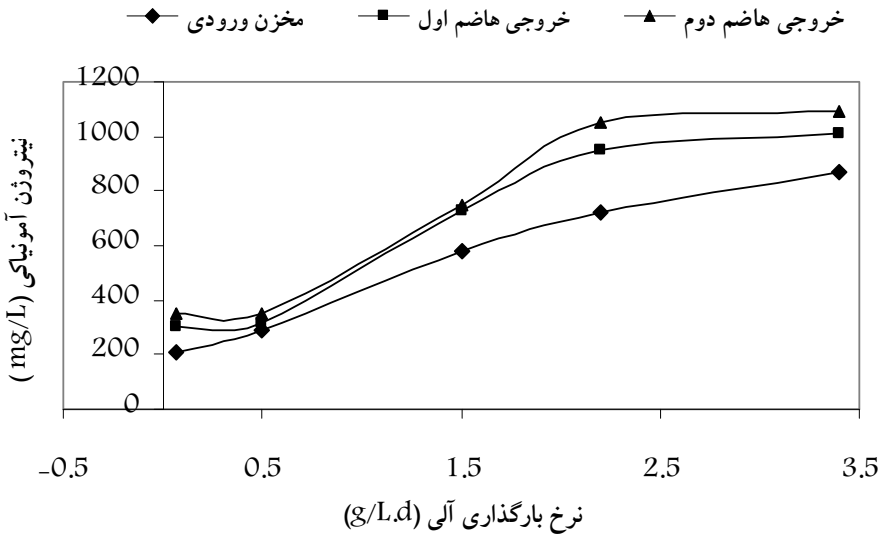


شکل ۳- تغییرات قلیائیت با افزایش بارگذاری آلی در سیستم هاضم بی‌هوازی

در لیتر (با مقدار میانگین ۳۵۹۲ و انحراف از معیار ۱۵۸۴). با توجه به نتایج به‌دست آمده می‌توان گفت که راکتور بی‌هوازی باعث حذف قلیائیت نمی‌گردد، بلکه این مقدار را افزایش نیز می‌دهد. این افزایش ۳/۲ تا ۴/۸ درصد در هاضم اول و ۱/۸ تا ۷/۹درصد در هاضم دوم به‌دست آمد. دلیل این امر می‌تواند آزاد شدن آمونیاک و افزایش pH عنوان گردد، چون خود آمونیاک باعث ایجاد قلیائیت می‌گردد [۱۲ و ۱۳].

۳-۶- بررسی تغییرات آمونیاک در خروجی سیستم بی‌هوازی

شکل ۴، تغییرات آمونیاک در خروجی سیستم هاضم بی‌هوازی در اثر افزایش بارگذاری آلی را نشان می‌دهد. با توجه به این شکل با افزایش نرخ بارگذاری آلی، بر میزان نیتروژن آمونیاکی شیرابه افزوده می‌گردد. میزان غلظت آمونیاک مخزن ورودی در بارگذاری‌های ۰/۰۷، ۰/۵، ۱/۵، ۲/۲ و ۳/۴ به‌ترتیب عبارت‌اند از ۲۰۸، ۲۹۲/۱، ۵۷۸/۳، ۷۲۱ و ۸۶۸ میلی‌گرم در لیتر (با مقدار میانگین ۵۳۳ و انحراف از معیار ۲۸۰). در حالی که غلظت خروجی آمونیاک از هاضم اول ۳۰۴، ۳۲۰، ۷۲۷/۹، ۹۵۲ و ۱۰۱۴ میلی‌گرم در لیتر (با مقدار میانگین ۶۶۴ و انحراف معیار ۳۳۸) و غلظت خروجی آمونیاک از هاضم دوم ۳۵۲، ۳۴۹/۳، ۷۵۱/۶، ۱۰۵۴ و ۱۰۹۳/۴ میلی‌گرم در لیتر (با مقدار میانگین ۷۲۰ و انحراف معیار ۳۶۲) به‌ترتیب با افزایش بارگذاری از ۰/۰۷ تا ۳/۴ می‌باشد. همان طور که مشاهده می‌شود در هاضم بی‌هوازی حذف آمونیاک صورت نمی‌گیرد. اگرچه ممکن است درصد کمی آمونیاک در هاضم بی‌هوازی به‌دلیل مصرف نیتروژن



شکل ۴- تغییرات آمونیاک با افزایش بارگذاری آلی در هاضم بی‌هوازی

www.SID.ir

آمونیاکی توسط باکتری‌های بی‌هوازی حذف شود[۱۳]، ولی مقدار بسیاری از نیتروژن در بیو راکتورهای مواد زائد جامد به‌شکل آمونیاک می‌باشد که در اثر تجزیه پروتئین‌ها و آمینواسیدها ایجاد می‌شوند [۱۶]. در این تحقیق نیز با افزایش آمونیاک در رآکتور بی‌هوازی روبرو شدیم. این در حالی است که از حذف بیولوژیکی به‌عنوان بهترین روش برای حذف آمونیاک از فاضلاب نام برده شده است [۱۷]. مقدار آمونیاک در هاضم اول ۸/۷ تا ۳۱/۶ درصد و در هاضم دوم ۳/۲ تا ۱۳/۶ درصد افزایش یافت. این افزایش به این خاطر است که مقدار بسیاری از نیتروژن در بیوراکتورهای مواد زائد جامد به شکل آمونیاک می‌باشد که در اثر تجزیه پروتئین‌ها و آمینواسیدها ایجاد می‌شوند. لذا راکتور بی‌هوازی گزینه مناسبی برای حذف نیتروژن آمونیاکی شیرابه محل دفن زباله شیراز به حساب نمی‌آید.

۳-۷- بررسی تغییرات دما و pH در طول کارکرد سیستم بی‌هوازی

در حالت مزوفیلیک لازم است که دما در محدوده ۳۰ تا ۳۸ و یا ۳۰ تا ۴۰[۱۲ و ۱۳] درجه سلسیوس که برای رشد باکتری‌های متانزا مناسب است، نگه داشته شود. اگرچه باکتری‌ها در شرایط مزوفیلیک نسبت به تغییر پارامترهای محیطی چون دما مقاوم‌تر از حالت ترموفیلیک می‌باشند، تأثیر مستقیم کاهش دما بر کاهش راندمان تجزیه مواد آلی در مرحله متان‌سازی مشاهده شده است [۱۸]. در این تحقیق دما بین ۳۱ تا ۳۳ درجه سلسیوس (با مقدار میانگین ۳۱/۵ و انحراف معیار ۰/۶) متغیر بود که در محدوده مزوفیلیک قرار داشت. pH سیستم بی‌هوازی نیز یکی از عوامل مؤثر در عملکرد مناسب سیستم به شمار می‌رود. pH درون سیستم راکتورهای بی‌هوازی باید در محدوده ۶/۶ تا ۷/۸ باشد. اگر pH به کمتر از ۶/۲ برسد به‌علت پیدایش شرایط اسیدی، فعالیت باکتری‌های متانزا و اغلب باکتری‌های موجود در سیستم بی‌هوازی به‌دلیل شکل‌گیری ترکیبات آلی و غیر آلی خطرناک در شیرابه، مختل خواهد شد [۷ و ۱۳]. در تحقیقی دیگر محدوده بهینه ۶/۸ تا ۷/۴ و محدوده لازم ۶/۴ تا ۷/۸ ذکر شده است. مقادیر بالای pH به‌دلیل افزایش آمونیاک آزاد در سیستم باعث ایجاد سمیّت می‌شود [۱۲]. همچنین pHهای قلیایی بالاتر از ۸ علاوه بر کاهش راندمان سیستم‌های بی‌هوازی، باعث کشته شدن بعضی از انواع باکتری‌ها نیز خواهد گردید [۲ و ۱۳]. مقدار pH در هاضم‌های بی‌هوازی به دلیل وجود سیستم‌های بافری کربنات/ بیکربنات، اغلب در محدوده مناسب می‌باشد [۱۲]. در این تحقیق روند تغییرات pH در هر دو هاضم، یک روند افزایشی بود که دلیل آن فاز متانی و قلیایی راکتورها می‌باشد. طی اندازه‌گیری‌های انجام شده در تمام مدت کارکرد سیستم، مشاهده شد که pH درون راکتورهای بی‌هوازی در محدوده مناسب قرار داشت.

۴- نتیجه‌گیری

نتایج این تحقیق نشان داد که:

۱- مقدار COD شیرابه شیراز ۴۸۵۵۲ تا ۶۲۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر (با مقدار میانگین ۵۷۱۹۵ و انحراف معیار ۴۷۸۷) و مقدار BOD_5 آن ۴۱۹۰۰ تا ۵۶۹۰۰ میلی‌گرم در لیتر (با مقدار میانگین ۴۸۱۶۳ و انحراف معیار ۵۳۰۰) به‌دست آمد. دلیل مقادیر بالای COD و BOD_5 مشاهده شده محل دفن زباله شیراز، بالا بودن میزان پسماندهای مواد غذایی در زباله‌های شهری کشورهای در حال توسعه (۴۰ تا ۸۵ درصد) نسبت به کشورهای پیشرفته (حدود ۱۵درصد) و عمر کم (کمتر از ۱۰ سال) می‌باشد.

۲- درصد حذف COD با افزایش بارگذاری آلی افزایش یافته است. این روند افزایشی تا OLR برابر ۲/۲ گرم در لیتر در روز ادامه داشت. راندمان حذف COD سیستم در OLR برابر ۲/۲ گرم در لیتر در روز به بالاترین مقدار خود رسید. در این مرحله راندمان حذف در هاضم بی‌هوازی اول، هاضم بی‌هوازی دوم و کل سیستم به ترتیب ۸۰، ۶۸ و ۹۴درصد و به‌طور میانگین ۸۹ درصد به‌دست آمد و نشان می‌دهد که تصفیه شیرابه محل دفن زباله‌های شهری شیراز به روش بیولوژیکی امکان‌پذیر است.

۳- راکتورهای بی‌هوازی در حذف فلزات سنگین توانایی بالایی از خود نشان می‌دهند اگرچه درصد حذف فلزات سنگین با افزایش نرخ بارگذاری آلی روند منظمی را طی نکرده است.

۴- به‌طور متوسط در هاضم اول، ۶۳/۴۱ درصد و در هاضم دوم ۶۰/۲۹ درصد بیوگاز تولیدی را گاز متان تشکیل می‌دهد.

۵- قدردانی

این پژوهش با حمایتهای آزمایشگاهی سازمان تنظیف و بازیافت شهرداری شیراز انجام پذیرفت. نویسندگان این مقاله به این وسیله از این سازمان محترم به خاطر همکاری‌های ارزشمندشان تشکر و قدردانی می‌نمایند.

۶- مراجع

1- Marañón, E., Castrillón, L., Fernández, Y., and Fernández, E. (2006). "Anaerobic treatment of sludge from a nitrification landfill leachate plant." *Waste Management*, 26 (8), 869-874.

Archive of SID
www.SID.ir

2- Tchobangolous, G., and Burton, F. (2003). *Wastewater engineering treatment and reuse*, 4th Ed., McGraw-Hill Company's, Metcalf and Eddy International Edition Engineering Series, New York.

3- Agdag, O. N., and Sponza, D. T. (2005). "Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)/completely stirred tank reactor (CSTR) systems." *Process Biochemistry*, 40 (2), 895-902.

4- Kalyuzhnyi, S., Gladchenko, M., and Epov, A. (2003). "Combined anaerobic-aerobic treatment of landfill leachates under mesophilic, submesophilic and psychrophilic conditions." *Journal of Water Science and Technology*, 48 (6), 311-318.

5- Lin, C., Bian, F., and Chou, J. (1999). "Anaerobic co-digestion of septage and landfill leachate." *Bioresource Technology*, 68 (3), 275-282.

6- Stroot, P. G., McMahon, K. D., Mackie, R. I., and Raskin, L. (2001). "Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various conditions-I. Digester performance." *Water Research*, 35(7), 1804-1816.

7- Pohland, F. G., and Kim, J. C. (1999). "In situ anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors." *Water Sci. Tech*., 40(8), 203-210.

8- Nedwell, D. B., and Reynolds, P. J. (1996). "Treatment of landfill leachate by methanogenic and sulphate-reducing digestion." *Water Research*, 30(1), 21-28.

9- Britz, T. J., Venter, C. A., and Tracey, R. P. (1990). "Anaerobic treatment of municipal landfill leachate using an anaerobic hybrid digester." *Biological Wastes*, 32 (3), 181-191.

۱۰- منزوی، ح.، منجمی، پ.، و کریمی جشنی، ا. (۱۳۸۵)."بررسی تأثیر انتخابگرهای سه مرحله‌ای اناکسیک بر کاهش پدیده حجیم شدن لجن." م. *آب و فاضلاب*، ٦٢، ٣٥-٤٥.

11- American Public Health Association. (2005). *Standard method for examination of water and wastewater*, 21st Ed., APHA Inc.,Washington DC.

12- Grady, C. P. L., Daigger, G. T., and Lim, H. C. (1999). *Biological wastewater treatment*, Marcel Dekker, New York.

13- Qasim, S. R. (1999). *Wastewater treatment plants*, Technomic Publishing Company Inc., Pennsylvania.

١٤- فولادی فرد، ر.، عظیمی، ع.، و نبی بیدهندی، غ. (١٣٨٦). "بررسی جذب فلز کادمیم توسط پودر لجن دفعی فاضلاب شهری در راکتور ناپیوسته." م. *آب و فاضلاب*، ٦٧، ٢-٨.

15- Wang, Y., Odle, W. S., Eleazer, W. E. and Barlaz, M. A. (1997). "Methane potential of food waste and anaerobic toxicity of leachate produced during food waste decomposition." *Waste Management and Research*, 15 (2), 149-167.

16- Inanc, B., Calh, B. and Saatci, A. (2000). "Characterisation and anaerobic treatment of the sanitary landfill leachate in Istanbul." *Water Science and Technology*, 41 (3), 223-230.

١٧- بینا، ب.، موحدیان، ح.، و پورزمانی، ح. (١٣٨٣). "بررسی تأثیر نسبت COD/N ورودی بر سرعت نیتریفیکاسیون در تصفیه فاضلاب با استفاده از یک رآکتور پایلوت در مقیاس آزمایشگاهی." م. *آب و فاضلاب*، ٥٣، ٣٠-٣٦.

18- Nguyen, P. H. L., Kuruparan, P., and Visvanathan, C. (2007) "Anaerobic digestion of municipal solid waste as a treatment prior to landfill." *Bioresource Technology*, 98 (2), 380-387.

Archive of SID

www.SID.ir