

## مقایسه میان تصفیه پذیری بی هوازی شیرابه حاصل از محل دفن زباله شهری حاوی سوسترای کل و محلول

علیرضا شکوه<sup>۱</sup> (مسئول مکاتبات)

ادوین صفری<sup>۲</sup>

سید حسین هاشمی<sup>۳</sup>

تقی عبادی<sup>۴</sup>

تاریخ پذیرش: ۸۶/۹/۱۰

تاریخ دریافت: ۸۶/۷/۲۰

در این تحقیق، روی تصفیه پذیری بی هوازی شیرابه محل دفن زباله و کارخانه کمپوست شهر مشهد در راکتورهای ناپیوسته با اختلاط کامل در مقیاس آزمایشگاهی، مطالعه ای انجام گرفت. به این منظور ۴ راکتور ناپیوسته به صورت موازی با یکدیگر بهره برداری شد که راکتورهای شماره ۱ و ۳ به ترتیب حاوی شیرابه حاصل از محل دفن و کارخانه کمپوست با سوسترای کل و راکتورهای ۲ و ۴ به ترتیب حاوی شیرابه حاصل از محل دفن و کارخانه کمپوست با سوسترای محلول بود. تغییرات پارامترهای اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)، pH و مقدار بیوگاز تولید شده با زمان در دمای ۳۵ درجه سانتی گراد بررسی شد. pH اولیه در همه راکتورها به دلیل جوان بودن شیرابه ها پایین (بین ۵ تا ۵/۵) بود. در راکتورهای حاوی سوسترای کل، تغییرات چندانی در pH مشاهده نشد؛ اما در ۲ راکتور دیگر مقدار pH به حدود ۸/۳ رسید. غلظت COD اولیه در راکتورهای ۱ تا ۴ به ترتیب ۷۲۰۹۰، ۶۶۷۱۰، ۸۹۵۰۱ و ۷۷۷۶۰ میلی گرم بر لیتر اندازه گیری شد. به دلیل بالا بودن غلظت مواد معدنی و سمیت ناشی از آن ها، کاهش COD در راکتورهای ۱ و ۳ کند و درصد حذف COD به ترتیب ۳۳ و ۳۵٪ بود. همچنین میزان حذف COD در راکتورهای ۲ و ۴ به ترتیب ۹۶ و ۹۷٪ به دست آمد. این نتایج نشان می دهد که فرایندهای بی هوازی با نرخ بالا می تواند در تصفیه شیرابه جوان موثر باشد. مقدار بیوگاز تولید شده در راکتورهای ۱ تا ۴ به ترتیب ۲۵، ۸۶، ۲۱ و ۹۳ لیتر بود. همچنین نرخ بیشینه تولید بیوگاز در راکتورهای ۱ و ۳ ناچیز و در راکتورهای ۲ و ۴ به ترتیب

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی عمران- محیط زیست، دانشکده عمران و محیط زیست، دانشگاه صنعتی امیرکبیر

۲- استادیار گروه برنامه ریزی و مدیریت محیط زیست دانشکده محیط زیست دانشگاه تهران

۳- استادیار پژوهشکده علوم محیطی دانشگاه شهید بهشتی

۴- استادیار گروه مهندسی محیط زیست دانشکده عمران و محیط زیست دانشگاه صنعتی امیرکبیر

۰/۵ و ۰/۵۴ لیتر به ازای هر گرم COD حذف شده به دست آمد. در نهایت مدل ساده ای برای پیش بینی تولید بیوگاز بر اساس ضریب سینتیک در راکتورهای ناپیوسته ارائه شد.

**واژه های کلیدی:** شیرابه، تصفیه بی هوازی، راکتور ناپیوسته، بیوگاز

## مقدمه

یکی از گزینه های تصفیه شیرابه دفنگاه های شهری، تصفیه بیولوژیکی به وسیله فرآیندهای هوازی و یا بی هوازی است. با توجه به مزایای فرایندهای بی هوازی از جمله نیاز کم به انرژی الکتریکی، تولید کم لجن و قابلیت بار گذاری برای بارهای آلی بالا، در مورد شیرابه تصفیه بی هوازی مناسب تر به نظر می رسد. علاوه بر این، یکی از محصولات فرایند های بی هوازی بیوگاز (شامل متان و دی اکسید کربن) می باشد که به منظور تولید انرژی در قالب حرارت و یا الکتریسیته می تواند مورد استفاده قرار گیرد (۴، ۶ و ۷).

میزان تجزیه پذیری زیستی مواد آلی موجود در شیرابه از جمله عواملی است که بدون توجه به آن طراحی سیستم های متکی بر فرآیند بی هوازی ممکن است عملاً منجر به عدم تصفیه شیرابه در حد انتظار گردد. بنابراین هدف از این مطالعه، مقایسه بار آلی تجزیه پذیر شیرابه، در دوزیتهای حاوی COD کل و COD محلول، به روش بی هوازی است که بر اساس آن می توان محدوده استفاده از سیستم های بیولوژیکی بی هوازی را مشخص نمود. همچنین مقدار بیوگاز تولید شده در این مطالعه اندازه گیری شده است. این مطالعه با توجه به فقدان سابقه ای مشابه در ایران برای اولین بار و در حد آزمایشگاهی انجام شده است.

از جمله جوانب زیست محیطی دفع مواد زاید جامد شهری در محل های دفن زباله، تولید شیرابه است که منشاء آن عمدتاً مربوط به رطوبت مواد زاید دفنی و نفوذ مایعات خارجی ناشی از بارندگی به داخل محل دفن زباله، می باشد. شیرابه حاصل از محل های دفن زباله دارای ترکیب ناهمگنی بوده و بار آلودگی بسیار بالایی دارد. ترکیب و ویژگی های آن به عواملی مانند نوع مواد زاید، شرایط اقلیمی، محتوای مواد آلی زباله، ساختار هیدرولوژیکی محل دفن، شرایط بهره برداری و سن محل دفن بستگی دارد. انواع آلاینده های آلی و معدنی، فلزات سنگین و آلاینده های شیمیایی خطرناک نیز ممکن است در شیرابه محل های دفن زباله شهری وجود داشته باشد (۱ و ۲). کیفیت شیرابه از یک دوره تجزیه هوازی نسبتاً کوتاه مدت در ابتدا به یک دوره بلند مدت تجزیه بی هوازی که شامل دو مرحله اسید سازی و متان سازی است، تغییر می کند (۳). به عبارت دیگر با گذشت زمان از دفن زباله و افزایش سن محل دفن، کیفیت شیرابه رو به تثبیت پیش می رود. همه این عوامل تصفیه شیرابه را به مسئله ای نسبتاً پیچیده تبدیل می کند. هنگامی که فرآیندهای مختلف تصفیه مورد بررسی قرار می گیرد، باید این عوامل در نظر گرفته شود. در حال حاضر جمع آوری و تصفیه شیرابه یکی از موضوعات مهم در بهره برداری از محل های دفن زباله شهری است (۴ و ۵).

MLVSS: غلظت جامدات معلق فرار (mg/lit)	COD: اکسیژن خواهی شیمیایی (mg/lit)
MLFSS: غلظت جامدات معلق معدنی (mg/lit)	C <sub>0</sub> : غلظت اولیه COD
Y <sub>m</sub> : نرخ بیشینه تولید بیوگاز (lit/g)	C: غلظت COD در زمان t (mg/lit)
Y <sub>t</sub> : نرخ تولید بیوگاز در زمان t (lit/g)	pH: مقدار pH (بدون بعد)
	K: ضریب سینتیک واکنش درجه اول 1/day
	MLSS: غلظت جامدات معلق (mg/lit)

## مواد و روش ها

## محل دفن زباله شهر مشهد

بر اساس اطلاعات حاصل از سازمان بازیافت و تبدیل مواد شهرداری مشهد، محل دفن فعلی زباله شهری مشهد از سال ۱۳۵۴ به عنوان تنها محل دفن زباله‌های تولیدی در این شهر فعالیت خود را آغاز نموده است. در حال حاضر روزانه بیش از ۱۴۰۰ تن زباله در شهر مشهد تولید می‌شود که بخش قابل توجهی از آن به صورت نیمه بهداشتی در این محل دفن می‌گردد. محل دفن فعلی زباله‌های مشهد در جنوب شرقی شهر و فاصله ۵ کیلومتری جاده مشهد- نیشابور در زمینی به مساحت ۲۲۰ هکتار واقع شده است (۸).

## کیفیت شیرابه

منشأ اصلی شیرابه در محل های دفن زباله شهری در شهرهایی مانند مشهد که در منطقه ای خشک و نیمه خشک

قرار دارد، به دلیل کمبود بارش های جوی، رطوبت بالای بخش فساد پذیر زباله است که حدود ۷۰٪ وزن زباله را در بر می گیرد. به این دلیل و همچنین عدم مدیریت و بهره برداری صحیح محل های دفن زباله در ایران، بار آلی شیرابه در اکثر دفنگاه های زباله شهری ایران از جمله مشهد چند برابر بار آلی شیرابه در کشورهای اروپایی و امریکا است. لذا الگو برداری از مطالعات انجام شده در کشورهای دیگر امکان پذیر نمی باشد. علاوه بر شیرابه حاصل از محل دفن، مقداری شیرابه ناشی از فرایند تولید کمپوست در محل کارخانه کمپوست شهر مشهد تولید می شود که بار آلی آن چند برابر شیرابه محل دفن است. مشخصات شیرابه حاصل از محل دفن زباله و کارخانه کمپوست شهر مشهد در جدول ۱ نشان داده شده است. کلیه اندازه گیری ها بر اساس روش استاندارد مربوط انجام گرفته است (۹).

## جدول ۱- مشخصات شیرابه مورد آزمایش در مرحله دوم

MLFSS	MLVSS	MLSS	pH	COD	شیرابه حاصل از
۱۲۵۶۸	۵۵۵۶	۱۸۱۲۴	۵/۴۳	۷۲۰۹۰	محل دفن زباله
۱۱۰۶۸	۳۳۱۲	۱۴۳۸۰	۵/۰۶	۸۹۵۰۱	کارخانه کمپوست

\* همه واحدها به جز PH بر حسب میلی گرم بر لیتر می باشد.

## جدول ۲- مشخصات شیرابه فیلتر شده

pH	COD (محلول)	شیرابه فیلتر شده حاصل از
۵/۷۶	۶۶۷۱۰	محل دفن زباله
۵/۴۷	۷۷۷۶۰	کارخانه کمپوست

\* همه واحدها به جز PH بر حسب میلی گرم بر لیتر می باشد.

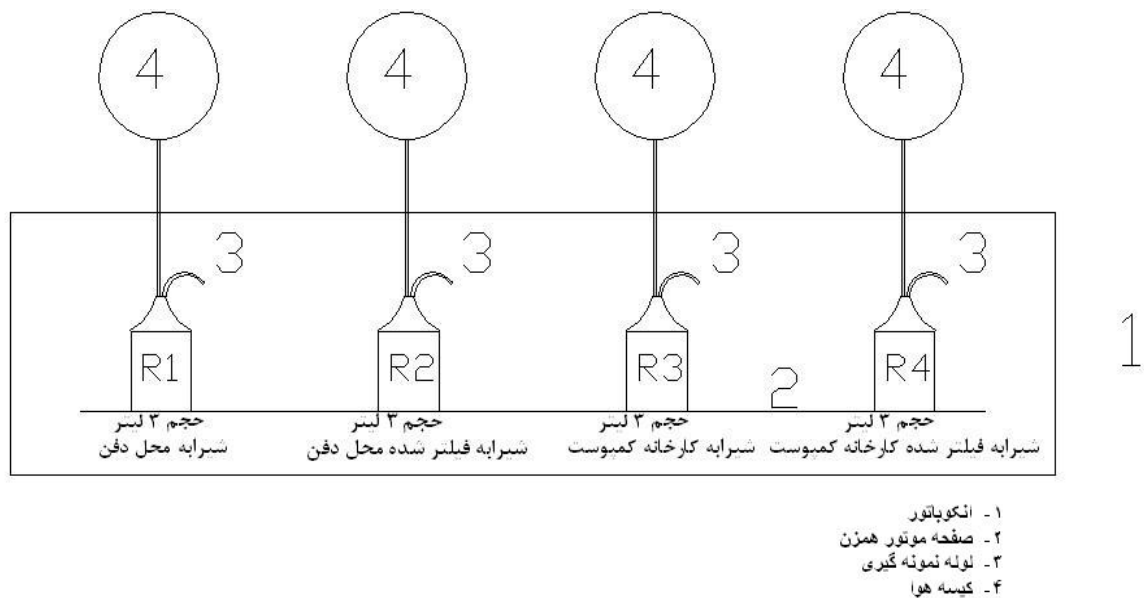
به منظور تعیین COD محلول شیرابه، باید نمونه ها را از فیلتر ۰/۴۵ میکرومتر عبور داد (۵). از این رو مقدار ۲/۵ لیتر شیرابه از هر کدام از نمونه های گرفته شده محل دفن و کارخانه کمپوست به طور مجزا از فیلتر ۰/۴۵ میکرو متر عبور داده شد. نتایج آن در جدول ۲ آمده است.

## مشخصات و بهره برداری از راکتورهای ناپیوسته

در این آزمایش ۴ راکتور هر یک به حجم ۳ لیتر تحت شرایط کاملا بی هوایی به صورت موازی استفاده شد. هر یک از

یک لوله لاستیکی به یک کیسه هوای ۱۰ لیتری منتقل و در آن جمع می‌شد. کیسه‌های هوا بعد از پرشدن، تخلیه و مجدداً به لوله لاستیکی وصل می‌گردید. شمای عمومی آزمایش در شکل ۱ نشان داده شده است.

راکتورها مجهز به دو منفذ کنترل شده برای نمونه‌گیری و جمع‌آوری بیوگاز حاصل از هضم بی‌هوازی بود. در انتهای لوله مربوط به نمونه‌گیری، یک شیر هوا جهت جلوگیری از ورود و خروج هوا به راکتور تعبیه گردید. بیوگاز تولید شده، از طریق



شکل ۱- شمای عمومی راکتورهای مورد آزمایش

در اینجا مدل ساده‌ای بر اساس نرخ تجزیه واکنش (K) برای پیش‌بینی تولید بیوگاز در راکتورهای با جریان پیوسته و ناپیوسته ارائه می‌شود.

همان‌طور که ملاحظه شد می‌توان بیشینه نرخ تولید بیوگاز را توسط آزمایش‌های ساده Batch به دست آورد و با استفاده از آن در معادلات ساده‌ای ارائه شده در زیر نرخ تولید بیوگاز در زمان  $t$  ( $Y_t$ ) را پیش‌بینی کرد.

با فرض این که نرخ واکنش درجه اول است، برای راکتورهای Batch داریم (۱۲):

$$C = C_0(e^{-Kt}) \quad \text{رابطه (۱)}$$

نمودار ۱ رابطه میان غلظت سوبسترا و نرخ تولید بیوگاز در زمان  $t$  را نشان می‌دهد. بر این اساس رابطه میان سوبسترای حذف شده و بیوگاز تولید شده را می‌توان به صورت زیر نوشت:

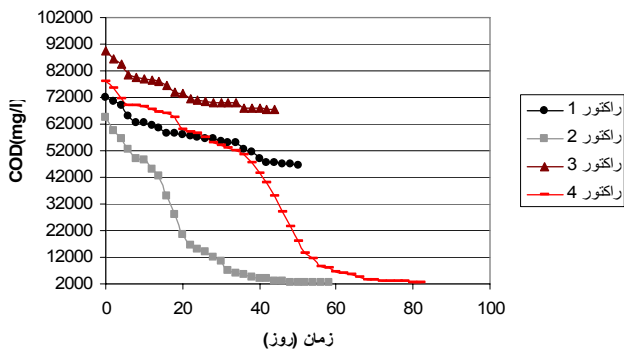
برای راه‌اندازی سیستم، حدود ۳۵۰ میلی‌لیتر لجن راکتور UASB تصفیه‌خانه فاضلاب کارخانه شیر پاستوریزه پگاه تهران به عنوان seed به راکتورها افزوده شد. راکتورها در انکوباتور در دمای ثابت  $35^\circ\text{C}$  روی یک موتور هم‌زن قرار گرفته بودند که هر ۲ ساعت به مدت ۱۵ دقیقه با سرعت  $250\text{ rpm}$  حرکت می‌کرد.

ورودی به راکتورهای ۱ و ۳ به ترتیب ۲/۵ لیتر شیرابه حاصل از محل دفن و کارخانه کمپوست و ورودی به راکتورهای ۲ و ۴ به ترتیب ۲/۵ لیتر شیرابه فیلتر شده (COD محلول) محل دفن و کارخانه کمپوست بود.

متذکر می‌شود به دلیل کند بودن واکنش‌های بیولوژیکی در راکتورهای ۱، ۳ و ۴ در روز سی و دوم مقدار ۲۰۰ میلی‌لیتر لجن مجدداً به این راکتورها تزریق شد.

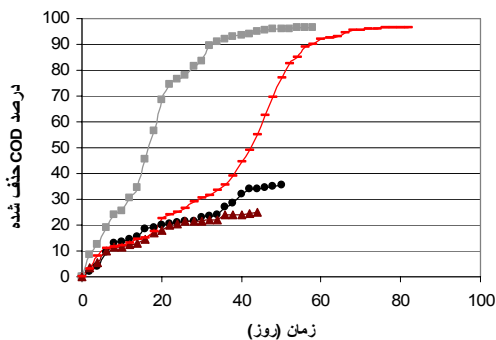
مدل تولید بیوگاز بر اساس سینتیک واکنش

۳۵ و ۳۳٪ می باشد. حذف COD در این ۲ راکتور پس از حدود ۴۵ روز متوقف شد. میزان COD محلول قابل تجزیه بیولوژیکی شیرابه محل دفن (راکتور ۲) ۹۶٪ بود که مقدار حذف تا روز بیستم ۷۰٪ و تا روز سی و دوم ۹۰٪ به دست آمد. پس از روز سی و دوم روند کاهش COD کند شده و در نهایت در روز پنجاه و چهارم متوقف شد. میزان COD محلول قابل تجزیه بیولوژیکی شیرابه کارخانه کمپوست (راکتور ۴) حدود ۹۷٪ می باشد. روند کاهش COD در ابتدا کند بود به طوری که در ۳۲ روز اول بازدهی حذف COD حدود ۳۲٪ بود. پس از اضافه کردن مجدد لجن در روز سی و دوم روند کاهش COD تسریع شد به طوری که ۳۰ روز پس از اضافه کردن مجدد لجن، کارایی حذف COD به ۹۲٪ رسید.



نمودار ۳- تغییرات غلظت COD در راکتورهای

بی هوای مورد آزمایش

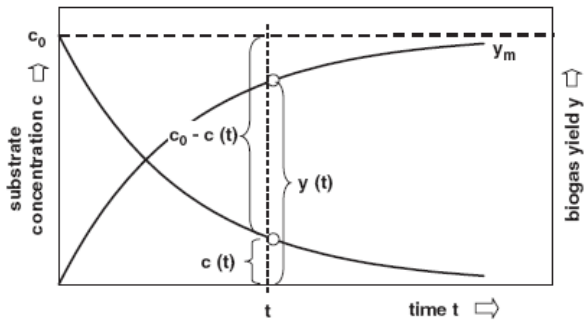


نمودار ۴- درصد COD حذف شده در مقابل زمان

مقدار بیوگاز تولید شده در راکتورهای ۱ تا ۴ به ترتیب ۲۵، ۸۶، ۲۱ و ۹۳ لیتر است.

بحث و نتیجه گیری

$$\text{رابطه (۲)} \quad C_0 - C / C_0 = Y_t / y_m$$



نمودار ۱- همبستگی میان تغییرات نرخ تولید بیوگاز و غلظت سوبسترا (۱۳)

اگر دو طرف معادله را از  $C_0$  کنیم، خواهیم داشت:

$$C - C_0 = C_0(e^{-Kt} - 1) \quad \text{رابطه (۳)}$$

در نتیجه:

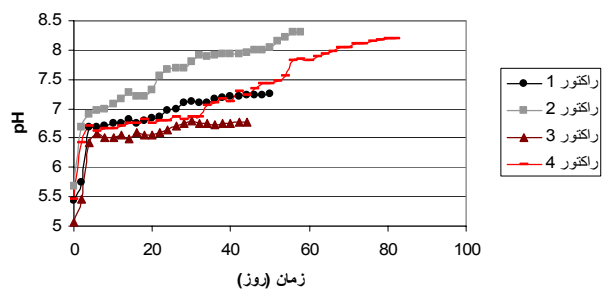
$$C_0 - C / C_0 = 1 - e^{-Kt} \quad \text{رابطه (۴)}$$

با ترکیب دو معادله بالا داریم:

$$Y_t = y_m(1 - e^{-Kt}) \quad \text{رابطه (۵)}$$

نتایج

تغییرات pH برای هر ۴ راکتور در نمودار ۲ نشان داده شده است. مقدار pH در راکتور ۱ از ۵/۴۳ به ۷/۲۵ و در راکتور شماره ۳ از ۵/۰۶ به ۶/۷۸ و pH شیرابه در راکتور ۲ از ۵/۶۷ به ۸/۳ و در راکتور ۴ از حدود ۵/۵ به ۸/۲ رسیده است.



نمودار ۲- تغییرات pH در راکتورهای بی هوای

مورد آزمایش

تغییرات COD برای هر ۴ راکتور در نمودارهای ۳ و ۴ نشان داده شده است. چنان که در نمودار ۳ مشاهده می شود، میزان COD حذف شده در راکتورهای ۱ و ۳ بسیار کم و به ترتیب

نکته دیگری که باید در انتخاب سیستم تصفیه به آن توجه نمود مقدار COD محلول غیر قابل تجزیه به روش بی هوازی است که غلظت آن در راکتورهای ۲ و ۴ به ترتیب ۲۴۰۰ و ۲۷۰۰ میلی گرم بر لیتر است. بنابر تجارب مشابه در سایر کشورها، دستیابی به غلظت های کمتر از مواردی که در نمودار ۲ مشاهده می شود حتی با افزایش زمان ماند عملاً امکانپذیر نمی باشد. از جمله دلایل اصلی این مسئله وجود موادی با طبیعت هوموس مانند و غلظت های بالایی از کلراید می باشد (۹). هر دو این موارد در مورد شیرابه مورد آزمایش مربوط به محل دفن زباله و کارخانه کمپوست مشهد صادق است (۸). از سویی عامل مهم دیگری که چه بسا در آزمایش انجام گرفته از اهمیت فوق العاده ای برخوردار می باشد وجود غلظت نسبتاً بالایی از نیترژن آمونیاکی است که در مراحل پایانی آزمایش باعث ممانعت از ادامه واکنش تجزیه مواد آلی در شرایط بی هوازی می شود. آمونیاک در روند فرآیند تجزیه بی هوازی مواد آلی دچار تغییر نشده و با کاهش غلظت مواد آلی که در قالب کاهش غلظت COD نشان داده می شود، باعث کند شدن و یا ممانعت از ادامه واکنش می شود (۱۱).

### پتانسیل تولید بیوگاز

همان طور که گفته شد، مقدار بیوگاز تولید شده در راکتورهای ۱ تا ۴ به ترتیب ۲۵، ۸۶، ۲۱ و ۹۳ لیتر است با فرض این که ۶۰٪ بیوگاز تولید شده متان باشد، در راکتورهای ۱ تا ۴ به ترتیب ۱۵، ۵۱/۶، ۱۲/۶ و ۵۵/۸ لیتر متان تولید شده است (۱۲).

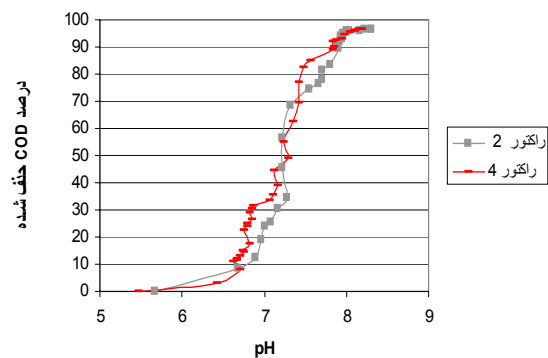
با توجه به متوقف شدن تجزیه بیولوژیکی در راکتورهای ۱ و ۳ در باره تولید گاز در این راکتورها نمی توان قضاوت کرد. اما بیشینه نرخ تولید بیوگاز  $Y_m$  در راکتورهای ۲ و ۴ به ترتیب ۰/۵۵ و ۰/۵۰ لیتر به ازای هر گرم COD حذف شده به دست آمد.

با توجه به رابطه ۱ مقدار  $K$  به دست آمده برای راکتورهای ۲ و ۴ به ترتیب ۰/۰۶۸ و ۰/۰۴۹ لیتر بر روز است. با ضرب کردن  $Y_t$  در مقدار COD حذف شده تا زمان  $t$ ، مقدار

به دلیل جوان بودن شیرابه های نمونه گیری شده، pH ورودی به راکتور ۳ پایین تر از دامنه قابل قبول (۸/۵ - ۵/۵) در واکنش های تجزیه بیولوژیکی و در ۳ راکتور دیگر میزان pH ورودی در محدوده پایینی دامنه قابل قبول بود.

احتمالاً از جمله دلایل متوقف شدن واکنش های بیولوژیکی (کاهش COD) در راکتورهای ۱ و ۳ غلظت بسیار زیاد مواد معدنی (MLFSS) می باشد. مواد معدنی می توانند برای میکروارگانیسم ها ایجاد سمیت کرده و از ادامه فعالیت آن ها جلوگیری کنند.

در مورد راکتور ۲، از جمله دلایل کند بودن نرخ تجزیه در روزهای اول را می توان pH پایین شیرابه دانست. همان طور که در نمودار ۵ دیده می شود در راکتور ۲ بیشترین بازدهی حذف COD در pH بین ۷ تا ۸ (روزهای هشتم تا سی و دوم) اتفاق می افتد. دلایل کند بودن روند کاهش COD در راکتور ۴، غلظت پایین میکروارگانیسم ها (لجن تلقیح شده) در مقابل غلظت بالای سوبسترا و همچنین pH کم شیرابه می باشد. به طوری که پس از تزریق مجدد لجن روند کاهش COD تسریع شد. در راکتور ۴ نیز بیشترین بازدهی حذف در pH بین ۷ تا ۸ (بین روزهای سی و دوم تا شصت و دوم) حاصل شده است (نمودار ۵).



### نمودار ۵- درصد COD حذف شده در مقابل تغییرات pH

درصد بالای COD محلول قابل تجزیه بیولوژیکی در شیرابه حاصل از محل دفن و کارخانه کمپوست نشان می دهد که بخش زیادی از بار آلی شیرابه به راحتی توسط راکتورهای بی هوازی با نرخ بالا قابل حذف است.

فیلترهای بی هوازی و یا راکتور بستر لجن با جریان رو به بالا (UASB) استفاده نمود (۶ و ۱۴).

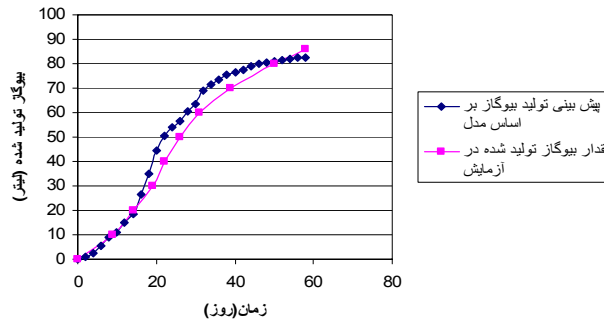
از این رو برای انتخاب سیستم تصفیه مناسب، قبل از تصفیه بیولوژیکی، پیش تصفیه فیزیکی شیمیایی برای حذف مواد معلق پیشنهاد می شود. همچنین با توجه به این که بیشترین بازدهی حذف COD در pH بین ۷ تا ۸ حاصل شد، لذا تعدیل pH نیز قبل از تصفیه بیولوژیکی می تواند در بازدهی افزایش کارایی فرایند موثر باشد.

میزان بیوگاز تولید شده در راکتورهای ۲ و ۴ قابل توجه بود. بیشینه نرخ تولید بیوگاز می تواند توسط آزمایش های ساده Batch تعیین شود. بر این اساس مدل ساده ای برای پیش بینی تولید بیوگاز در راکتورهای Batch ارائه شد. نمودار بیوگاز تولید شده بر اساس مدل با نمودار حاصل از آزمایش های بسیار نزدیک به یکدیگر بود که نشان می دهد نرخ تجزیه واکنش ها (K)، درجه اول بوده است.

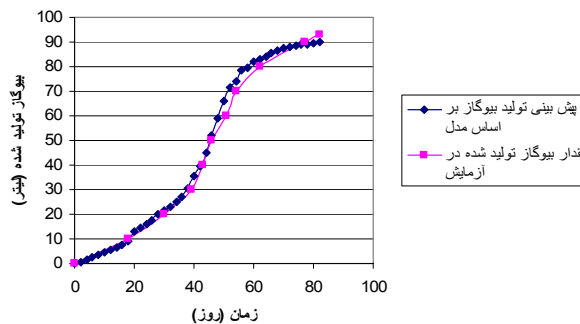
#### منابع

1. Andreottola, G., Cannas, P. (1992). Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate. In: Christensen, H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), *Landfilling of Waste: Leachate* (65-88).
2. Demir, A., Bilgili, M., Ozkaya. B. (2004). Effect of leachate recirculation on refuse decomposition rates at landfill site: a case study, *Int. J. Environ. Pollut.* 21: 175-187.
3. Lema, J., Mendez, R., Balazquez, R. (1988). Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review, *Water Air Soil Pollution.* 40: 223-250.
4. Forgie, D. (1988). Selection of the most appropriate leachate treatment methods. A decision model for the treatment train selection. *WaterPollut. Res. J.* 23: 341-355.

بیوگاز تولید شده را می توان پیش بینی کرد. چنان که در نمودارهای ۶ و ۷ مشاهده می شود میزان بیوگاز تولید شده در آزمایش و بیوگاز پیش بینی شده در مدل تقریباً مطابق یکدیگر هستند.



نمودار ۶- مقایسه مقدار بیوگاز تولید شده در طول آزمایش و مدل در راکتور ۲



نمودار ۷- مقایسه مقدار بیوگاز تولید شده در طول آزمایش و مدل در راکتور

#### نتیجه گیری نهایی

همان طور که مشاهده شد واکنش های بیولوژیکی در راکتورهای حاوی شیرابه های فیلتر نشده متوقف شد. نتایج نشان می دهد که بخش COD محلول قابل تجزیه بیولوژیکی در شیرابه حاصل از محل دفن و کارخانه کمپوست به ترتیب ۹۶ و ۹۷٪ می باشد. این نکته نشان می دهد که در صورت حذف ممانعت کننده های واکنش بیولوژیکی، مقدار مشخصی از بار آلودگی شیرابه به آسانی توسط روش بی هوازی قابل تجزیه می باشد، به طوری که برای دستیابی به بازده حذف بالاتر می توان در عمل از سیستم های بی هوازی با بازده بالا نظیر

10. Yue Lin, C., Yi Bian, F., Chou.J. (1999). Anaerobic co-digestion of septage and landfill leachate. *Bioresource Technology*. 68: 275-282.
  11. Li, Z., Zhao L. (1998). Inhibition of microbial activity of activated sludge by high strength of ammonia-nitrogen in leachate. *Presented in 19th IAWQ Biennial International Conference and Inhibition*, Vancouver (Canada).
  12. Metcalf and Eddy, Inc., Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse, 4rd ed., McGraw-Hill, New York, 2006.
  13. Linke, B. (2006). Kinetic study of thermophilic anaerobic digestion of solid wastes from potato processing. *Biomass and Bioenergy*. 72: 261-265.
  14. Nuri, O., Sponza, D. (2004). 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: 895-902.
  5. Ozkya, b., Demir, A., Sinan, M. (2006) . Soluble substrate concentration in leachate from field scale MSW test cells. *Hazardous Materials*.
  6. Gulsen, H., Turan, M. (2004). Anaerobic Treatability of Sanitary landfill Leachate in a Fluidized Bed Reactor. *Turkish J. Eng. Env. Sci.* 28: 297-305.
  7. Kansal, A., Rajeshwari, V., Balakrishnan, M., Lata,K., Kishore, N. (2003). Anaerobic digestion technologies for energy recovery from industrial wastewater - a study in Indian context. *TERI Information Monitor on Environmental Science*. 3(2): 67-75.
۸. صفری، ا. بررسی روش های دفع و امحای شیرابه شهر مشهد، سازمان بازیافت و تبدیل مواد زاید شهری، مشهد، ایران
9. APHA, AWWA, WEF. (1992). Standards for examination of water and wastewater, 19th Ed. *American public health association*, Washington DC, USA.