



## ارزیابی کارایی هضم هوازی لجن فعال مازاد در راکتورهای ناپیوسته و نیمه پیوسته

پریسا بهلولی<sup>۱</sup>، امیر تائبی<sup>۲</sup>

دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه صنعتی اصفهان

pbohlooli@yahoo.com

### خلاصه

به دلیل مزایای هضم هوازی نسبت به هضم بی‌هوازی برای تثبیت بیولوژیکی لجن، این تحقیق برای ارزیابی کارایی هاضم‌های هوازی در فرآوری نمونه‌ای از لجن فعال مازاد فاضلاب شهری در مقیاس آزمایشگاهی انجام شد. همچنین مدلی که آهنگ کاهش جامدات فرار تجزیه‌پذیر در هضم هوازی را به صورت یک تابع مرتبه اول نسبت به غلظت جامدات فرار تجزیه‌پذیر بیان می‌کند، مورد ارزیابی قرار گرفت. سه راکتور ناپیوسته ۱۰ لیتری با غلظت جامدات اولیه ۵۰۰۰، ۱۰۰۰۰ و ۲۰۰۰۰ mg/l به مدت ۷۰ روز و سه راکتور ۵ لیتری نیمه‌پیوسته با زمان‌های ماند ۵، ۱۰ و ۲۰ روز به مدت ۶۰ روز راهبری شدند. غلظت جامدات فرار در راکتورهای ناپیوسته، حداکثر پس از ۹ روز به میزان مجاز کاهش یافت، اما در راکتورهای نیمه‌پیوسته، زمان‌های ماند ۵ و ۱۰ روز برای تثبیت لجن با غلظت جامدات معلق ورودی ۵۰۰۰ mg/l کافی نبود. در راکتورهای ناپیوسته رابطه معکوس بین ثابت آهنگ واکنش مرتبه اول و غلظت جامدات معلق اولیه بدست آمد. در راکتورهای نیمه پیوسته ثابت آهنگ واکنش با افزایش زمان ماند کاهش یافت.

کلمات کلیدی: تصفیه بیولوژیکی، لجن فعال مازاد، هضم هوازی، لجن فاضلاب شهری

### مقدمه

در تصفیه خانه فاضلاب، لجن به مواد جامد، نیمه جامد و مایعی گفته می‌شود که در مراحل تصفیه اولیه و ثانویه از فاضلاب جدا می‌شود و حاوی مواد آلی و پاتوژن‌هاست که برای به حداقل رساندن هزینه‌ها و مشکلات زیست محیطی مربوط به دفع آن در محیط زیست، باید به واحدهای فرآوری لجن منتقل شود. فرآوری لجن شامل مراحل مختلف تغلیظ، تثبیت، آماده سازی و آبیگری است. مرحله تثبیت به منظور کاهش مواد آلی و پاتوژن‌ها و کاهش جذب جانوران و حشرات ناقل بیماری است و می‌تواند به دو روش بیولوژیکی و شیمیایی انجام شود. تثبیت بیولوژیکی متداول تر است و عمدتاً به دو طریق هضم هوازی و هضم بی‌هوازی انجام می‌شود. به دلیل مشکلات فراوان بهره‌برداری از مخازن هاضم بی‌هوازی و مزایای هضم هوازی، امروزه هضم هوازی، به‌خصوص در تصفیه‌خانه‌های کوچک مورد توجه قرار گرفته است [۱].

هضم هوازی در واقع ادامه فرایند لجن فعال است. در متابولیسم میکروبی هوازی با رشد معلق، میکروارگانیسم‌ها بخشی از مواد آلی محیط آبی را، با اکسیداسیون، به انرژی و مواد معدنی پایدار تبدیل می‌کنند و از انرژی آزاد شده برای سنتز بخش دیگری از مواد آلی به زیست جرم جدید استفاده می‌کنند. با کم شدن میزان ماده آلی محیط آبی، میکروارگانیسم‌ها به منظور تأمین انرژی مورد نیاز خود برای بقای سلولی، وارد فاز خودسوزی می‌شوند و از پروتوپلاسم خود و یکدیگر تغذیه می‌کنند. بدین ترتیب به‌طور پیوسته غلظت زیست جرم کاهش می‌یابد و در انتها مواد باقیمانده در سطح پایینی از انرژی قرار خواهند گرفت که از نظر بیولوژیکی پایدار و مناسب برای دفع در طبیعت محسوب می‌شوند [۲]. از آنجا که تعیین زیست جرم فعال یا جامدات تجزیه پذیر به طور مستقیم مشکل است، به طور معمول از جامدات معلق فرار، VSS، برای توضیح عملکرد هاضم‌های هوازی استفاده می‌شود. در بخش ۵۰۳ از مقررات زیست محیطی سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده، برای استفاده از لجن در اراضی، لجن دفعی باید از نظر شاخصهای میکروبی یا انگلی، در یکی از کلاس‌های تعریف شده A یا B قرار گیرد. برای تأمین نیازهای کاهش پاتوژن کلاس B، که به موجب آن لجن بتواند برای اصلاح خاک‌های نامرغوب و یا دفع در اراضی جنگلی مورد استفاده قرار گیرد، یکی از شرایط بیان می‌کند که در هضم هوازی، زمان ماند جامدات باید حداقل ۴۰ روز در دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد و یا ۶۰ روز در دمای ۱۵ درجه سانتی‌گراد باشد. همچنین برای دستیابی به اهداف کاهش جذب ناقلین به

<sup>۱</sup> دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی محیط زیست

<sup>۲</sup> استاد



لجن تثبیت شده و جلوگیری از انتشار عوامل بیماری‌زا، حداقل کاهش ۳۸ درصدی در جامدات فرار در طول هضم جامدات بیولوژیکی و یا سرعت جذب اکسیژن ویژه کمتر از  $1/5 \text{ mgO}_2/\text{h.gTS}$  در دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد لازم است [۳]. همان‌طور که بیان شد، اغلب هاضم‌های هوازی بر اساس کاهش جامدات معلق فرار طراحی می‌شوند. در این تحقیق از یک مدل ریاضی برای بررسی چگونگی توصیف فرایند هضم هوازی توسط آن، استفاده شده است. در مدل Adams et al. (1974)، کاهش جامدات معلق فرار تجزیه‌پذیر در طی متابولیسم خودسوزی از یک رابطه مرتبه اول نسبت به جامدات معلق فرار تجزیه‌پذیر پیروی می‌کند:

$$r_{XVd} = -k_e X_{Vd} \quad (1)$$

که در آن،  $r_{XVd}$  آهنگ کاهش جامدات معلق فرار تجزیه‌پذیر،  $X_{Vd}$  غلظت جامدات معلق فرار تجزیه‌پذیر و  $k_e$  ثابت آهنگ واکنش است. جامدات معلق فرار،  $X_V$ ، از دو بخش تجزیه‌پذیر،  $X_{Vd}$ ، و تجزیه‌ناپذیر،  $X_n$ ، تشکیل شده است:

$$X_V = X_{Vd} + X_n \quad (2)$$

این مدل فرض می‌کند که جامدات معلق فرار تجزیه‌ناپذیر در طی فرایند هضم ثابت باشد. با در نظر گرفتن رابطه (۲) و انتگرال‌گیری از رابطه (۱)، برای یک راکتور ناپیوسته، خواهیم داشت:

$$\ln \frac{X_V - X_n}{X_{V0} - X_n} = -k_e t \quad (3)$$

که در آن،  $X_{V0}$  غلظت جامدات معلق فرار اولیه و  $t$  زمان است.

نوشتن معادله موازنه جرم پیرامون یک راکتور نیمه‌پیوسته منجر به معادله زیر می‌گردد:

$$k_e = \frac{X_{Vi} - X_{Ve}}{t_d (X_{Ve} - X_n)} \quad (4)$$

که در آن،  $X_{Vi}$  غلظت جامدات معلق فرار ورودی،  $X_{Ve}$  غلظت جامدات معلق فرار خروجی و  $t_d$  زمان ماند جامدات است [۴]. در حال حاضر در تصفیه‌خانه فاضلاب شاهین شهر، واقع در ۲۰ کیلومتری شمال شهر اصفهان، از مخازن هاضم بی‌هوازی برای مخلوط لجن فعال مازاد لجن اولیه استفاده می‌شود، که ایجاد بوی بد و مشکلات بهره‌برداری را به همراه دارد. در این تحقیق، کارایی هضم هوازی در تثبیت لجن فعال مازاد تغلیظ شده آن تصفیه‌خانه، در مقیاس آزمایشگاهی، ارزیابی شده است. علاوه بر آن، ثابت آهنگ کاهش جامدات معلق فرار تجزیه‌پذیر بر اساس مدل Adams et al. (1974) برای راکتورهای مورد آزمایش، تخمین زده شده است.

## مواد و روشها

در این مطالعه، از سه راکتور ناپیوسته با غلظت جامدات معلق اولیه مختلف و سه راکتور نیمه‌پیوسته با زمان‌های ماند متفاوت، برای تثبیت هوازی لجن فاضلاب شهری استفاده شده است. راکتورها به شکل استوانه، به قطر ۲۰ سانتیمتر از جنس پلکسی گلاس ساخته شدند. به منظور ثابت نگه داشتن دمای محتویات راکتورها، از دو استخر آب شیشه‌ای استفاده گردید که در هر کدام یک گرمکن برای ایجاد دمای مورد نظر و یک پمپ برای چرخاندن آب در استخر و یکنواخت نگه داشتن دما در تمامی نقاط آن، تعبیه شده بود و راکتورها در درون آنها قرار داده شدند. لجن فعال مورد نیاز از حوض تغلیظ تصفیه‌خانه فاضلاب شاهین شهر تهیه شد و برای دستیابی به غلظت‌های مختلف جامدات معلق، با استفاده از پساب حوض تغلیظ، رقیق گردید. راکتورهای ناپیوسته با نامهای B5، B10 و B20، به ترتیب هر کدام با ۱۰ لیتر لجن تهیه شده با غلظت جامدات معلق تقریبی ۵۰۰۰، ۱۰۰۰۰ و  $20000 \text{ mg/l}$  بارگذاری شدند و محتویات آنها به مدت ۷۰ روز هوادهی گردید.

برای بارگذاری اولیه راکتورهای نیمه‌پیوسته به حجم ۵ لیتر، در ابتدا لجن حاوی ۵۰۰۰ میلی گرم جامدات معلق در لیتر استفاده شد و برای بهره برداری از آن به صورت نیمه‌پیوسته، هر روز مقدار معینی لجن از آنها برداشت و به همان میزان لجن تثبیت نشده به آنها اضافه می‌شد. میزان برداشت و تغذیه روزانه بر اساس زمان ماند راکتورها تعیین می‌شد. به این صورت که راکتورهای SC5، SC10 و SC20 که به ترتیب زمان ماند ۵، ۱۰ و ۲۰ روز برایشان در نظر گرفته شده بود، یکبار در روز به ترتیب به میزان ۱۰۰۰، ۵۰۰ و ۲۵۰ میلی لیتر لجن حاوی ۵۰۰۰ میلی گرم در لیتر جامدات معلق، تغذیه می‌شدند و این کار به مدت ۶۰ روز تکرار شد. لجن مورد نیاز برای تغذیه روزانه، هر شش روز یکبار از تصفیه‌خانه به آزمایشگاه حمل، و پس از ساخت غلظت موردنظر، در ظروف استیل در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری می‌شد. هر روز مقدار لازم برای تغذیه از یخچال خارج و تا رسیدن به دمای محتویات راکتورها در ظرفی جداگانه در داخل استخر هوادهی می‌شد. سپس در صورت لزوم از آن نمونه‌گیری به عمل می‌آمد و بر اساس زمان ماند راکتورها، به هر راکتور اضافه می‌شد.

هوادهی هر راکتور از طریق سنگهای هوادهی حلقه‌ای مخصوص آکواریوم، که در کف راکتورها نصب شده بود، به کمک دو دستگاه پمپ هوا، به طور پیوسته به مدت ۷۰ روز برای راکتورهای ناپیوسته و ۶۰ روز برای راکتورهای نیمه‌پیوسته انجام شد، به طوری که هیچ‌گاه اکسیژن محلول لجن از  $2 \text{ mg/l}$  کمتر نشد. هر روز همزمان با جبران افت ناشی از تبخیر با آب مقطر، جامدات چسبیده به دیواره داخلی راکتورها نیز دوباره به داخل راکتور برگردانده می‌شد. بر روی محتویات راکتورهای ناپیوسته، در ابتدا یک روز در میان و به تدریج با افزایش زمانهای نمونه‌گیری، هفته ای یکبار، و در مورد راکتورهای نیمه‌پیوسته، دو تا سه بار در هفته آزمایش‌های اندازه‌گیری جامدات کل (TS)، جامدات محلول کل (TDS)، جامدات معلق کل (TSS)، جامدات



معلق فرار (VSS)، اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)، اکسیژن خواهی شیمیایی محلول (SCOD)، سرعت جذب اکسیژن ویژه (SOUR)، بر اساس دستورالعملهای کتاب روشهای استاندارد برای آزمایشات آب و فاضلاب انجام گرفت [۵]. دما و pH هر روز اندازه گیری می شد و برای کنترل pH در محدوده ۶/۵ تا ۷/۵ از محلول NaOH نیم مولار استفاده گردید.

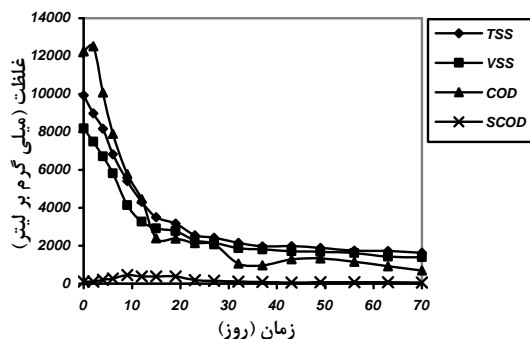
## نتایج

دمای تمامی راکتورها  $23 \pm 1/4^{\circ}\text{C}$  و pH در محدوده ۶/۳-۷/۸ ثبت شده است. جدول ۱ برخی پارامترهای اندازه گیری شده در راکتورهای ناپیوسته را ارائه می دهد.

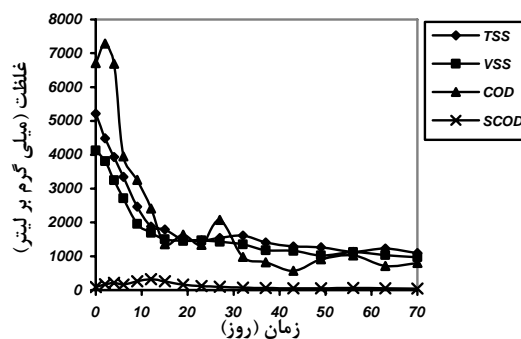
جدول ۱: پارامترهای اندازه گیری شده در راکتورهای ناپیوسته

نام راکتور	TSS (میلی گرم بر لیتر)			VSS (میلی گرم بر لیتر)			COD (میلی گرم بر لیتر)			SCOD (میلی گرم بر لیتر)	
	اولیه	نهایی	% کاهش	اولیه	نهایی	% کاهش	اولیه	نهایی	% کاهش	اولیه	نهایی
B5	۵۳۱۷	۱۰۹۳	۷۹/۱	۴۱۳۷	۹۶۸	۷۶/۵	۶۷۱۰	۸۰۳	۸۸	۹۳	۴۸
B10	۹۹۳۹	۱۶۳۷	۸۳/۵	۸۱۹۶	۱۳۹۰	۸۳	۱۳۲۵۸	۶۹۵	۹۷	۱۱۶	۶۹
B20	۲۰۸۵۰	۱۸۹۱	۹۰/۹	۱۸۰۴۱	۱۵۷۹	۹۱/۳	۳۵۸۰۶	۶۷۴	۹۳	۱۹۶	۱۱۹

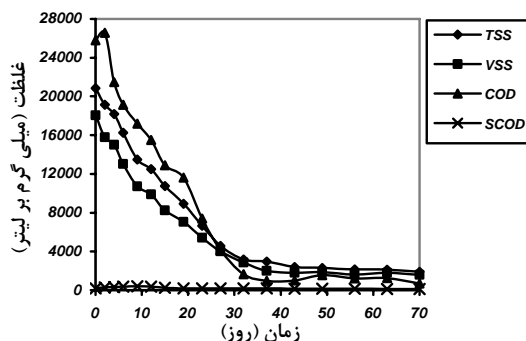
شکل ۱ نتایج مربوط به پارامترهای اندازه گیری شده در طی هضم، در راکتورهای ناپیوسته را نشان می دهد. در زمانهای اولیه شیب زیاد منحنی ها کاهش سریع پارامترها با زمان را نشان می دهد، سپس با تثبیت بیشتر لجن، پارامترها با زمان تغییر چندانی نکرده و منحنی ها موازی محور زمان شده اند.



(ب)



(الف)



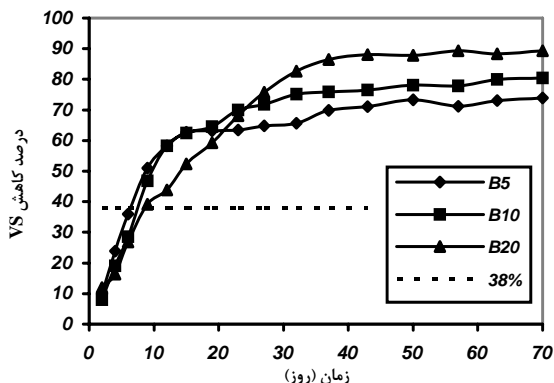
(ج)

شکل ۱: تغییر پارامترهای کیفیت لجن در راکتورهای ناپیوسته در طول زمان: (الف) راکتور B5، (ب) راکتور B10، (ج) راکتور B20

شکل ۲ درصد کاهش جامدات فرار در راکتورهای ناپیوسته را در مقابل زمان نشان می دهد. ملاحظه می شود که کاهش ۳۸ درصدی مورد نظر قوانین حفاظت محیط زیست به ترتیب در ۷، ۸ و ۹ روز پس از هوادهی راکتورهای ناپیوسته B5، B10 و B20 حاصل شده است. همان طور که در نمودار



مشخص است برای یک زمان هوادهی مشخص در ابتدای دوره هضم، غلظت‌های کمتر لجن، درصد کاهش VS بیشتری را نسبت به غلظت‌های بیشتر نشان می‌دهند، اما در در انتهای دوره هضم، غلظت‌های بیشتر راندمان نهایی بیشتری را نشان داده‌اند.



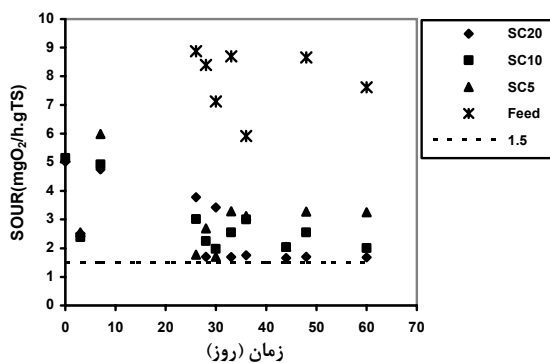
شکل ۲: تغییرات درصد کاهش جامدات فرار در راکتورهای ناپیوسته

جدول ۲ برخی پارامترهای اندازه‌گیری شده در راکتورهای ناپیوسته را ارائه می‌دهد. آخرین ستون این جدول نشان می‌دهد که در بین راکتورهای نیمه‌پیوسته، تنها راکتور SC20 با زمان ماند ۲۰ روزه، به کاهش ۳۸ درصدی جامدات فرار رسیده است. حالت ماندگار در هر یک از راکتورهای نیمه‌پیوسته، حداقل پس از یک زمان ماند و از جایی در نظر گرفته شده است که تغییرات VSS در محدوده ده درصد مقدار میانگین بوده است.

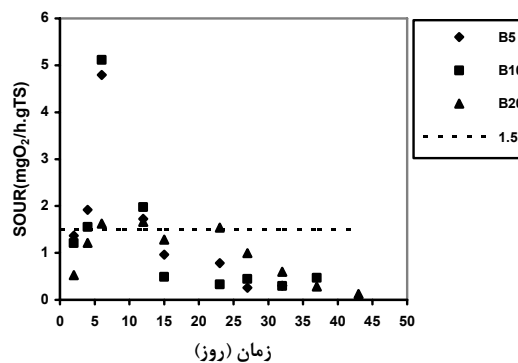
جدول ۲: پارامترهای اندازه‌گیری شده در حالت ماندگار در راکتورهای نیمه‌پیوسته

نام راکتور	زمان ماند (روز)	میانگین TSS (میلی گرم بر لیتر)			میانگین VSS (میلی گرم بر لیتر)			میانگین COD (میلی گرم بر لیتر)			میانگین درصد کاهش VS
		تغذیه	خروجی	%کاهش	تغذیه	خروجی	%کاهش	تغذیه	خروجی	%کاهش	
SC5	۵	۵۰۷۵	۳۲۷۹	۳۵/۴	۴۲۰۶	۲۷۹۲	۳۵/۶	۶۵۳۱	۳۸۱۴	۴۱/۶	۳۲/۴
SC10	۱۰	۵۰۸۵	۲۸۸۳	۴۳/۳	۴۱۹۷	۲۵۱۹	۴۰	۶۵۷۸	۳۰۷۶	۵۳/۲	۳۶/۶
SC20	۲۰	۵۰۸۱	۲۴۱۸	۵۲/۴	۴۱۹۱	۲۱۳۰	۴۹/۲	۶۴۸۰	۲۲۱۰	۶۵/۹	۴۵/۳

شکل های ۳ و ۴ تغییرات SOUR در مقابل زمان را برای راکتورهای ناپیوسته و نیمه پیوسته نشان می‌دهند. بر اساس نمودار شکل ۳، سرعت جذب اکسیژن ویژه به طور کلی با زمان کاهش یافته و از روز پانزدهم به بعد، سرعت جذب اکسیژن ویژه در هر سه راکتور ناپیوسته در دمای ۲۰°C، کمتر از ۱/۵ mgO<sub>2</sub>/h.gTS می‌باشد، اما طبق نمودار شکل ۴، هیچیک از راکتورهای نیمه‌پیوسته نتوانسته است این نیاز را تأمین کند. در راکتورهای نیمه‌پیوسته در زمانهای ماند بیشتر، به دلیل تثبیت بیشتر، SOUR کمتر است.



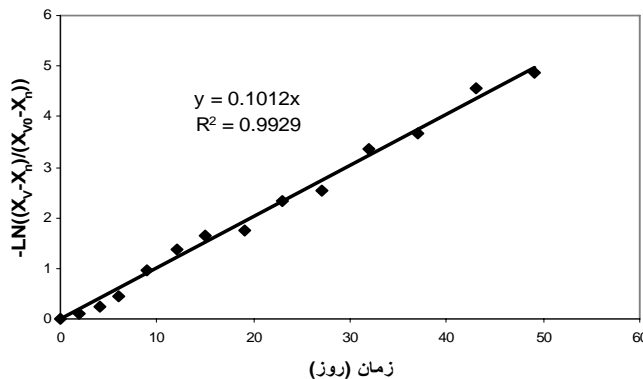
شکل ۴: تغییرات SOUR در راکتورهای نیمه‌پیوسته با زمان



شکل ۳: تغییرات SOUR در راکتورهای ناپیوسته با زمان



برای تخمین پارامترهای مدل Adams، با استفاده از نرم افزار Excel، با در نظر گرفتن  $X_n$  به صورت درصدی مختلفی از جامدات معلق فرار اولیه، آنالیز رگرسیون خطی برای راکتورهای ناپیوسته بر اساس رابطه (۳) انجام شد و برای  $X_n$  های مختلف نمودار  $\ln((X_v - X_n)/(X_{v0} - X_n))$  در مقابل زمان رسم گردید. بهترین برازش از جامدات معلق فرار بر اساس ضریب تبیین  $R^2$ ، انتخاب شد. شیب بهترین خط برازش، بیانگر مقدار  $k_e$  است. به عنوان مثال، شکل ۵، این برازش را برای داده‌های راکتور B10 نشان می‌دهد.



شکل ۵: تعیین  $k_e$  در راکتور ناپیوسته B10 بر اساس مدل Adams

ثابت آهنگ واکنش بدست آمده از مدل Adams برای راکتورهای ناپیوسته در جدول ۳ ارائه شده است. مقادیر نزدیک به ۱/۰ بدست آمده برای  $R^2$  نشان می‌دهد مدل Adams به خوبی هضم هوای نمونه لجن آزمایش شده را توصیف و پیش بینی می‌کند و می‌توان با استفاده از آن زمان ماند مورد نیاز برای رسیدن به یک راندمان حذف جامدات معلق مشخص در یک راکتور ناپیوسته را بدست آورد.

جدول ۳: نتایج تخمین پارامترهای مدل Adams برای راکتورهای ناپیوسته

نام راکتور	$k_e$	$X_n/X_{v0}$	$R^2$
B5	۰/۱۰۲۵	۰/۳۷	۰/۹۵۳۷
B10	۰/۱۰۱۲	۰/۲۰	۰/۹۹۲۹
B20	۰/۰۶۴۶	۰/۰۷	۰/۹۴۱۴

در مورد راکتورهای نیمه‌پیوسته، Adams et al. (1974) بیان کرده‌اند که با بکارگیری  $X_n$  و  $k_e$  بدست آمده از راکتور ناپیوسته B5، مقدار  $X_{ve}$  راکتورهای نیمه‌پیوسته توسط رابطه (۴) بدست می‌آید و با استفاده از آن، مقادیر درصد کاهش VSS محاسبه می‌شود، که در جدول ۴ این مقادیر به همراه مقدار درصد کاهش اندازه‌گیری شده، برای مقایسه آورده شده است.

جدول ۴: مقادیر اندازه‌گیری شده و محاسبه شده بر اساس مدل Adams برای راکتورهای ناپیوسته

نام راکتور	مقادیر اندازه‌گیری شده			مقادیر محاسبه شده		
	$X_{vi}$	$X_{ve}$	٪کاهش VSS	$X_n$	$X_{ve}$	٪کاهش VSS
SC5	۴۲۰۶	۲۷۹۲	۳۵/۶	۱۱۳۶	۳۱۶۶	۲۴/۷
SC10	۴۱۹۷	۲۵۱۹	۴۰	۱۱۳۳	۲۶۴۶	۳۷
SC20	۴۱۹۱	۲۱۳۰	۴۹/۲	۱۱۳۲	۲۱۳۵	۴۹/۱

برخی از محققین ((Droste and Sanchez(1986), Ganczarczyk et al. (1980)) عنوان کرده‌اند که ثابت آهنگ واکنش بدست آمده از راکتور ناپیوسته، نمی‌تواند پیش‌بینی درستی از تخریب جامدات فرار در راکتور نیمه‌پیوسته داشته باشد و نباید مستقیماً در طراحی راکتورهای نیمه‌پیوسته استفاده شود [۶ و ۷]. بر این اساس باید با استفاده از رابطه (۴)، ثابت آهنگ واکنش برای راکتورهای نیمه‌پیوسته محاسبه شود. نتیجه این



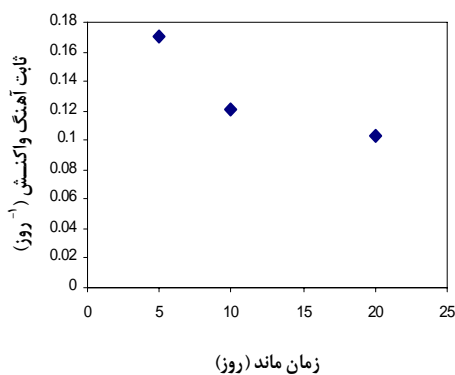
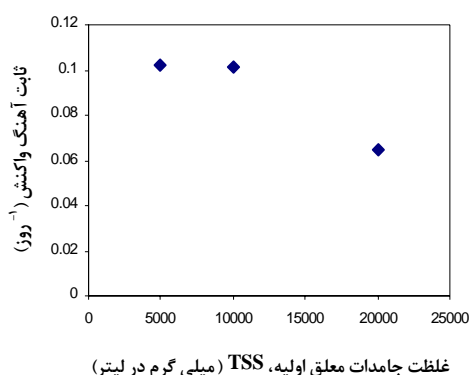
محاسبه در جدول ۵ ارائه شده است. ملاحظه می‌شود که مقادیر  $k_e$  بدست آمده برای راکتورهای نیمه‌پیوسته از راکتور ناپیوسته B5 بیشتر است. نتایج تحقیق (Droste and Sanchez(1986)، این نتیجه را تأیید می‌کند.

جدول ۵: پارامترهای مدل Adams برای راکتورهای نیمه پیوسته

نام راکتور	$X_{Vi}$	$X_{Ve}$	$X_n$	$k_e$
SC5	۴۲۰۶	۲۷۹۲	۱۱۳۶	۰/۱۷۱
SC10	۴۱۹۷	۲۵۱۹	۱۱۳۳	۰/۱۳۱
SC20	۴۱۹۱	۲۱۳۰	۱۱۳۲	۰/۱۰۳

بر اساس نتایج بدست آمده، شکل ۶، کاهش  $k_e$  را با افزایش غلظت جامدات معلق اولیه در راکتورهای ناپیوسته نشان می‌دهد. علت آن است که در غلظت بالای جامدات اولیه، مقدار قابل توجهی از اکسیژن صرف اختلاط و هم زدن برای معلق نگه داشتن جامدات می‌شود، بنابراین غلظت جامدات اولیه بالا سبب محدودیت در دسترسی اکسیژن کافی برای میکروارگانیسم‌ها می‌شود و ثابت سرعت واکنش به طور معکوس تأثیر می‌پذیرد. این رابطه معکوس توسط محققین بسیاری مشاهده شده است. d'Antonio(1983) بیان کرده که ثابت سرعت واکنش یک رابطه خطی و معکوس نسبت به TSS و VSS اولیه دارد [۸]. در تحقیق دیگری که توسط Bhargava and Datar(1988) انجام شده، رابطه بین  $k_e$  و TSS یا VSS، به صورت یک تابع نمایی عنوان شده است [۹]. در اینجا هر چند به دلیل کم بودن تعداد داده‌های اندازه‌گیری شده، تصمیم‌گیری در مورد شکل رابطه حاکم مشکل است، لیکن به طور کلی می‌توان گفت  $k_e$  با افزایش غلظت جامدات اولیه کاهش یافته است.

شکل ۷، کاهش  $k_e$  را با افزایش زمان ماند جامدات در راکتورهای نیمه‌پیوسته نشان می‌دهد. در زمان‌های ماند بیشتر، غلظت زیست جرم فعال موجود در راکتور کمتر است و از آنجایی که ثابت واکنش به جرم فعال در لجن بستگی دارد،  $k_e$  کاهش می‌یابد.

شکل ۷: تغییرات  $k_e$  با زمان ماند در راکتورهای نیمه پیوستهشکل ۶: تغییرات  $k_e$  با غلظت جامدات اولیه در راکتورهای ناپیوسته

### نتیجه‌گیری

- نتایج نشان داده است که کلیه پارامترهای اندازه‌گیری شده در طی فرایند هضم هوازی در راکتورهای آزمایشگاهی در جهت تثبیت لجن پیش رفته‌اند.
- سرعت تثبیت در ابتدای دوره هضم بیشتر بوده و با گذشت زمان و کامل‌تر شدن هضم، سرعت کاهش پارامترها کمتر شده است.
- راکتورهای ناپیوسته حداکثر پس از ۹ روز کاهش ۳۸ درصدی جامدات فرار، و پس از ۱۵ روز مقدار مجاز سرعت جذب اکسیژن ویژه را در مقررات کاهش جذب نافلین برآورده کرده‌اند.
- تنها زمان ماند ۲۰ روزه در راکتورهای نیمه‌پیوسته کاهش ۳۸ درصدی جامدات فرار را داشته است.
- مدل Adams et al.(1974) علی‌رغم سادگی و در نظر گرفتن تعداد پارامترهای کم، به‌خوبی کاهش جامدات معلق فرار اندازه‌گیری شده را توصیف می‌کند.
- ثابت واکنش با افزایش غلظت اولیه جامدات معلق فرار، کاهش یافته است.
- افزایش زمان ماند در راکتورهای نیمه‌پیوسته سبب کاهش ثابت واکنش شده است.



## قدردانی

از مسؤولین محترم تصفیه‌خانه فاضلاب شاهین شهر، که در امر نمونه برداری نهایت همکاری را داشتند، صمیمانه تشکر و قدردانی می‌شود.

## مراجع

1. Water Environment Fedreration and ASCE (1998) *Design of municipal wastewater treatment plants*, 4th ed., WEF and ASCE.
2. Metcalf and Eddy (2003) *Wastewater engineering: Treatment and reuse*, 4th ed., Mc Graw- Hill, Toronto.
3. U.S. Environmental Protection Agency (1992) *Environmental Regulation and Technology: Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge*, EPA/625/R-92/013.
4. Adams, C.E., Eckenfelder, W.W. and Sten, R.M. (1974) Modifications to aerobic digestor design. *Water Research*, **18**, 213–218.
5. American Public Health Association (1995) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th ed., Washington DC.
6. Ganczarczyk, J., Hamoda, M.F. and Wong, H. (1980) Performance of Aerobic Digestion at Different Sludge Solid Levels and Operation Patterns . *Water Research*, **14**, 627–633.
7. Droste, R.L., Sanchez, W.A. (1986) Modeling Active Mass in Aerobic Sludge Digestion. *Biotechnology and Bioengineering*, **XXVIII**, 1699–1706.
8. d'Antonio, G. (1983) Aerobic digestion of thickened activated sludge; reaction rate constant determination and process performance. *Water Research*, **17**, 1525–1531.
9. Bhargava, D.S. and Datar, M.T. (1988) Progress and kinetics of aerobic digestion of secondary sludges. *Water Research*, **22**, 37–47.