

مقایسه مدل‌های هضم هوازی لجن فعال دفعی و واسنجی آنها

امیر تائبی^۲

پریسا بهلولی^۱

(دریافت ۸۸/۷/۱۲ پذیرش ۸۹/۲/۱۳)

چکیده

در طراحی سیستم هضم هوازی یا ارزیابی کارایی هاضم هوازی، استفاده از مدل‌های ریاضی امکان بررسی ایده‌های مختلف طراحی و یا شبیه‌سازی رفتار سیستم را به طراح و محقق می‌دهد و در این خصوص به کارگیری مدلی که به بهترین نحو سینتیک فرایند هضم هوازی را توصیف کند، از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. در این تحقیق، مدل ساده مرتبه اول پیشنهادی معروف به مدل آدامز برای فرایند هضم هوازی و مدل‌های لجن فعال تدوین شده توسط انجمن بین‌المللی آب، برای فرایند لجن فعال (ASM1 و ASM3) معرفی و ارزیابی شدند. برای جمع‌آوری داده‌های آزمایشگاهی به منظور واسنجی مدل‌های تحت بررسی، سه راکتور ناپیوسته هر کدام به حجم ۱۰ لیتر با غلظت جامدات معلق اولیه ۵۰۰۰، ۱۰۰۰۰ و ۲۰۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر به مدت ۷۰ روز هوادهی شدند و تحت آزمایش‌های اندازه‌گیری جامدات و اکسیژن‌خواهی شیمیایی قرار گرفتند. پارامترهای مدل‌های تحت بررسی با استفاده از داده‌های آزمایشگاهی، تخمین زده شدند و بهترین سری پارامترها که بر اساس آن محاسبات مدل‌ها بیشترین انطباق را با نتایج آزمایش‌ها داشت، برای هر مدل و هر راکتور ارائه گردید. نتایج حاصل از کاربرد مدل‌ها نشان داد که راکتورهای حاوی لجن غلیظ‌تر، ثابت آهنگ زوال سلولی کمتری دارند. همچنین با مقایسه خطاهای ناشی از محاسبات مدل‌ها با داده‌های آزمایشگاهی، مشاهده شد که مدل لجن فعال شماره سه، بهتر از مدل آدامز و مدل لجن فعال شماره یک، تغییرات غلظت‌های جامدات را در راکتورهای ناپیوسته هضم هوازی پیش‌بینی می‌کند.

واژه‌های کلیدی: هضم هوازی، راکتور ناپیوسته، مدل آدامز، مدل‌های لجن فعال

Calibration and Comparison of Aerobic Digestion Models of Waste Activated Sludge

Parisa Bohlooli¹

Amir Taebi²

(Received Oct. 4, 2009 Accepted June 3, 2010)

Abstract

Mathematical modeling allows a large number of potential aerobic digestion process designs to be evaluated and the performance of aerobic digesters to be predicted. In applying such models, however, it is essential to use appropriate models that can neatly explain the kinetics of the process. In this research, the simple first-order model (known as Adams model) and Activated Sludge models developed by International Water Association (ASM1 and ASM3) were evaluated. For this purpose, three batch reactors with initial TSS concentrations of 5,000, 10,000, and 20,000 mg/L and operating volumes of 10 L were operated to collect the experimental data required for model calibrations. Batch reactors were run and monitored for 70 days. Samples taken from the reactors were analyzed for their solids concentrations and their Chemical Oxygen Demand (COD). The measured data were then used to estimate the parameters of the models investigated and the best sets of parameters yielding the best fit of the predicted and measured data were identified for each model and for each reactor. The parameter estimation results for batch runs showed that higher sludge concentrations were associated with lower cell decay coefficient values. The error values for batch runs calculated by ASM3 were found to be lower than those calculated by Adams model and by ASM1. Comparisons with experimental data proved ASM3 to be superior in terms of its capability to predict concentrations in aerobic digestion batch reactors.

Keywords: Aerobic Digestion, Batch Reactor, Adams Model, Activated Sludge Models (ASMs).

1. Graduated Student, Dept. of Civil Eng., Isfahan University of Tech. (Corresponding Author) (+98 311) 2658367 pbohlooli@yahoo.com
2. Prof., Department of Civil Eng., Isfahan University of Technology, Isfahan

- ۱- دانش‌آموخته کارشناسی ارشد مهندسی عمران- محیط زیست، دانشگاه صنعتی اصفهان (نویسنده مسئول) ۲۶۵۸۳۶۷ (۰۳۱۱) pbohlooli@yahoo.com
- ۲- استاد دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان

هضم هوازی در واقع ادامه فرایند لجن فعال است. در متابولیسم میکروبی هوازی با رشد معلق در فرایند لجن فعال، میکروارگانیسم‌ها بخشی از مواد آلی محیط آبی را با اکسایش به انرژی و مواد معدنی پایدار تبدیل نموده 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، فرایند هضم هوازی انجام می‌شود. به این صورت که میکروارگانیسم‌ها به منظور تأمین انرژی مورد نیاز خود برای بقای سلولی، وارد فاز خودسوزی می‌شوند و از پروتوپلاسم خود و یکدیگر تغذیه می‌کنند. به این 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 برای دفع در طبیعت پایدار و مناسب محسوب می‌شوند [۶].

در این تحقیق مدل‌های کامل‌تر ASMs مورد استفاده قرار گرفتند. این مدل‌ها در برگرفته کلیه فرایندهای بنیادی هستند که در یک سیستم لجن فعال یا هضم هوازی انجام می‌گیرد و فرم نوشتاری ماتریسی آنها سهولت فهم و محاسبات را در پی دارد. هدف از انجام این تحقیق، کاربرد مدل‌های لجن فعال برای فرایند هضم هوازی لجن فعال و ارزیابی و واسنجی آنها با استفاده از داده‌های جمع‌آوری شده آزمایشگاهی و نیز مقایسه نتایج حاصله با نتایج حاصل از به‌کارگیری مدل آدامز بود.

۲- معرفی مدل‌ها

مدل‌های لجن فعال بر اساس پدیده‌هایی شامل اکسایش کربن آلی، نیتراژزایی، نیتراژزدایی و حذف فسفر که در یک سیستم لجن فعال اتفاق می‌افتد، با شناسایی فرایندهای اصلی، مهم‌ترین واکنش‌ها را با فرم نوشتاری ماتریسی بیان می‌کند. استفاده از فرم ماتریسی، امکان شناسایی آسان و سریع سرنوشت هر جزء در سیستم و پیگیری همه برهم‌کنش‌های اجزای سیستم را می‌دهد که در سهولت آماده‌سازی معادلات موازنه جرم مؤثر است. برای اطمینان از اینکه نتایج شبیه‌سازی مدل‌ها برای سیستم لجن فعال بتواند در موارد عملی کاربرد داشته باشد، محققان الزامات و محدودیتهایی را بیان کرده‌اند. سیستم باید در دمای ثابت عمل کند زیرا بسیاری از ضرایب تابع دما هستند. pH ثابت و نزدیک خنثی (۶/۵-۷/۵) باشد. زمان ماند زیست جرم در سیستم لجن فعال باید در محدوده‌ای باشد که لجنی با قابلیت ته‌نشینی خوب تولید شود که زمان ماند بین ۳ تا ۳۰ روز پیشنهاد شده است. غلظت لجن فعال ورودی به حوض ته‌نشینی باید در محدوده ۷۵۰ تا ۷۵۰۰ g/m³ قرار گیرد. شدت اختلاط در راکتور هوادهی نباید از ۲۴۰ S⁻¹ تجاوز کند زیرا سبب پارگی لخته‌ها و در نتیجه ته‌نشینی ضعیف لجن می‌شود. مدل‌های لجن فعال برای شبیه‌سازی عملیات تصفیه هوازی و آنوکسیک

تصفیه لجن و دفع آن از مراحل مشکل و پرهزینه در تصفیه فاضلاب است. هضم هوازی، یکی از روشهای مطلوب تثبیت لجن خصوصاً در تصفیه‌خانه‌های کوچک است. هضم بی‌هوازی در مقایسه با هضم هوازی دارای سابقه طولانی‌تری است. اما مزایای هضم هوازی شامل کیفیت بهتر لجن و مایع رویی، راهبری ساده‌تر، ایمنی بیشتر و تولید بوی کمتر، سبب شده است که با وجود معایب آن همچون هزینه انرژی مربوط به تأمین اکسیژن و عدم تولید گاز متان، برای تصفیه‌خانه‌های کوچک که هزینه تأمین اکسیژن در آنها چندان زیاد نیست و راهبری ساده‌تر بر معایب آن ارجحیت دارد، این روش هنوز گزینه مطلوب باشد.

در طراحی یک سیستم هضم هوازی، همانند سایر سیستم‌های تصفیه فاضلاب، استفاده از مدل‌های ریاضی امکان بررسی ایده‌های مختلف طراحی و یا شبیه‌سازی رفتار سیستم بدون صرف هزینه و وقت زیاد را به طراح و محقق می‌دهد و در این خصوص به‌کارگیری مدلی که به بهترین نحو سینتیک هضم هوازی را توصیف کند، اهمیت دارد.

در دهه ۷۰، برای فرایند هضم هوازی یک مدل ریاضی ساده مرتبه اول معروف به مدل آدامز برای غلظت جامدات معلق فرار تجزیه‌پذیر، توسط محققان پیشنهاد شد و در سطح گسترده‌ای مورد استفاده قرار گرفت [۱]. کریشنامورتی^۱ و لوهر^۲ در سال ۱۹۸۹ همین مدل را برای زمانی که لجن اولیه همراه ثانویه هضم گردد، با یک فاکتور تأخیر اصلاح کردند [۲]. در توصیف فرایند لجن فعال نیز مدل‌هایی توسط لارنس^۳ و مک‌کارتی^۴ در سال ۱۹۷۰ و گودمن^۵ و انگلند^۶ در سال ۱۹۷۴ ارائه شده‌اند [۳ و ۴]. همچنین در سال ۱۹۸۲ انجمن بین‌المللی آب^۷، یک گروه تحقیقاتی را مسئول مدل‌سازی فرایندهای لجن فعال نمود. در طی چند سال، این گروه با در نظر گرفتن مهم‌ترین و بنیادی‌ترین فرایندهایی که در سیستم لجن فعال اتفاق می‌افتد به ارائه مدل‌های لجن فعال^۸ پرداخت. بر پایه پیشرفت‌هایی که در فهم فرایندهای لجن فعال صورت گرفت، به‌ترتیب مدل لجن فعال شماره یک (ASM1)، مدل لجن فعال شماره دو (ASM2) و مدل لجن فعال شماره سه (ASM3) توسط این انجمن منتشر شدند [۵].

¹ Krishnamoorthy

² Loehr

³ Lawrance

⁴ McCarty

⁵ Goodman

⁶ England

⁷ International Water Association (IWA)

⁸ Activated Sludge Models (ASMs)

با استفاده از مقادیر جامدات معلق فرار اندازه‌گیری شده آزمایشگاهی، تخمین زده خواهد شد.

۲-۲- مدل لجن فعال شماره یک (ASMI)

هنز و همکاران^۲ در سال ۱۹۸۷ در مدل لجن فعال شماره یک، کاهش زیست جرم را تابعی از مرگ و زوال سلولی، هیدرولیز مواد آلی کندتجزیه پذیر و رشد سلولی بیان نموده‌اند [۷]. در این مدل مفهوم مرگ- باز تولید در نظر گرفته شده است به این صورت که در طی زوال سلولی علاوه بر ماده آلی زیست تجزیه‌ناپذیر، ماده آلی کندتجزیه پذیر نیز تولید می‌شود که دوباره وارد چرخه هیدرولیز، رشد سلولی و زوال سلولی می‌گردد [۷ و ۵].

در مدل لجن فعال شماره یک، کربن آلی به سه بخش زیست تجزیه‌پذیر، زیست تجزیه‌ناپذیر و زیست جرم فعال تقسیم‌بندی می‌شود. بخش زیست تجزیه‌پذیر به دو زیر بخش سریع (S_s) و کند (X_s) تجزیه‌پذیر تقسیم می‌گردد. بخش زیست تجزیه‌ناپذیر براساس محلول و معلق بودن، تقسیم‌بندی می‌شود. بخش تجزیه‌ناپذیر محلول با نماد S_i و بخش تجزیه‌ناپذیر معلق اگر از فاضلاب ورودی باشد با نماد X_i و اگر در طی زوال سلولی تولید شود با نماد X_p مشخص می‌شود. زیست جرم فعال هم به دو گروه هتروتروف‌ها (X_H) و اوتوتروف‌ها (X_A) طبقه‌بندی می‌شود [۵].

در این تحقیق، با اعمال یک سری فرضیات و ساده‌سازی، مدل لجن فعال شماره یک در مدل کردن فرایندهای اکسایش کربن آلی در هضم هوازی لجن فعال دفعی مورد استفاده قرار گرفت. به این صورت که از غلظت اوتوتروف‌ها در مقابل هتروتروف‌ها صرف نظر شد و فرایندهای مربوط به آنها در نظر گرفته نشد. همچنین به دلیل بالا بودن سطح اکسیژن محلول در طی دوره هضم، فرایندهای کم‌اکسیژنی^۳ حذف شد و از آنجایی که تنها فرایندهای اکسایش کربن آلی مورد نظر بودند، بنابراین فرایندهای نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی در نظر گرفته نشدند. به این ترتیب، ماتریس مدل ساده‌شده مدل لجن فعال شماره یک مطابق جدول ۱ خواهد بود.

در این مدل، ضرایب استوکیومتری شامل بازدهی تولید زیست جرم هتروتروفی (Y_H) و بخش تجزیه‌ناپذیر زیست جرم (f_p) و ضرایب سینتیکی شامل حداکثر آهنگ رشد ویژه زیست جرم هتروتروف (μ_H)، ضریب نیم‌اشباع زیست جرم هتروتروف (K_S)، ضریب زوال سلولی زیست جرم هتروتروف (b_H)، حداکثر آهنگ هیدرولیز ویژه (k_H) و ضریب نیم‌اشباع هیدرولیز ماده آلی کند تجزیه‌پذیر (K_X) هستند که برای واسنجی این مدل برای فرایند

فاضلاب خانگی در سیستم لجن فعال توسعه داده شده‌اند و کاربرد آنها زمانی که ورود فاضلاب صنعتی خصوصیات فاضلاب را تحت تأثیر قرار می‌دهد، توصیه نشده است. مطابق تحقیقات گذشته، بخشی از حجم راکتور که هوادهی نمی‌شود نباید از ۵۰ درصد تجاوز کند. این مدل‌ها هیچ فرایندی که رفتار زیست جرم را در یک محیط بی‌هوازی توصیف کند در بر نمی‌گیرد و شبیه‌سازی سیستم با حجم‌های بزرگی از شرایط بی‌هوازی ممکن است منجر به خطاهای فاحشی شود [۷، ۵ و ۸].

به دلیل مشابهت مدل‌های شماره یک و دو لجن فعال در توصیف فرایندهای اکسایش کربن آلی، در این تحقیق از معرفی مدل لجن فعال شماره دو و استفاده از آن در مدل کردن فرایند هضم هوازی صرف نظر شد. بنابراین در این بخش، مدل آدامز و مدل‌های لجن فعال شماره یک و سه به اختصار معرفی می‌گردند.

۲-۱- مدل آدامز^۱

در مدل آدامز که توسط آدامز و همکاران در سال ۱۹۷۴ توسعه یافت، کاهش زیست جرم فقط به دلیل زوال سلولی است [۱]. در این مدل، کاهش جامدات معلق فرار تجزیه‌پذیر (X_{Vd}) در طی متابولیسم خودسوزی از یک رابطه مرتبه اول پیروی می‌کند

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

که در آن

r_{X_{Vd}} آهنگ کاهش جامدات معلق فرار تجزیه‌پذیر، X_{Vd} غلظت جامدات معلق فرار تجزیه‌پذیر و k_d ثابت آهنگ واکنش است. جامدات معلق فرار از دو بخش تجزیه‌پذیر و تجزیه‌ناپذیر تشکیل می‌شوند

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

که در این رابطه

X_V جامدات معلق فرار و X_n جامدات معلق فرار تجزیه‌ناپذیر است. این مدل فرض می‌کند که مقدار غلظت جامدات معلق فرار تجزیه‌ناپذیر (X_n) در طی فرایند هضم، ثابت است. بنابراین با در نظر گرفتن رابطه ۲ و انتگرال‌گیری از رابطه ۱، برای یک راکتور ناپيوسته، رابطه زیر به دست می‌آید

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

که در آن

X_{V0} غلظت جامدات معلق فرار اولیه و t زمان است [۱]. برای واسنجی این مدل، تنها پارامتر مجهول، پارامتر سینتیکی k_d است که

² Henze et al.
³ Anoxic

¹ Adams Model

جدول ۱- فرایندها و ضرایب سینتیکی و استوکیومتری مدل ساده شده مدل لجن فعال شماره یک [۵]

جزء، i ←	فرایند ↓	آهنگ فرایند، ρ _j (ML ⁻³ T ⁻¹)				
		۶	۵	۴	۳	۲
		X _P	X _H	X _S	X _I	S _S
۱	رشد هوازی هتروتروفها		۱			- $\frac{1}{Y_H}$
۲	زوال هتروتروفها	f _P	-۱	۱-f _P		
۳	هیدرولیز			-۱		۱

کند تجزیه پذیر و رشد سلولی است [۸]. اما در مدل لجن فعال شماره سه مفهوم مرگ- باز تولید در نظر گرفته نشده است و در آن باز یافت ماده آلی از زوال سلولی وجود ندارد. همچنین در مدل لجن فعال شماره سه، مفهوم ذخیره مواد آلی توسط میکروارگانیسمها در مدل آورده شده است به این صورت که ماده آلی سریع تجزیه پذیر ابتدا توسط میکروارگانیسمهای هتروتروف جذب می شود و به فرم ماده آلی معلق ذخیره می گردد و سپس توسط آنها مصرف می شود. تقسیم بندی کربن آلی بیان شده در مدل لجن فعال شماره یک، در مدل لجن فعال شماره سه نیز وجود دارد با این تفاوت که در مدل لجن فعال شماره سه، ماده آلی معلق ذخیره شده توسط ارگانیسمها نیز در نظر گرفته شده و با نماد X_{STO} نشان داده شده است. تفاوت دیگر این دو مدل آن است که در مدل لجن فعال شماره سه، ماده آلی تجزیه ناپذیر معلق با X_I نشان داده شده است اما همانطور که بیان شد در مدل لجن فعال شماره یک ماده آلی تجزیه ناپذیر معلق بر اساس منشأ، به دو جزء X_I و X_P تقسیم شده است [۵ و ۸].

در این مقاله فرضها و ساده سازیهای در نظر گرفته شده در مدل لجن فعال شماره یک، در مورد مدل لجن فعال شماره سه نیز استفاده شد. جدول ۲ اجزا، فرایندها و ضرایب سینتیکی و استوکیومتری مدل ساده شده مدل لجن فعال شماره سه را نشان می دهد.

در جدول ۲، بخش تجزیه ناپذیر COD محلول، f_{XI} بخش تجزیه ناپذیر COD معلق، Y_{STO, O₂} بازدهی ذخیره هوازی X_{STO}، Y_H بازدهی تولید هتروتروفها و i_{VSS, X_I}، i_{VSS, X_S} و i_{VSS, BM} به ترتیب نسبت VSS به COD برای X_S، X_I و X_H است. تعاریف سایر پارامترها مطابق تعاریف بیان شده در ASM1 است. روابط ۷ تا ۱۱ آهنگ واکنشها (ρ_j) را نشان می دهند

$$\rho_1 = k_h \left(\frac{X_S / X_H}{K_X + (X_S / X_H)} \right) X_H \quad (7)$$

هضم هوازی، این پارامترها باید تخمین زده شوند. بر اساس ماتریس مذکور، معادلات موازنه جرم برای هر یک از اجزای مدل (X_P و X_H، X_I، S_I، X_S، S_S) تنظیم می شود و با حل آنها توسط یک نرم افزار مناسب، تخمین ضرایب سینتیکی و استوکیومتری مدل (پارامترهای مدل) و محاسبه غلظتهای هر یک از اجزای مدل انجام می گیرد. غلظتهای جامدات معلق فرار^۱ (VSS)، اکسیژن خواهی شیمیایی کل^۲ (COD) و اکسیژن خواهی شیمیایی محلول^۳ (SCOD) در این مدل به صورت زیر محاسبه می شوند [۵]

$$VSS = X_I + X_S + X_H + X_P \quad (4)$$

$$COD = X_I + X_S + X_H + X_P + S_I + S_S \quad (5)$$

$$SCOD = S_I + S_S \quad (6)$$

که در این روابط

X_I مقدار COD تجزیه ناپذیر معلق فاضلاب ورودی، X_S مقدار COD کند تجزیه پذیر، X_H زیست جرم هتروتروف فعال، X_P مقدار COD تجزیه ناپذیر معلق ناشی از زوال سلولی، S_I مقدار COD تجزیه ناپذیر محلول و S_S مقدار COD سریع تجزیه پذیر است.

تخمین پارامترهای مدل به صورتی انجام می شود که مقادیر غلظتهای جامدات معلق فرار، اکسیژن خواهی شیمیایی کل و اکسیژن خواهی شیمیایی محلول محاسبه شده توسط مدل، بیشترین انطباق را با مقادیر اندازه گیری شده آزمایشگاهی داشته باشد.

۲-۳- مدل لجن فعال شماره سه (ASM3)

در مدل لجن فعال شماره سه که توسط گوجر و همکاران^۴ در سال ۱۹۹۹ توسعه یافته است نیز مانند مدل لجن فعال شماره یک، کاهش زیست جرم تابعی از مرگ و زوال سلولی، هیدرولیز مواد آلی

¹ Volatile Suspended Solid (VSS)

² Chemical Oxygen Demand

³ Soluble Chemical Oxygen Demand (SCOD)

⁴ Gujer et al.

جدول ۲- فرایندها و ضرایب سینتیکی و استوکیومتری مدل ساده شده مدل لجن فعال شماره سه [۵]

آهنگ فرایند، ρ_j ($ML^{-3}T^{-1}$)	جزء، i ←								j
	فرایند ↓	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	
	S_I	S_S	X_I	X_S	X_H	X_{STO}	X_{VSS}		
ρ_1	f_{SI}	$1-f_{SI}$		-۱			$-i_{VSS, X_S}$	۱ هیدرولیز	
ρ_2		-۱				Y_{STO, O_2}	$0.16 Y_{STO, O_2}$	۲ ذخیره هوازی S_S	
ρ_3					۱	$-\frac{1}{Y_H}$	$i_{VSS, BM} - \frac{0.16}{Y_H}$	۳ رشد هوازی هتروتروفها	
ρ_4			f_{XI}		-۱		$f_{XI} i_{VSS, XI} - i_{VSS, BM}$	۴ زوال هتروتروفها	
ρ_5						-۱	-0.16	۵ زوال X_{STO}	

در تخمین پارامترها، بهترین سری پارامترها به گونه ای انتخاب می شوند که مقادیر غلظتهای جامدات معلق فرار، اکسیژن خواهی شیمیایی کل و اکسیژن خواهی شیمیایی محلول محاسبه شده توسط مدل، بیشترین انطباق را با مقادیر اندازه گیری شده آزمایشگاهی داشته باشد.

۳- مواد و روشها

در این مطالعه، به منظور جمع آوری داده های آزمایشگاهی مورد نیاز برای واسنجی و ارزیابی مدل ها، از سه راکتور ناپیوسته با غلظت جامدات معلق اولیه مختلف برای تثبیت هوازی لجن فاضلاب شهری استفاده شد. راکتورها به شکل استوانه ای، به قطر ۲۰ و ارتفاع ۵۰ سانتی متر از جنس پلکسی گلاس^۱ ساخته شدند. به منظور ثابت و یکسان نگه داشتن دمای محتویات راکتورها، از استخر آب شیشه ای استفاده گردید و در آن، یک گرمکن مخصوص آکواریوم برای ایجاد دمای مورد نظر و یک پمپ برای به هم زدن آب در استخر و یکنواخت نگه داشتن دما در تمامی نقاط آن، تعبیه شد و راکتورها در درون آن قرار داده شدند. لجن فعال مورد نیاز، با سن لجن ۷ روز، از حوض تغلیظ لجن تصفیه خانه فاضلاب شاهین شهر، واقع در ۲۳ کیلومتری شمال شهر اصفهان، تهیه شد و برای دستیابی به غلظتهای مختلف جامدات معلق، با استفاده از آب رویی حوض تغلیظ لجن فعال، رقیق گردید. سه راکتور ناپیوسته B10، B5 و B20 نامیده شدند. در روز نخست، هر یک از راکتورها به ترتیب با ۱۰ لیتر لجن تهیه شده با غلظت جامدات معلق تقریبی ۵۰۰۰، ۱۰۰۰۰ و ۲۰۰۰۰ میلی گرم در لیتر بارگذاری و محتویات آنها به مدت ۷۰ روز هوادهی شدند.

هوادهی هر راکتور از طریق سنگهای هوادهی حلقه ای مخصوص آکواریوم که در کف راکتورها نصب شده بود و به کمک یک دستگاه پمپ هوای مرکزی، به طور پیوسته انجام گرفت به طوری که هیچ گاه اکسیژن محلول لجن از ۲ میلی گرم در لیتر کمتر نشد. هر روز

که در آن

ρ آهنگ فرایند، k_h ثابت آهنگ هیدرولیز و K_X ضریب نیم اشباع هیدرولیز است.

$$\rho_2 = k_{STO} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) X_H \quad (8)$$

که در آن

k_{STO} ثابت آهنگ ذخیره و K_S ضریب نیم اشباع هتروتروفها هستند

$$\rho_3 = \mu_H \left(\frac{X_{STO}/X_H}{K_{STO} + (X_{STO}/X_H)} \right) X_H \quad (9)$$

که در آن

X_{STO} ماده آلی ذخیره شده توسط هتروتروفها، μ_H حداکثر آهنگ رشد ویژه هتروتروفها و K_{STO} ثابت اشباع برای X_{STO} است.

$$\rho_4 = b_H X_H \quad (10)$$

$$\rho_5 = b_{STO, O_2} X_{STO} \quad (11)$$

که این روابط

b_H ضریب زوال سلولی هتروتروف و b_{STO, O_2} ضریب آهنگ تخریب X_{STO} هستند [۵ و ۸].

به منظور واسنجی مدل برای فرایند هضم هوازی، تمامی پارامترهای معرفی شده باید تخمین زده شوند. به این منظور، معادلات موازنه جرم برای هر یک از اجزای مدل (X_I, S_I, X_S, S_S) مناسب، تخمین پارامترهای مدل و محاسبه غلظتهای هریک از اجزای مدل انجام می گیرد. سپس غلظتهای جامدات معلق فرار، اکسیژن خواهی شیمیایی کل و اکسیژن خواهی شیمیایی محلول در این مدل به صورت زیر محاسبه می شوند [۵]

$$VSS = X_H + X_S + X_I + X_{STO} \quad (12)$$

$$COD = X_H + X_S + X_I + X_{STO} + S_I + S_S \quad (13)$$

$$SCOD = S_I + S_S \quad (14)$$

¹ Plexiglass

محیط زیست است و ابزاری سودمند برای شبیه سازی و تخمین پارامترهای یک مدل محسوب می شود [۱۰].

۴- نتایج و بحث

با استفاده از غلظت‌های جامدات معلق فرار اندازه‌گیری شده آزمایشگاهی، مقدار جامدات معلق فرار تجزیه‌ناپذیر (X_n) و ثابت آهنگ واکنش (k_d) در مدل آدامز برای هر یک از راکتورها محاسبه شد. این مقادیر در جدول ۳ ارائه شده است. همچنین مقادیر جامدات معلق فرار پیش‌بینی شده توسط مدل آدامز، با استفاده از k_d تخمین زده شده، محاسبه شد. این مقادیر در کنار جامدات معلق فرار اندازه‌گیری شده آزمایشگاهی برای هر یک از راکتورها در شکل ۱ آمده است. انطباق مناسب جامدات معلق فرار پیش‌بینی

همزمان با جبران افت ناشی از تبخیر با آب مقطر، جامدات چسبیده به دیواره داخلی راکتورها نیز دوباره به داخل راکتور برگردانده می‌شد. دما و pH هر روز اندازه‌گیری می‌شد. در طی دوره هضم، دمای تمامی راکتورها در محدوده $23 \pm 1/4$ درجه سلسیوس قرار داشت. برای کنترل pH در محدوده خنثی، از محلول NaOH نیم‌نرمال استفاده گردید و pH در محدوده $6/4-7/8$ تنظیم شد. در ابتدای دوره هضم یک روز در میان و در اواخر دوره هضم، هفته‌ای یک‌بار آزمایش‌های اندازه‌گیری جامدات کل^۱، جامدات محلول کل^۲، جامدات معلق کل، جامدات معلق فرار، اکسیژن‌خواهی شیمیایی کل و اکسیژن‌خواهی شیمیایی محلول بر اساس روشهای استاندارد آزمایش‌های آب و فاضلاب بر روی محتویات راکتورهای ناپیوسته انجام شد [۹].

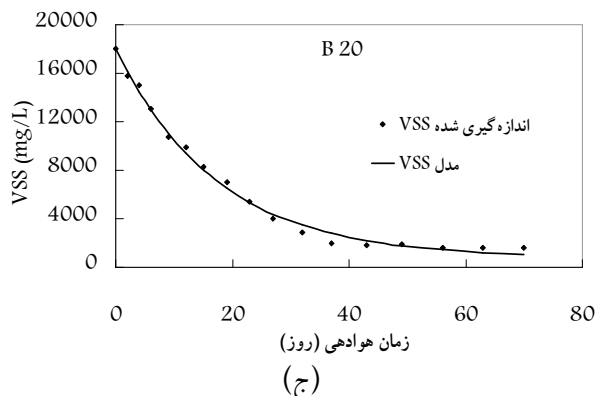
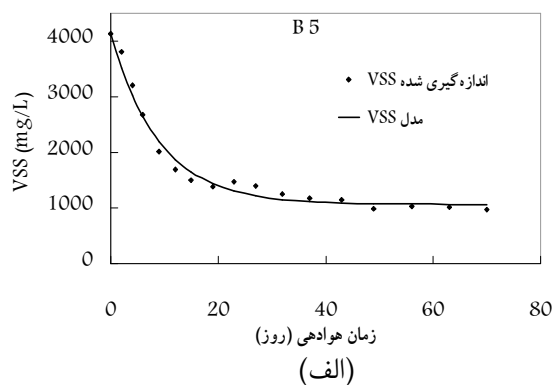
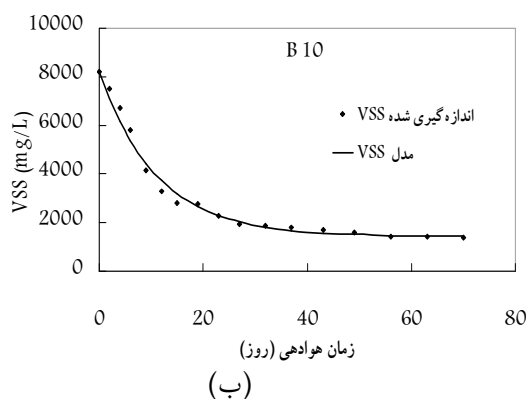
پس از جمع‌آوری داده‌های آزمایشگاهی، از نرم‌افزار Excel به‌منظور تخمین پارامتر مدل آدامز و از نرم‌افزار Aquasim به‌منظور تخمین پارامترهای مدل‌های لجن فعال استفاده شد. برنامه Aquasim نرم‌افزاری برای شبیه‌سازی سیستم‌های مطرح در علوم

جدول ۳- مقادیر تخمین پارامترهای مدل آدامز بر اساس داده‌های VSS آزمایشگاهی برای راکتورهای ناپیوسته

نام راکتور	X_n / X_{v0}	$k_d, (\text{day}^{-1})$
B 5	۰/۲۵۷	۰/۱۱۰۵
B 10	۰/۱۷۴	۰/۰۸۹۸
B 20	۰/۰۴۳	۰/۰۵۸

¹ Total Solids (TS)

² Total Dissolved Solid (TDS)



شکل ۱- غلظت VSS پیش‌بینی شده توسط مدل آدامز و نیز مقادیر VSS اندازه‌گیری شده در مقابل زمان برای راکتورهای ناپیوسته: (الف) راکتور B5، (ب) راکتور B10 و (ج) راکتور B20

جدول ۴- نتایج تخمین پارامتر مدل لجن فعال شماره یک برای راکتورهای ناپیوسته

پارامتر	واحد	محدوده مقادیر	مقدار اولیه	B5	B10	B20
b_H	day^{-1}	۰/۰۵-۴/۳۸	۰/۶۲	۰/۲۲۴۶	۰/۲۰۸۹	۰/۱۲۸۹
f_p	-	۰/۰۸	۰/۰۸	۰/۰۸	۰/۰۸	۰/۰۸
k_h	$gCOD X_S (gCOD X_H \cdot day)^{-1}$	۰/۱-۴/۰	۲/۲	۰/۲۹۴	۰/۳۸۱	۰/۳۳۲
K_S	$gCOD S_S \cdot m^{-3}$	۵	۵	۵	۵	۵
K_X	$gCOD X_S (gCOD X_H)^{-1}$	۰/۰۳-۰/۱۵	۰/۰۳	۰/۰۴۰۶	۰/۰۳	۰/۰۳
μ_H	day^{-1}	۰/۱-۱۳/۲	۰/۶	۰/۱۳۷	۰/۲۹۴	۰/۱۱۵
Y_H	$gCOD X_H (gCOD S_S)^{-1}$	۰/۳-۰/۶۹	۰/۶۷	۰/۴۱۱	۰/۶۰۵	۰/۳

جدول ۵- نتایج تخمین پارامتر مدل لجن فعال شماره سه برای راکتورهای ناپیوسته

پارامتر	واحد	محدوده مقادیر	مقدار اولیه	B5	B10	B20
b_H	day^{-1}	۰/۰۵-۱/۶	۰/۲	۰/۰۸۱۷	۰/۰۶۲۴	۰/۰۶۰۵
b_{STO}	day^{-1}	۰/۰۵-۱/۶	۰/۲	۰/۱۲۸۵	۰/۰۷۵	۱/۰۵۹۷
f_{SI}	$g COD S_I (g COD X_S)^{-1}$	۰	۰	۰	۰	۰
f_{XI}	$g COD X_I (g COD X_H)^{-1}$	۰/۲	۰/۲	۰/۲	۰/۲	۰/۲
$i_{VSS,BM}$	$g VSS (g COD X_H)^{-1}$	۰/۶۵-۰/۸۵	۰/۷۵	۰/۶۵	۰/۶۵	۰/۶۵
$i_{VSS,XI}$	$g VSS (g COD X_I)^{-1}$	۰/۶۵-۰/۸۵	۰/۷۵	۰/۸۵	۰/۷۹	۰/۸۵
$i_{VSS,XS}$	$g VSS (g COD X_S)^{-1}$	۰/۶۵-۰/۸۵	۰/۷۵	۰/۶۵	۰/۶۹	۰/۷۰
k_h	$g COD X_S (g COD X_H \cdot day)^{-1}$	۰/۲-۹	۱	۰/۳۸۲	۰/۶۲	۰/۶۰
K_S	$g COD S_S \cdot m^{-3}$	۲-۱۰	۱۰	۱۰	۹/۷	۱۰
K_{STO}	$g COD X_{STO} (g COD X_H)^{-1}$	۰/۱-۱	۱	۰/۱	۰/۱	۰/۹۹
k_{STO}	$g COD S_S (g COD X_H \cdot day)^{-1}$	۰/۲-۱۲	۱	۰/۴۵۳	۰/۷۸۳	۰/۷۲۲
K_X	$g COD X_S (g COD X_H)^{-1}$	۱	۱	۱	۱	۱
μ_H	day^{-1}	۰/۱-۴	۱	۰/۱۰۴	۰/۱۹۳	۰/۲۰۳
Y_H	$g COD X_H (g COD X_{STO})^{-1}$	۰/۶۳-۰/۸۵	۰/۶۳	۰/۶۳	۰/۶۳	۰/۸۵
Y_{STO}	$g COD X_{STO} (g COD S_S)^{-1}$	۰/۸-۰/۸۵	۰/۸۵	۰/۸	۰/۸	۰/۸

سیستم لجن فعال و فرایند زوال سلولی در هضم هوازی و بر اساس قضاوت مهندسی، تغییر داده شدند.

هفت پارامتر مدل لجن فعال شماره یک و پانزده پارامتر مدل لجن فعال شماره سه توسط نرم افزار Aquasim با استفاده از داده‌های جامدات معلق فرار، اکسیژن‌خواهی شیمیایی کل و اکسیژن‌خواهی شیمیایی محلول آزمایشگاهی تخمین زده شدند. بهترین سری پارامترهای تخمین زده شده که توسط آنها، پیش‌بینی‌های مدل بهترین انطباق را با داده‌های آزمایشگاهی داشت، به همراه مقادیر اولیه و محدوده‌های مورد استفاده برای مدل لجن فعال شماره یک در جدول ۴ و برای مدل لجن فعال شماره سه در جدول ۵ آمده است. در جدولهای ۳، ۴ و ۵ مشاهده می‌شود که ثابت آهنگ واکنش در هر سه مدل (k_d در مدل آدامز و b_H در

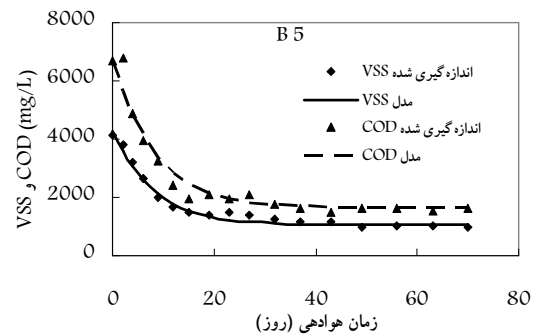
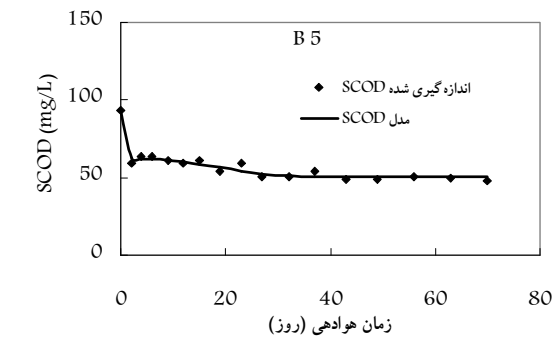
شده با مقادیر آزمایشگاهی در این نمودارها قابل مشاهده است. همچنین ملاحظه می‌شود که راکتورهای حاوی لجن غلیظ‌تر ($B20 > B10 > B5$) به زمان ماند بیشتری برای هضم کامل نمونه نیاز دارند یعنی جایی که منحنی VSS در مقابل زمان تقریباً موازی محور زمان می‌شود. برای تخمین پارامترهای مدل لجن فعال شماره یک و مدل لجن فعال شماره سه توسط نرم افزار Aquasim، نیاز به معرفی مقادیر اولیه و نیز محدوده‌هایی برای این پارامترها به نرم افزار بود تا نرم افزار با شروع از مقادیر اولیه، در این محدوده‌ها به تخمین پارامترها بپردازد. در این راستا از محدوده‌های گزارش شده در مراجع مختلف برای سیستم لجن فعال استفاده شد [۵، ۷، ۸ و ۱۱-۱۶]. اما بعضی حدود با توجه به متفاوت بودن نوع سیستم‌ها، تفاوت سن لجن در آنها و نیز غالب بودن فرایند رشد در

به منظور مقایسه نتایج پیش‌بینی مدل‌ها با یکدیگر از مجموع مربعات خطاها^۱ استفاده گردید. SSE مجموع مربعات تفاضل مقادیر اندازه‌گیری شده و مقادیر پیش‌بینی شده توسط مدل است و هر چه مقدار آن کمتر باشد نشان‌دهنده انطباق بهتر است. مجموع مربعات تفاضل غلظت‌های اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده توسط مدل‌ها در جدول ۶ آمده است. مقایسه این مقادیر نشان می‌دهد که در هر سه راکتور ناپیوسته، مدل لجن فعال شماره سه کمترین خطا و لذا بهترین پیش‌بینی را در مورد غلظت جامدات معلق فرار نسبت به مدل آدامز و مدل لجن فعال شماره یک داشته

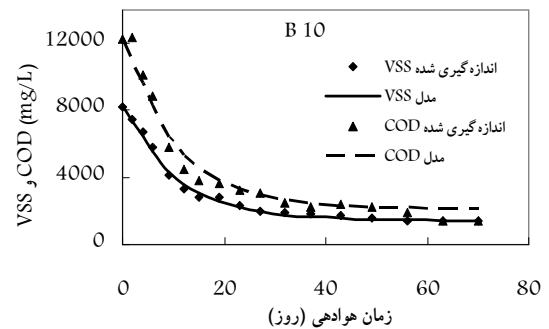
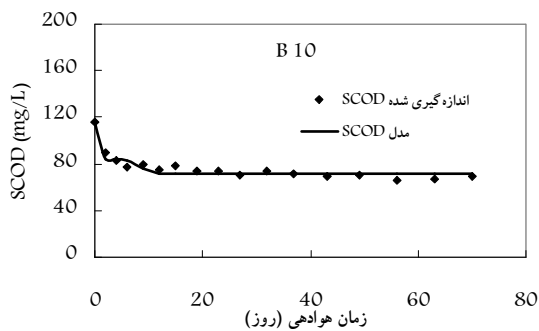
مدل‌های لجن فعال شماره یک و سه) با افزایش غلظت لجن کاهش می‌یابد. این موضوع احتمالاً به دلیل کاهش دسترسی میکروارگانیسم‌ها به اکسیژن و یا کاهش فعالیت بیولوژیکی در غلظت‌های بالاتر است.

شکل‌های ۲ و ۳ غلظت‌های VSS، COD و SCOD را در مقابل زمان نشان می‌دهند که توسط مدل‌های لجن فعال شماره یک و سه پیش‌بینی شده‌اند. در این شکل‌ها داده‌های آزمایشگاهی نیز منعکس شده‌اند. ملاحظه می‌شود که غلظت‌های پیش‌بینی شده توسط این مدل‌ها بر اساس پارامترهای تخمین زده شده، انطباق خوبی با مقادیر اندازه‌گیری شده آزمایشگاهی دارند.

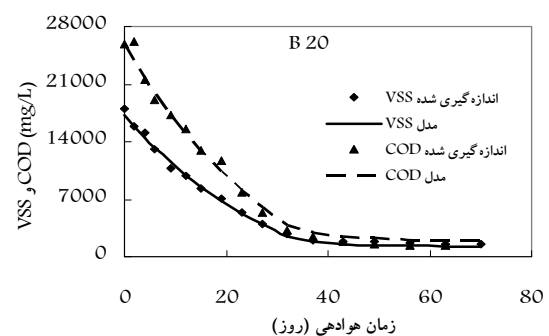
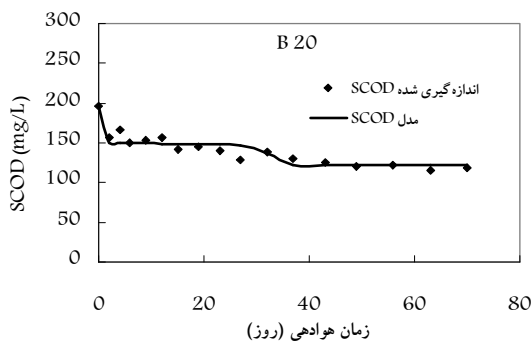
¹ Sum of Squares of Errors (SSE)



(الف)

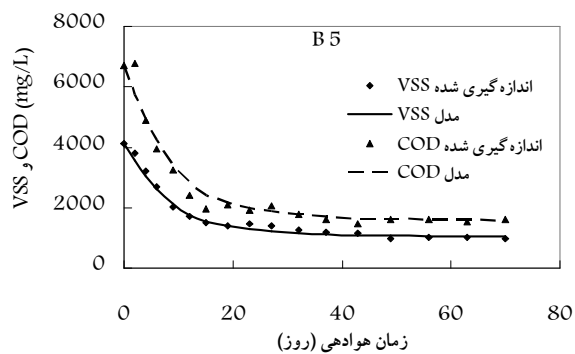
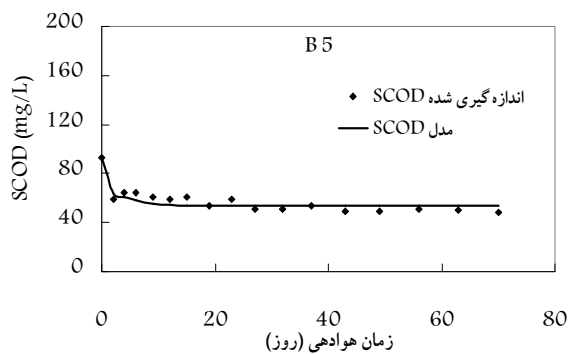


(ب)

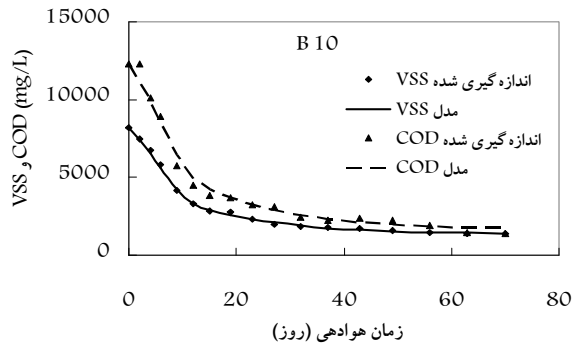
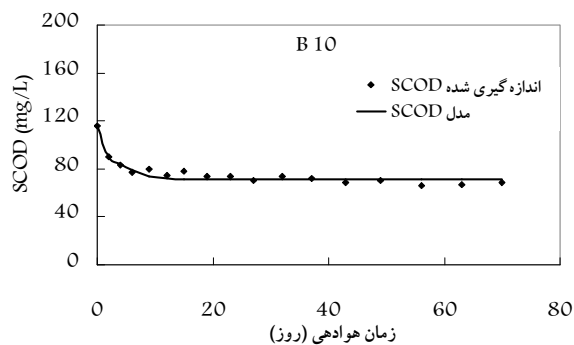


(ج)

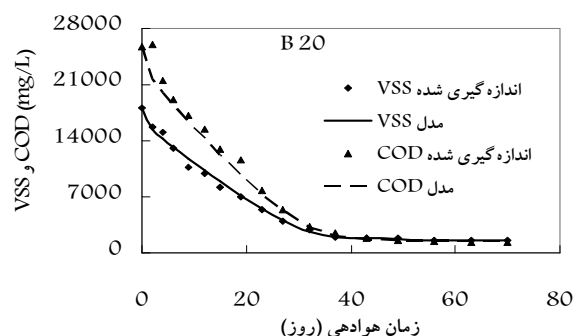
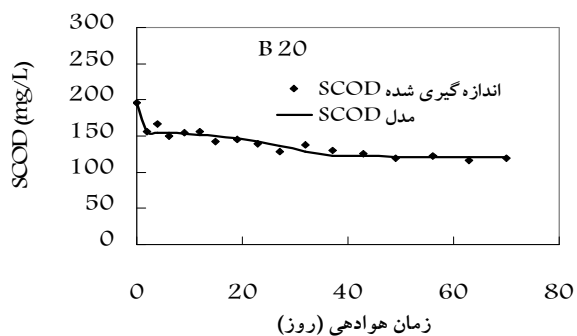
شکل ۲- غلظت‌های VSS، COD و SCOD پیش‌بینی شده توسط ASM1 و نیز داده‌های آزمایشگاهی در مقابل زمان برای راکتورهای ناپیوسته: (الف) راکتور B5، (ب) راکتور B10 و (ج) راکتور B20



(الف)



(ب)



(ج)

شکل ۳- غلظت‌های VSS، COD و SCOD پیش‌بینی شده توسط ASM3 و نیز داده‌های آزمایشگاهی در مقابل زمان برای راکتورهای ناپیوسته: (الف) راکتور B5، (ب) راکتور B10 و (ج) راکتور B20

جدول ۶- مقادیر SSE برای غلظت‌های اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده توسط مدل‌ها در راکتورهای ناپیوسته

SCOD	COD	VSS	مدل	راکتور
-	-	۲۹۸.۰۸۷	مدل آدامز	B5
۸۰/۹۲	۱.۹۹۰.۶۰۰	۲۹۴.۴۶۲	ASM1	
۲۹۴/۲۱	۱.۶۲۳.۲۹۱	۱۹۵.۵۲۲	ASM3	
-	-	۱.۲۰۷.۱۸۳	مدل آدامز	B10
۲۲۱/۹۸	۵.۴۲۵.۲۲۷	۴۲۱.۲۰۸	ASM1	
۱۸۶/۱۴	۲.۸۵۹.۰۸۴	۱۷۶.۴۱۱	ASM3	
-	-	۲.۹۵۲.۷۸۴	مدل آدامز	B20
۹۹۰/۶	۱۱.۵۵۹.۱۳۱	۲.۶۲۱.۵۸۸	ASM1	
۵۱۹/۳۷	۲۸.۹۰۸.۵۸۷	۲.۴۸۴.۸۲۲	ASM3	

است. در رابطه با پیش‌بینی غلظت‌های اکسیژن‌خواهی شیمیایی کل و محلول، در برخی راکتورها پیش‌بینی‌های مدل لجن فعال شماره یک و در برخی موارد پیش‌بینی‌های مدل لجن فعال شماره سه انطباق بیشتری با مقادیر اندازه‌گیری شده داشتند و روند خاصی در این موارد مشاهده نشد. به‌طور کلی، می‌توان نتیجه‌گیری نمود که مدل لجن فعال شماره سه عملکرد بهتری در پیش‌بینی روند تغییرات غلظت‌ها در راکتورها داشته است.

۵- نتیجه‌گیری

در این تحقیق، عملکرد مدل‌های آدامز، لجن فعال شماره یک و سه، در توصیف فرایند هضم هوازی بررسی گردید و پارامترهای هر مدل با هدف کاهش خطای پیش‌بینی مدل‌ها با نتایج حاصل از اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی تخمین زده شد و موارد زیر نتیجه‌گیری شد:

- ۱- مدل آدامز در توصیف روند تغییرات غلظت جامدات معلق فرار و مدل‌های لجن فعال شماره یک و سه، در توصیف روند تغییرات غلظت‌های جامدهای معلق فرار، اکسیژن‌خواهی شیمیایی کل و محلول در فرایند هضم هوازی عملکرد خوبی داشتند.
- ۲- مدل لجن فعال شماره سه که در آن بازیافت ماده آلی از زوال

سلولی وجود ندارد، با در برگرفتن پارامترهای بیشتر و نیز فرایند ذخیره داخلی سلولی، نسبت به مدل لجن فعال شماره یک که مفهوم مرگ- باز تولید را در بر می‌گیرد و نیز نسبت به مدل آدامز که تنها زوال سلولی را شامل می‌شود، بهترین پیش‌بینی کلی را از روند تغییرات غلظت‌های جامدات معلق فرار، اکسیژن‌خواهی شیمیایی کل و اکسیژن‌خواهی شیمیایی محلول در راکتورها دارد.

۳- نتایج حاصل از کاربرد مدل‌ها نشان می‌دهد که راکتورهای حاوی لجن غلیظ‌تر، ثابت آهنگ زوال سلولی کمتری دارند.

۴- هر چند مدل‌های لجن فعال شماره یک و سه در پیش‌بینی غلظت جامدات معلق فرار بهتر از مدل آدامز عمل کردند، اما در مواردی که پیش‌بینی غلظت‌های اکسیژن‌خواهی شیمیایی کل و محلول مورد توجه نباشد، شاید کاربرد مدل آدامز مناسب‌تر و از سهولت بیشتری برخوردار است.

با بررسی‌های انجام شده مشخص گردید که مدل‌های لجن فعال برای مدل‌سازی سیستم هضم هوازی نیز می‌توانند مورد استفاده قرار گیرند. در این زمینه نیاز به تحقیقات بیشتری برای تعریف محدوده پارامترهای مدل‌هاست تا سبب سهولت کاربرد مدل‌ها برای نوع و ترکیب لجن حاصل از فاضلاب خاص منطقه مورد نظر باشد.

۶- مراجع

- 1- Adams, C.E., Eckenfelder, W.W., and Stein, R.M. (1974). "Modifications to aerobic digester design." *Water Research*, 8 (4), 213-218.
- 2- Krishnamoorthy, R., and Loehr, R.C. (1989). "Aerobic sludge stabilization-factors affecting kinetics." *J. of Environmental Engineering*, 115(2), 283-301.
- 3- Lawrence, A.W., and McCarty, P.L. (1970). "Unified basis for biological treatment design and operation." *J. of Sanitary Engineering Division*, 96, 757-778.
- 4- Goodman, B. L., and Englande, Jr., A.J. (1974). "A unified model of the activated sludge process." *J. Water Pollution Control Federation*, 46(2), 312-332.
- 5- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., and Van Loosdrecht, M. (2002). *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*, IWA Scientific and Technical Report, No. 9, IWA, London.
- 6- Tchobanoglous, G., and Burton, F. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse*, 4th Ed., McGraw-Hill, Metcalf and Eddy Inc., Toronto.
- 7- Henze, M., Grady, C.P.L., Gujer, W., Marais, G. V. R., and Matsuo, T. (1987). "A general model for single-sludge wastewater treatment systems." *Water Research*, 21(5), 505-515.
- 8- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., and Van Loosdrecht, M. (1999). "Activated sludge model No. 3." *Water Science and Technology*, 39(1), 183-193.
- 9- APHA, AWWA, WEF. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th Ed., American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington D.C., USA.
- 10- Reichert, P. (1998). *AQUASIM 2.0: Computer program for the identification and simulation of aquatic system*, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, Dubendorf, Switzerland.

- 11- Weijers, S.R., and Vanrolleghem, P.A. (1997). "A procedure for selecting best identifiable parameters in calibrating activated sludge model No. 1 to full scale plant data" *Water Science and Technology*, 36(5), 69-79.
- 12- Koch, G., Kuhni, M., Gujer, W., and Siegrist, H. (2000). "Calibration and validation of activated sludge model No. 3 for Swiss municipal wastewater." *Water Research*, 34(14), 3580-3590.
- 13- Iacopozzi, I., Innocenti, V., Marsili-Libelli, S., and Giusti, E. (2007). "Modified activated sludge model No. 3 (ASM3) with two-step nitrification-denitrification." *Environmental Modeling and Software*, 22, 847-861.
- 14- Shahriari, H. (2003). "Evaluation and modeling of a membrane activated sludge system." M.Sc. Thesis, Department of Civil Engineering, University of Ottawa, Canada.
- 15- Dold, P.L., and Marais, G.V.R. (1986). "Evaluation of the general activated sludge model proposed by the IAWPRC Task Group." *Water Science and Technology*, 18, 63-89.
- 16- Jeppsson, U. (1997). *A general description of the IAWQ activated sludge model No. 1*, Dept. of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund, Sweden.