

ارزیابی عملکرد و تعیین ضرایب سینتیکی فرایند نهر اکسایش با استفاده از مدل‌های حذف آلاینده در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران

مینا رفعتی^۱، محمد پازوکی^{۲*}، حسین قدمیان^۳، علی جلیل‌زاده^۴، آذرمیدخت حسین‌نیا^۵

۱. دانشجوی دکتری مهندسی محیط‌زیست پژوهشکده انرژی پژوهشگاه مواد و انرژی کرج m.rafaty@merc.ac.ir
۲. استاد پژوهشکده انرژی پژوهشگاه مواد و انرژی کرج
۳. دانشیار پژوهشکده انرژی پژوهشگاه مواد و انرژی کرج
۴. رئیس هیئت‌مدیره شرکت مهندسی آرمان تدبیر پالایش
۵. استاد پژوهشکده انرژی پژوهشگاه مواد و انرژی کرج
h.ghadamian@merc.ac.ir
ali.jalilzadeh@gmail.com
a_hosseinnia@merc.ac.ir

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۸/۰۲/۱۰

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۷/۰۳/۲۰

چکیده

این پژوهش با هدف اجرای چهار مدل حذف آلاینده و ارائه مناسب‌ترین مدل بیولوژیکی به همراه ضرایب سینتیکی منطبق با شرایط فاضلاب تولیدی تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران انجام شده است. ضرایب سینتیکی امکان مدل کردن فرایند تصفیه و پیش‌بینی کیفیت پساب خروجی را فراهم کرده و در نتیجه ارزیابی عملکرد تصفیه‌خانه در حال بهره‌برداری و برنامه‌ریزی برای بهبود روش بهره‌برداری میسر می‌شود. پس از گردآوری نتایج آزمایش‌ها، ضرایب مدل‌های حذف آلاینده در دو محدوده MLSS برابر mg/l $3500-4500$ و mg/l $3500-4500$ در فصول گرم و سرد تعیین شد. راندمان حذف اکسیژن خواهی شیمیایی، اکسیژن موردنیاز بیوشیمیایی و مواد معلق به ترتیب برابر $0.4 \pm 94/86$ درصد، $0.65 \pm 97/3$ درصد و $0.48 \pm 94/71$ درصد به دست آمد و مدل مونود با ضریب بازده رشد (Y)، ضریب خودتخریبی (Kd)، نرخ حداکثر مصرف سوبسترا (K) و ثابت نیمه اشباع (Ks) در دو محدوده MLSS به ترتیب برابر mgCOD/mgSS $0.33-0.3$ ، d^{-1} $0.33-0.3$ ، d^{-1} $1/83-1/657$ و mg/l $37/6-44/92$ به‌عنوان منطبق‌ترین مدل حذف آلاینده با فاضلاب مورد مطالعه انتخاب شد. پساب حاصل از تصفیه‌خانه مذکور از نظر دستیابی به پارامترهای کیفی فاضلاب برای مصارف کشاورزی و تخلیه به آب‌های سطحی مطلوب است و از ضرایب سینتیکی به دست آمده می‌توان در طراحی تصفیه‌خانه‌های آبی و بهره‌برداری سیستم‌های موجود مشابه شرایط شهر تهران استفاده کرد.

کلیدواژه

ارزیابی عملکرد، بهبود بهره‌برداری، ضرایب سینتیکی، مدل حذف آلاینده، مدل مونود

۱. سرآغاز

و دسته ثانویه - آثار متعاقب پروژه‌های استفاده مجدد از فاضلاب و در نهایت حفظ محیط‌زیست و بهبود کیفیت و مسائل زیبا شناختی به‌عنوان منافع عمومی - تقسیم می‌شود (محمدی و همکاران، ۱۳۹۵). در این راستا فرایندهای تصفیه متفاوتی از جمله لجن فعال که یکی از متداول‌ترین روش‌ها که بر اساس پایدار سازی مواد آلی، لخته سازی و حذف جامدات کلوئیدی غیرقابل ته‌نشینی توسط مخلوط

محدودیت منابع آب و ضرورت استفاده بهینه از آن به همراه آثار سوء ناشی از دفع نامناسب فاضلاب در محیط، جمع‌آوری و تصفیه فاضلاب را امری اجتناب‌ناپذیر کرده است. بر اساس گزارش برگرفته از منابع مختلف، منافع استفاده مجدد از فاضلاب به دو دسته اولیه - سود حاصل از فروش پساب، استفاده از مواد مغذی و کاهش هزینه‌ها-

مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار بر کارایی فرایندهای تصفیه و جنبه‌های اقتصادی آن است. این معادلات بر اساس معادلات رشد بیولوژیکی و مصرف ریزمغذی استوار است که با اصطلاحات ضرایب بیوسیتیتیکی، نسبت غذا به میکروارگانیسم، متوسط زمان ماند سلولی و غیره بیان می‌شوند. حجم حوض هوادهی، مصرف ریزمغذی، رشد میکروارگانیسم‌ها، کیفیت پساب، آهنگ برگشت لجن، میزان لجن دفعی، دوره هوادهی و آهنگ مصرف اکسیژن با استفاده از این معادلات قابل محاسبه است (Franklin et al, 2013). برای طراحی و همچنین بهره‌برداری و نگهداری مناسب از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، انتخاب ضرایب سیتیتیکی مناسب با توجه به نوع فاضلاب و شرایط آب و هوایی منطقه ضروری است (Grady et al, 2011). از ضرایب سیتیتیکی به منظور کنترل فرایندهای تصفیه بیولوژیکی و پیش‌بینی و تخمین مدل حذف مواد آلی و مواد مغذی و همچنین رشد میکروبی استفاده می‌شود (Huang et al, 2013). ضرایب سیتیتیکی در محدوده موردنظر هر فرایند تصفیه بیولوژیکی، برای طراحی همان واحد و برای همان فاضلاب خاص در نقاط مختلف کاربرد دارد و در رابطه‌های طراحی تصفیه‌خانه به کار می‌رود (خسروی و همکاران، ۱۳۹۴). از آنجا که ضرایب سیتیتیکی در هر مدل بیولوژیکی حذف آلاینده متفاوت است. نخست بایستی مدل بیولوژیکی حذف آلاینده متناسب با شرایط واقعی فاضلاب تعیین و سپس ضرایب سیتیتیکی مناسب‌ترین و منطبق‌ترین مدل به دست آید. تاکنون مدل‌های سیتیتیکی زیادی برای فرایندهای تصفیه فاضلاب ارائه شده‌اند که در این میان می‌توان به مدل‌های حذف آلاینده مرتبه نخست، مرتبه دوم (گراو)، استور-کینکنون و موند اشاره کرد (Stover & Kincannon, 1982).

ارزیابی مدل‌های سیتیتیکی توسط برخی محققان بررسی شده است. از جمله در پژوهشی برای مدل‌سازی سیتیتیکی راکتور بستر متحرک ناپیوسته متوالی بیوفیلمی با جریان پیوسته از سه مدل حذف آلاینده مرتبه نخست، مدل گراو

میکروارگانیسم‌ها است، گسترش یافته است (Liwarska-Bizukojc & Bizukojc, 2012). مکانیسم پایدارسازی مواد آلی، دسترسی باکتری‌ها به مواد آلی و انجام واکنش‌های کاتابولیتیکی و آنابولیتیکی بوده که شناخت کافی این فرایند، مستلزم تعیین معادلات بیوسیتیتیکی است. برای نیل به این هدف، لزوم ارزیابی عملکرد تصفیه‌خانه‌های فاضلاب در حال بهره‌برداری با سنجش پارامترهای مختلف چون اکسیژن‌خواهی شیمیایی^۱، اکسیژن‌خواهی مورد نیاز بیوشیمیایی^۲، مواد معلق^۳ و تغییرات pH پساب خروجی مطرح است که به دنبال وجود مشکل بایستی تمهیدات لازم برای حل آن اندیشید. طراحی و بهره‌برداری از سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی نیاز به سرمایه‌گذاری‌های عظیم مالی و انسانی داشته، برای جلوگیری از به هدر رفتن چنین هزینه‌های گزاف لازم است طراحی منطبق با شرایط آب و هوایی منطقه و مشخصات واقعی فاضلاب‌ها بر مبنای نتایج حاصل از تست‌های تجربی انجام گیرد تا با به‌کارگیری ضریب اطمینان بالا از بروز مشکلات عمده در طراحی جلوگیری شده و ضمن استحصال راندمان بالاتر در تصفیه فاضلاب، از طریق کاهش و تعدیل ابعاد واحدها و تجهیزات الکترومکانیکال کاهش هزینه‌های اجرایی و بهره‌برداری تصفیه‌خانه‌های فاضلاب را شاهد باشیم (صادقی و همکاران، ۱۳۹۲). بنابراین شناخت کافی میکروارگانیسم‌ها، سیتیتیکی رشد آن‌ها و آهنگ مصرف ریزمغذی مورد نظر توسط این میکروارگانیسم‌ها در فرایند تصفیه ضروری است. در گذشته طراحی فرایندهای تصفیه بیولوژیکی بر اساس پارامترهای تجربی نظیر بار آلی، بار هیدرولیکی و دوره هوادهی به دست آمده از طریق آزمایش‌های مختلف یا با استفاده از مبانی طراحی مراجع و استانداردهای دیگر کشورها انجام می‌پذیرفت (Imbierowicz & Chacul, 2012) که ممکن است با شرایط منطقه‌ای ایران سازگار نباشد. اما امروزه این طراحی‌ها بر مبنای معادلات بیوسیتیتیکی انجام می‌شود به طوری که می‌توان گفت انتخاب ضرایب بیوسیتیتیکی مناسب از

آلاینده، مدلی که فرایند را به بهترین شکل توصیف می‌کند و با اطلاعات فرایند مطابقت داشته، مدل استور-کینکتون بوده است (Abyar et al, 2017).

(Al-Malack, 2006) ضرایب بیوسنتیک یک بیوراکتور غشایی مستغرق شده را برای تصفیه فاضلاب شهری تعیین کرد، ضرایب بیوسنتیک تحت غلظت‌های MLSS و نرخ‌های بارگذاری مواد آلی متفاوت برای پارامترهای Y ، k_d ، k ، K_s به ترتیب در دامنه‌های $0/58-0/49$ ، $0/151-0/37$ ، $6/46-1/28$ و $2933-289$ قرار داشتند.

پارامترهای بیوسنتیک را در تصفیه فاضلاب شهری با یک راکتور غشایی مستغرق شده به وسیله معادله مونود تعیین نمود، نتایج مقادیر ضرایب Y ، k_d ، K_s و μ_m را به ترتیب $0/67$ mgVSS/mgCOD، $0/5$ d-1، $65/5$ mg/L و $1/86$ d-1 نشان داد (نقی‌زاده و همکاران، ۱۳۸۷).

Mardani و همکاران (۲۰۱۱) ضرایب سینتیکی تصفیه‌خانه فاضلاب شهری جنوب اصفهان با فرایند لجن فعال را در حالات مختلف تصفیه شامل لجن فعال متعارف، هوادهی ممتد و تثبیت تماسی را در مقیاس پایلوت مورد مطالعه قرار دادند، نتایج آن‌ها نشان داد که ضرایب Y ، K_d ، μ_m ، K_s برای لجن فعال متعارف به ترتیب در محدوده‌های $0/48-0/80$ ، $0/26-0/189$ ، $0/98-0/95$ و $71-52$ برای حالت هوادهی ممتد به ترتیب $0/2512-0/6174$ ، $0/309-0/198$ ، $3/17-1/96$ و $508-311/7$ و برای حالت تثبیت تماسی به ترتیب برابر $0/713-0/6322$ ، $0/387-0/172$ ، $0/23-0/42$ و $13/8-50/8$ است.

Taheri و همکاران (۲۰۱۲) ضرایب بیوسنتیک را در تصفیه فاضلاب شور با راکتوری منقطع با تأکید بر تشکیل گرانول مطالعه کردند و پارامترهای K_s ، K_d ، K و Y را در فاضلابی شور (10 grNaCl/L) به ترتیب 195 mgCOD/L، $2/29$ gCOD/gVSSd، $0/25$ gVSS/gVSSd و $0/45$ mgVSS/mgCOD تعیین کردند.

بیرصاحب و همکاران (۱۳۹۲) در مدل‌سازی فرایند واحدهای بیولوژیک فاضلاب‌های بیمارستانی بروش لجن

و مدل استور-کینکتون، در نهایت مدل استور-کینکتون به‌عنوان مناسب‌ترین مدل برای مدل‌سازی این فرایند گزارش شد (خانی و همکاران، ۱۳۹۵). در مطالعه‌ای دیگر، به‌منظور مدل‌سازی بیولوژیکی فرایند بیوفیلمی با بستر متحرک به‌منظور حذف ترکیبات مغذی از سه مدل حذف آلاینده مرتبه نخست، مدل گراو و مدل استور-کینکتون استفاده شد و بر اساس نتایج حاصله در شرایط بهینه راهبری با توجه به تحلیل سینتیکی حذف ازت و فسفر، مدل استور-کینکتون به‌عنوان مدل مناسب برای فرایند بیوفیلمی با بستر متحرک انتخاب شد (کرمانی و همکاران، ۱۳۸۹). نتایج تحقیقاتی دیگر در خصوص ارزیابی مدل‌های حذف آلاینده مرتبه نخست، مدل گراو و مدل استور-کینکتون در حذف ریزمغذی‌ها در زیرسطحی تصفیه‌خانه فاضلاب شهر یزد حاکی از این بود که در خصوص پیش‌بینی رفتار حذف ریزمغذی‌ها، مدل استور-کینکتون نزدیک‌ترین ارتباط بین پیش‌بینی‌های تئوری و داده‌های میدانی واقعی را ارائه کرده است (فرزادکیا و همکاران، ۱۳۹۲). در پژوهش تعیین ضرایب سینتیکی تصفیه‌خانه فاضلاب شهری با استفاده از فرایند لجن فعال هیبریدی دو مدل حذف آلاینده مرتبه دوم و مدل استور-کینکتون به‌کار گرفته شد که هر دو مدل با ضریب همبستگی $98-99$ درصد نشان از تبعیت فرایند از دو مدل اشاره شده را داشت (Noroozi et al, 2014).

در مقایسه مدل مونود با سه مدل حذف آلاینده مرتبه نخست، مرتبه دوم و مدل استور-کینکتون نیز مطالعاتی انجام شده است از جمله در مقاله ارزیابی سینتیک راکتور فرایند UASB ترکیب شده با فرایند آنوماکس پس از مقایسه چهار مدل سینتیک مذکور، مدل گراو درجه دوم و مدل استورکینکتون تطابق قابل قبولی با فرایند داشته و نتایج به دست آمده برای بهینه‌سازی شرایط بهره‌برداری بسیار ارزشمند توصیف شدند (Niu et al, 2016). همچنین در مقاله ارزیابی سینتیک و آنالیز فرایند حذف نیتروژن و مواد آلی در بیوراکتور UASB در مقایسه چهار مدل حذف

بهره‌برداری از سیستم تصفیه‌خانه انجام شده است که با تعیین مدل مناسب و ضرایب سینتیکی مربوطه، امکان مدل کردن فرایند تصفیه و پیش‌بینی کیفیت پساب خروجی را فراهم می‌کند و در نتیجه ارزیابی عملکرد تصفیه‌خانه در حال بهره‌برداری و برنامه‌ریزی برای بهبود روش بهره‌برداری میسر می‌شود. از ضرایب سینتیکی به دست آمده در طراحی تصفیه‌خانه‌های آبی و بهره‌برداری بهینه از سیستم‌های موجود در شهرهای با شرایط محیطی و فاضلاب مشابه شرایط شهر تهران می‌توان استفاده کرد و گامی در جهت استقلال علمی کشور و منطبق کردن طرح‌های مهندسی با شرایط بومی برداشت. شایان اشاره است که فاضلاب شهر تهران توسط شبکه فاضلاب، جمع‌آوری شده و به‌منظور تصفیه، به تصفیه‌خانه‌های موجود در شهر تهران تخلیه می‌شود، در نتیجه ماهیت و کیفیت فاضلاب در ورودی تصفیه‌خانه‌های شهر تهران مشابه است.

۲. مواد و روش بررسی

این مطالعه از نوع توصیفی-مقطعی و روی تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران با استفاده از سیستم تصفیه هوایی از نوع لجن فعال با فرایند نهر اکسایش صورت گرفت. سیستم بیولوژیکی تصفیه فاضلاب برای ۱۰۵۰۰۰ نفر و متشکل از واحد حوض هوادهی، ته‌نشینی ثانویه، تجهیزات دفع و برگشت لجن و سیستم‌های هوادهی است.

در تمام مدت زمان بهره‌برداری، غلظت COD ورودی و خروجی به روش رنگ‌سنجی با استفاده از اسپکتروفوتومتر ساخت شرکت آکوالیتیک^۴ و ویال‌های مخصوص آن انجام شد. DO، pH و دما با استفاده از دستگاه مولتی پرآب شرکت آکوالیتیک اندازه‌گیری شد. آزمایش‌های کل جامدات معلق مایع مخلوط و کل امدات معلق فرار مایع مخلوط، به روش وزن‌سنجی مطابق کتاب استاندارد متد آزمایش‌های آب و فاضلاب (2540E, 2540D) انجام شد. آزمایش BOD ورودی و خروجی سیستم با استفاده از دستگاه BOD track شرکت آکوالیتیک اندازه‌گیری شد.

فعال (مطالعه موردی: بیمارستان قدس سنندج) ضرایب سینتیکی Y, K_s, K_d, μ_m را به ترتیب 0.739 ± 0.14 ، 0.39 ± 0.17 و 0.04 ± 0.01 ، 0.188 ± 0.028 ، $36/7 \pm 5/97$ به دست آوردند.

عظیمی و طاهریون (۱۳۹۲) عملکرد فرایند لجن فعال تلفیقی با بستر ثابت را در تصفیه فاضلاب صنایع غذایی (مطالعه موردی: تصفیه‌خانه شهرک آمل) بررسی کردند. در این تحقیق ضرایب سینتیکی Y, K_d, K_s و K به ترتیب $0.419 - 0.502$ mg/mg d^{-1} ، $0.062 - 0.121$ d^{-1} ، $0.03 - 1.0/3$ d^{-1} و $215/2 - 54/7$ محاسبه شد.

تکدستان و همکاران (۱۳۹۵) تعیین ضرایب بیوسینتیکی فرایند بیولوژیکی واحد لجن فعال با هوادهی ممتد در شرایط آب و هوایی گرم در تصفیه‌خانه بیمارستانی را مورد مطالعه قرار دادند، آن‌ها مقادیر K_d, Y, K_s, K و μ_m را با استفاده از معادلات اصلاح شده مونود به ترتیب برابر d^{-1} 0.06 ، $9/74$ mg/L، 0.39 gBiomass/gBOD₅، d^{-1} $2/19$ و d^{-1} $0/85$ محاسبه کردند.

به‌منظور کنترل کارکرد تصفیه‌خانه در حال بهره‌برداری، لازم است نرخ تغییرات و غلظت مواد غذایی قابل تجزیه زیستی مشخص شود. با توجه به وابستگی کیفیت پساب خروجی به نرخ‌های مورد اشاره، مدل ریاضی مناسب برای تشریح نرخ تجزیه مواد آلی و تولید زیست توده بایستی ارائه شود تا در شبیه‌سازی فرایند در فاز بهره‌برداری استفاده شود. به‌رغم تحقیقات انجام شده، در حال حاضر مطالعات مدون و جامعی در رابطه با مقایسه مدل‌های حذف آلاینده شامل مدل حذف آلاینده مرتبه نخست، مدل گراو، مدل استور-کینکون و مدل مونود در فرایند نهر اکسایش انجام نشده است. از این‌رو پژوهش حاضر با اهداف: بررسی کارای تصفیه‌خانه موجود در حذف مواد آلی از فاضلاب، اجرای چهار مدل حذف آلاینده مرتبه نخست، مرتبه دوم (گراو)، استور-کینکون و مدل مونود برای محاسبه ضرایب سینتیکی طراحی و بهره‌برداری از تصفیه‌خانه موجود، تعیین بهترین مدل سینتیکی برای طراحی و

راندمان تصفیه‌خانه در حذف پارامترهای مورد سنجش از میانگین پارامترهای ورودی و خروجی بر اساس آزمون میانگین نمونه‌های جفت^۵ استفاده شد و در مرحله بعد به منظور بررسی کارایی تصفیه‌خانه مورد مطالعه، پارامترهای مورد سنجش در پساب خروجی با استانداردهای زیست‌محیطی سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران و آمریکا^۶ مقایسه شده است.

۲.۲ مدل‌های بیولوژیکی حذف آلاینده

اطلاعات سینتیکی به توصیف میزان حذف ریزمغذی و پارامترهای تأثیرگذار در راکتورها کمک فراوانی می‌کند. مطالعه و کشف این روابط در مکانیسم‌هایی که فرایندها را کنترل می‌کنند، امری ضروری است (Francisco et al, 2006). در ادامه چهار مدل حذف آلاینده مرتبه نخست، مرتبه دوم، استوور کینکتون و موند به شرح زیر بررسی می‌شوند و روابط مربوط به این مدل‌ها در جدول ۱ ارائه شده است.

۱.۲.۲ مدل حذف آلاینده مرتبه اول

تغییرات در سرعت حذف آلاینده در راکتور با در نظر گرفتن درجه نخست بودن واکنش برای حذف آلاینده به صورت رابطه (۲) بیان می‌شود (شربت ملکی، برقی، ۱۳۸۴). ثابت سینتیکی درجه اول است. در شرایط تعادل پایدار در راکتور بیولوژیکی تغییرات در حذف غلظت‌های آلاینده (ds/dt) برابر صفر است. از این رو رابطه (۲) را به صورت رابطه (۳) می‌توان نوشت. در این حالت K_1 می‌تواند از ترسیم (Si-Se)/HRT در مقابل Se طبق رابطه (۳) به دست آید که از ساده سازی رابطه (۲) حاصل شده است. شیب خط رسم شده نمایانگر K_1 است (Faridnasr et al, 2016).

۲.۲.۲ مدل حذف آلاینده مرتبه دوم (گراو^۷)

مدل گراو بیانگر سینتیک درجه دوم است که آن را می‌توان

مرجع مورد استفاده برای تأیید روش های آموزشی این پژوهش شامل مقادیر دما، BOD_5 ، COD، TSS، DO، Alk، pH، MLSS به ترتیب از روش‌های شماره ۲۵۵۰، ۵۲۱۰، ۵۲۲۰، ۲۵۴۰، O-۴۵۰۰، ۲۳۲۰، ۲۷۱۰ و H^+ -۴۵۰۰ برای آزمایش‌های آب و فاضلاب بوده است (APHA et al, 2005). پژوهش حاضر در دو دوره سه‌ماهه گرم سال (تیر، مرداد، شهریور) و سه ماهه سرد سال (آذر، دی، بهمن) در سال ۱۳۹۷ انجام شد و تعداد ۸۰ نمونه با روش نمونه‌برداری مرکب از محل ورودی و داخل تانک هوادهی و داخل و خارج تانک ته‌نشینی ثانویه مدول ۵ و ۶ تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران با فرایند تصفیه نهر اکسایش صورت پذیرفت. در این تحقیق فاضلاب خروجی از واحد ته‌نشینی اولیه به‌عنوان «فاضلاب ورودی» و فاضلاب خروجی از تانک ته‌نشینی ثانویه به‌عنوان «فاضلاب خروجی» در نظر گرفته شده است. به‌منظور ارزیابی عملکرد تصفیه‌خانه موجود، راندمان حذف آلاینده‌های مورد سنجش در این تصفیه‌خانه برای اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی، اکسیژن‌خواهی شیمیایی و مواد معلق محاسبه شد. پس از گردآوری نتایج آزمایش‌ها در هر کدام از مدل‌ها، ضرایب مدل حذف آلاینده در دو محدوده MLSS برابر با ۲۵۰۰-۳۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر و ۳۵۰۰-۴۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر بر اساس روابط ریاضی و رسم نمودارهای آماری محاسبه شده‌اند و همچنین ضریب همبستگی و معادله رگرسیون در هر نمودار مدل به دست آمد. در نهایت مقایسه ضرایب همبستگی مدل‌ها با یکدیگر انجام و بهترین مدل متناسب با شرایط فاضلاب موجود انتخاب شده است.

۱.۲ ارزیابی عملکرد تصفیه‌خانه

کیفیت فاضلاب ورودی و پساب خروجی از تصفیه‌خانه در دو دوره سه‌ماهه اندازه‌گیری و بر اساس معادله (۱) جدول ۱، میانگین در صد حذف آلاینده‌های مورد سنجش در این تصفیه‌خانه برای اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی، اکسیژن خواهی شیمیایی و مواد معلق محاسبه شد. به‌منظور بررسی

۴.۲.۲. مدل مونود^۹

يکى ديگر از مدل‌هاى حذف آلاينده براى تعيين ضرايب سيپتيکى زيست شناختى مدل مونود بوده که براساس تعيين نرخ رشد باکترى و مصرف ريزمغذى در راکتورى منقطع بيان مى شود که هيچ گونه محدودکننده رشدى در آن وجود ندارد (دلنواز، ۱۳۹۶). سيپتيک رشد ميکروبي شامل مصرف ريزمغذى و به دنبال آن توليد بيومس است که ميزان سرعت تغيير در غلظت ريزمغذى در اثر مصرف با رابطه (۱۲) و ميزان توليد خالص بيومس با رابطه (۱۳) نشان داده شده است. براساس موازنه جرمى بيومس و ريزمغذى در شرايط پايدار روابط (۱۴) و (۱۵) حاصل مى شود.

با رسم نمودارهاى $U-(1/SRT)$ و $(1/S)-(1/U)$ مى توان ضرايب سيپتيکى را به دست آورد. به اين صورت که محل برخورد نمودار $U-(1/SRT)$ با محور عمودى معرف K_d و شيب اين نمودار نشان دهنده Y است. در ضمن محل برخورد نمودار $(1/S)-(1/U)$ با محور عمودى نشان دهنده $1/K$ و شيب اين خط معرف KS/K است (موسويان و همکاران، ۱۳۹۴)

طبق رابطه (۴) بيان کرد (Grau et al, 1975). با حل معادله ديفرانسييل رابطه (۴)، رابطه (۵) به دست مى آيد و اگر بخش دوم سمت راست رابطه (۵) عدد ثابت فرض شود، رابطه (۶) به دست مى آيد. در واقع براى ساده سازى مى توان گفت که $Si/(Si-Se)$ عملاً راندمان حذف آلاينده در سيستم است. پس به جاى آن مى توان پارامتر E را وارد رابطه کرد و رابطه (۷) حاصل مى شود. در اين حالت مقدار m برحسب روز و n بدون واحد به ترتيب عرض از مبدأ و شيب خط رسم شده خواهند بود (Alizadeh et al, 2018).

۳.۲.۲. مدل اصلاح شده حذف استور- کينگن^۸

اين مدل به صورت رابطه (۸) بيان مى گردد (Kincannon & Stover, 1982). با نوشتن موازنه جرم در اطراف سيستم رابطه (۹) به دست مى آيد که با مساوى قرار دادن طرفهاى دوم، رابطه (۱۰) به وجود مى آيد و رابطه (۱۰) پس از خطى سازى به صورت رابطه (۱۱) بيان مى شود. با رسم $V/Q(Si-Se)$ بر حسب $V/Q.Si$ خط راستى حاصل خواهد شد که عرض از مبدأ و شيب اين خط به ترتيب مقادير $1/U_{max}$ و KB/U_{max} است. به اين ترتيب مقادير U_{max} و K_B به دست خواهند آمد (Derakhshan et al, 2018).

جدول ۱. معادلات و روابط مورد استفاده در مدل‌هاى سيپتيکى

معادله رابطه	شماره رابطه
$\%R = \frac{A-B}{A} * 100$	۱
$-\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot S_i - \frac{Q}{V} \cdot S_e - K_1 S_e$	۲
$\frac{S_i - S_e}{HRT} = K_1 S_e$	۳
$-\frac{dS}{dt} = K_S \cdot X \cdot \left(\frac{S_e}{S_i}\right)^2$	۴
$\frac{S_i - HRT}{S_i - S_e} = HRT - \frac{S_i}{K_S \cdot X}$	۵
$\frac{S_i \cdot HRT}{S_i - S_e} = n \cdot HRT + m$	۶
$\frac{HRT}{E} = n \cdot HRT + m$	۷

ادامه جدول ۱. معادلات و روابط مورد استفاده در مدل‌های سینتیکی

شماره رابطه	معادله رابطه
۸	$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} (S_i - S_e)$
۹	$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} (S_i - S_e)$
۱۰	$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} (S_i - S_e) = \frac{U_{max} (\frac{Q \cdot S_i}{V})}{K_B + (\frac{Q \cdot S_i}{V})}$
۱۱	$(\frac{dS}{dt})^{-1} = \frac{V}{Q \cdot (S_i - S_e)} = \frac{K_B}{U_{max}} (\frac{V}{Q \cdot S_i}) + \frac{1}{U_{max}}$
۱۲	$r_{su} = -\frac{\mu_m X S}{Y(K_s + S)}$
۱۳	$r_g = -Y r_{su} - K_d X$
۱۴	$\frac{1}{SRT} = YU - K_d = \frac{Y(S_i - S_e)}{\theta X} - K_d$
۱۵	$\frac{\theta X}{S_i - S_e} = \frac{1}{U} = \frac{K_s}{K} \cdot \frac{1}{S} + \frac{1}{K}$

۳. نتایج

سنجش در این تصفیه‌خانه به ترتیب برای اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی، اکسیژن خواهی شیمیایی و مواد معلق برابر با ۹۴/۷۱±۱/۴۸ درصد، ۹۴/۸۶±۰/۴ درصد، ۹۷/۳±۰/۶۵ درصد است.

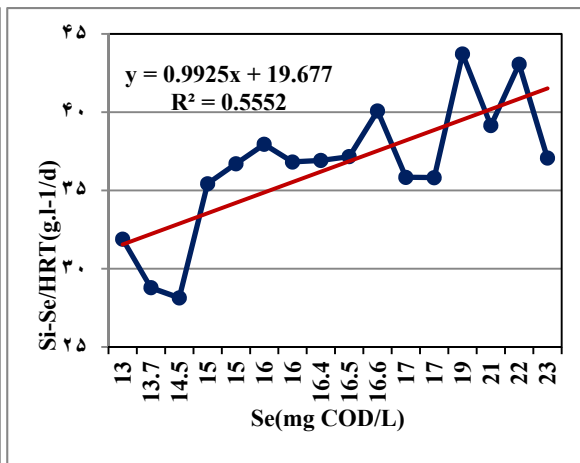
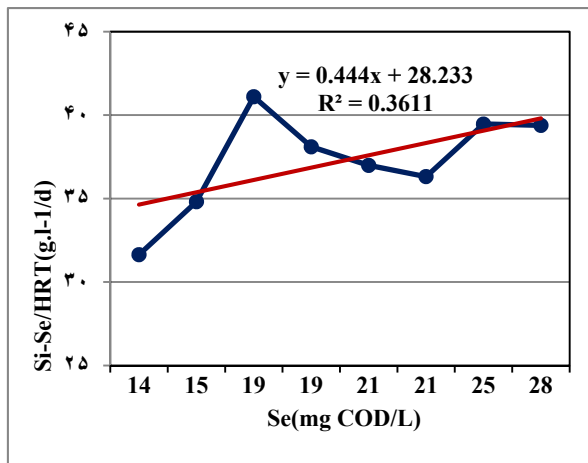
کیفیت فاضلاب ورودی و پساب خروجی از تصفیه‌خانه در دو دوره سه ماهه در جدول ۲ نشان داده شده است. بر اساس جدول ۲، میانگین راندمان حذف آلاینده‌های مورد

جدول ۲. توصیف ویژگی فاضلاب ورودی به تصفیه‌خانه بر اساس پارامترهای مختلف

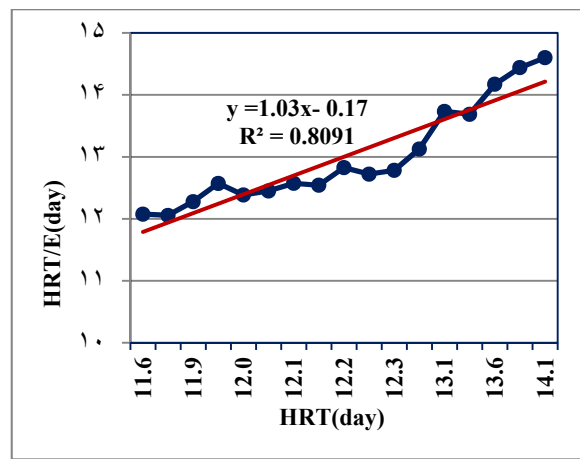
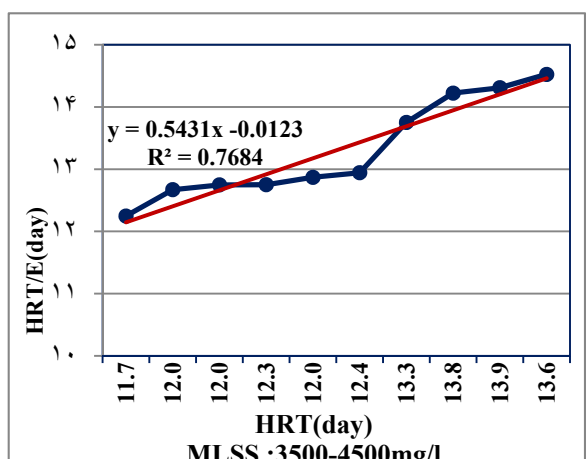
پارامتر	محل	میانگین ± انحراف معیار					
		تیر	مرداد	شهریور	آذر	دی	بهمن
دما (سانتی‌گراد)		۲۴±۱/۹۵	۲۸±۳/۴۸	۳۱±۱/۹۹	۵±۶	۵±۳/۱	۵±۳/۲۴
pH	ورودی	۷/۳±۰/۰۴	۷/۳±۰/۰۴	۷/۳±۰/۰۶	۷/۳±۰/۰۵	۷/۳±۰/۰۵	۷/۴±۰/۰۷
	خروجی	۶/۷±۰/۰۹	۶/۷±۰/۰۶	۶/۸±۰/۰۸	۶/۶۳±۰/۰۵	۶/۶۴±۰/۰۷	۶/۵۷±۰/۰۸
TSS(mg/L)	ورودی	۱۷۴±۷۰/۲۷	۱۳۱±۳۹/۳۹	۱۵۹±۴۸/۷۲	۲۷۰±۶۰/۳۷	۲۶۴±۹۲/۵	۲۶۳±۶۵/۵۴
	خروجی	۱۰/۶±۴/۳۳	۷/۹±۲/۶۲	۸/۴±۲/۷۷	۱۰/۴±۵/۷۷	۱۰/۸±۴/۹۴	۸/۹±۳/۰۵
COD(mg/L)	ورودی	۳۹۱±۴۰/۵	۳۶۹±۳۴/۹۷	۳۸۲±۴۹/۶	۵۱۶±۳۶/۱	۵۵۵±۷۰/۶	۵۱۵±۴۸/۴
	خروجی	۲۱±۷/۳۳	۱۷±۳/۷۳	۱۸±۶/۹۵	۲۸±۸/۹۵	۲۹±۱۱	۲۶±۸/۳۹
BOD ₅ (mg/L)	ورودی	۲۲۳±۲۱/۵	۲۱۱±۲۲/۴۸	۲۳۴±۲۷/۱	۲۹۹±۳۲/۸	۳۱۵±۳۵/۵	۳۰۵±۳۱/۸
	خروجی	۶/۷±۲/۲	۶/۸±۲/۱۳	۸/۱±۳/۰۲	۶/۶±۳/۷۲	۷±۳/۱۲	۵/۶±۳/۱۳
راندمان		%۹۷	%۹۶/۸	۹/۵	%۹۷/۸	%۹۷/۸	%۹۸/۱

با استفاده از معادلات جدول ۱ و نتایج به دست آمده از نتایج آزمایش‌ها در ۸۰ مرتبه نمونه‌برداری در دو دوره سه ماهه از سال و ترسیم نمودارهای مرتبط با مدل‌های بیولوژیکی در حذف بار آلودگی COD ضرایب سینتیکی محاسبه شده‌اند. نمودارهای ۱ تا ۵ مقادیر ضرایب بیوسینتیکی را در محدوده MLSS از ۲۵۰۰ تا ۴۵۰۰ میلی گرم نشان می‌دهد. با توجه به شکل ۱ و رابطه ۲، در مدل بیولوژیکی حذف آلاینده درجه نخست در محدوده MLSS=2500-

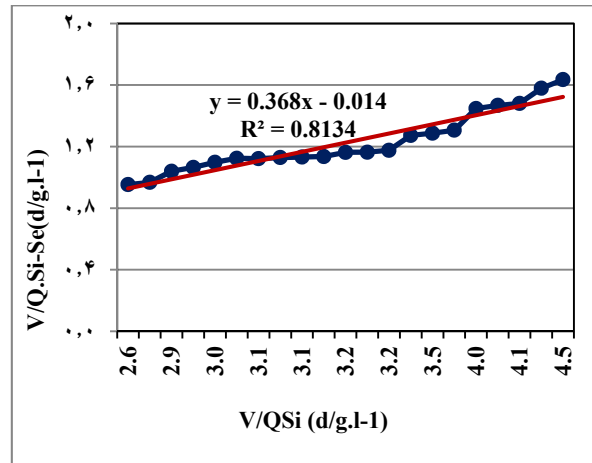
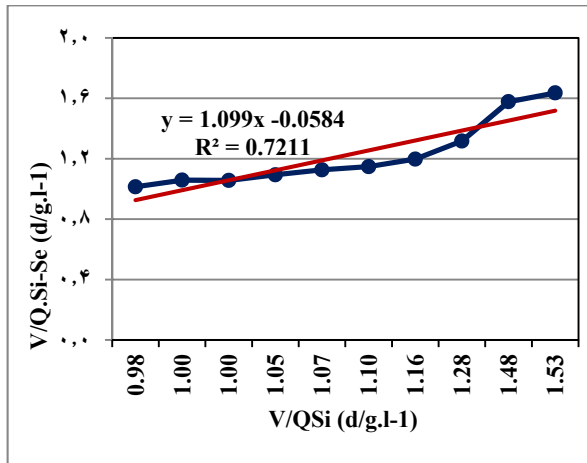
3500mg/l معادله خط رگرسیون به دست آمده از نتایج آزمایش‌ها $Y=0.9925X+19.677$ با ضریب تعیین $R^2=0.555$ بوده و مقدار ثابت سینتیکی K_1 ۰/۹۹ که معادل شیب نمودار است. همچنین در محدوده MLSS=3500-4500mg/l معادله خط رگرسیون به دست آمده از نتایج آزمایش‌ها $Y=0.444X+28.233$ با ضریب تعیین $R^2=0.361$ بوده و مقدار ثابت سینتیکی K_1 ۰/۴۴ است.



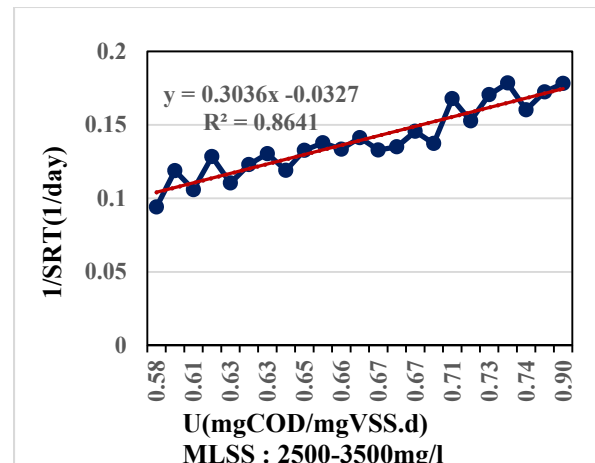
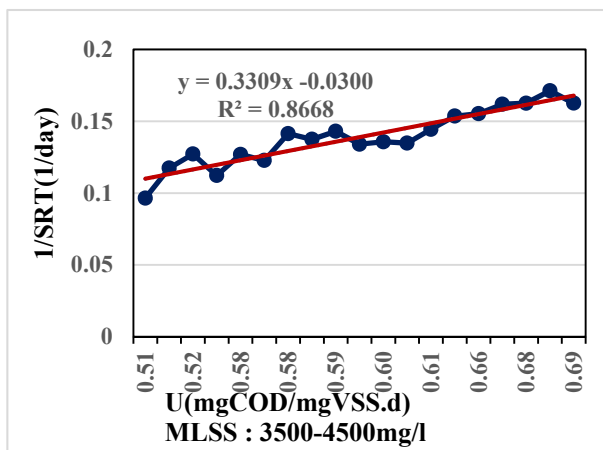
شکل ۱. مدل حذف آلاینده مرتبه نخست به منظور حذف COD در دو محدوده MLSS



شکل ۲. مدل حذف آلاینده مرتبه دوم به منظور حذف COD در دو محدوده MLSS



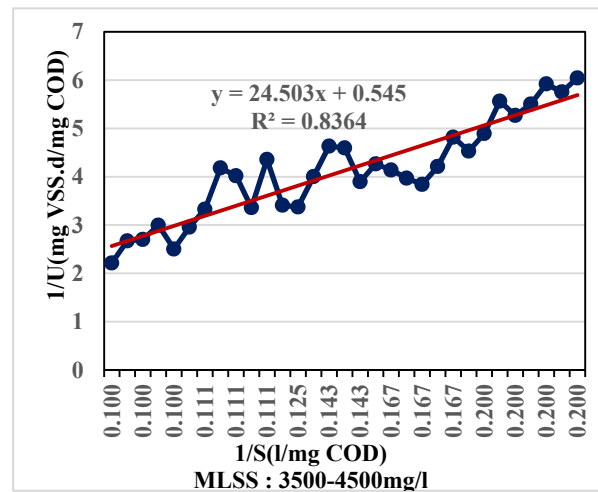
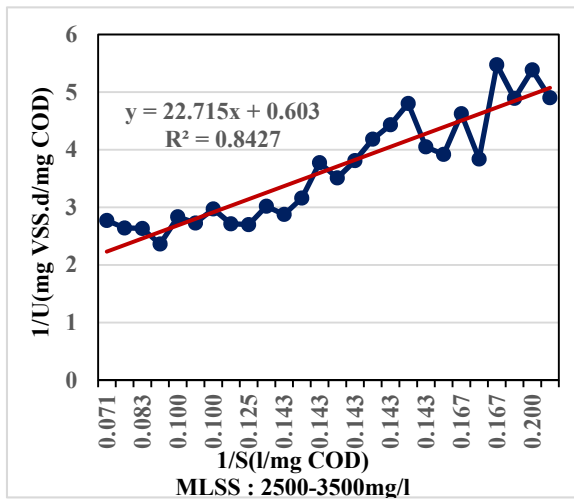
شکل ۳. مدل حذف آلاینده استور-کین کانن به منظور حذف COD در دو محدوده MLSS



شکل ۴. مدل مونود به منظور حذف COD در دو محدوده MLSS

با توجه به شکل ۳ و رابطه ۱۰، در مدل بیولوژیکی استور-کینکنون در محدوده $MLSS=2500-3500mg/l$ معادله خط رگرسیون به دست آمده از نتایج آزمایشها $Y=0.368X-0.014$ با ضریب تعیین $R^2=0.813$ بوده و مقدار ثوابت سینتیکی U_{max} و K_B به ترتیب برابر $25/7$ و $69/7$ گرم در لیتر است. همچنین در محدوده $MLSS=3500-4500mg/l$ معادله خط رگرسیون به دست آمده از نتایج $Y=1.099X-0.0584$ با ضریب تعیین $R^2=0.721$ بوده و مقدار ثوابت سینتیکی U_{max} و K_B به ترتیب برابر $25/7$ و $18/8$ گرم در لیتر با ضریب همبستگی $0/82$ است.

با توجه به شکل ۲ و رابطه ۶، در مدل بیولوژیکی حذف آلاینده در چه دوم در محدوده $MLSS=2500-3500mg/l$ معادله خط رگرسیون به دست آمده از نتایج آزمایشها $Y=1.03X-0.17$ با ضریب تعیین $R^2=0.809$ بوده و مقدار ثوابت سینتیکی m و n که معادل شیب نمودار و منفی عرض از مبدأ نمودار است، به ترتیب برابر $1/03$ در روز و $0/17$ است. همچنین در محدوده $MLSS=3500-4500mg/l$ معادله خط رگرسیون به دست آمده از نتایج آزمایشها $Y=0.5431X-0.0123$ با ضریب تعیین $R^2=0.7684$ بوده و مقدار ثوابت سینتیکی m و n به ترتیب برابر $0/54$ در روز و $0/123$ است.



شکل ۵. مدل مونود به منظور حذف COD در دو محدوده MLSS

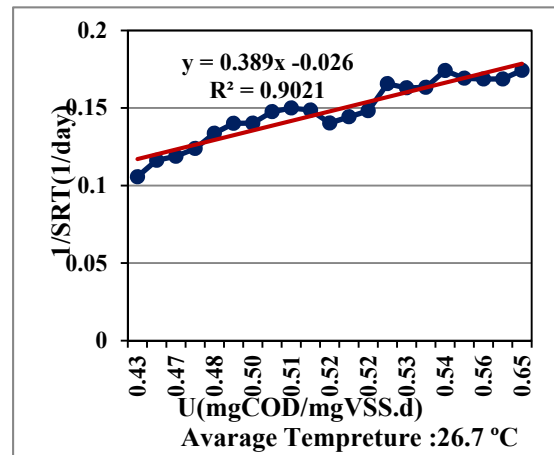
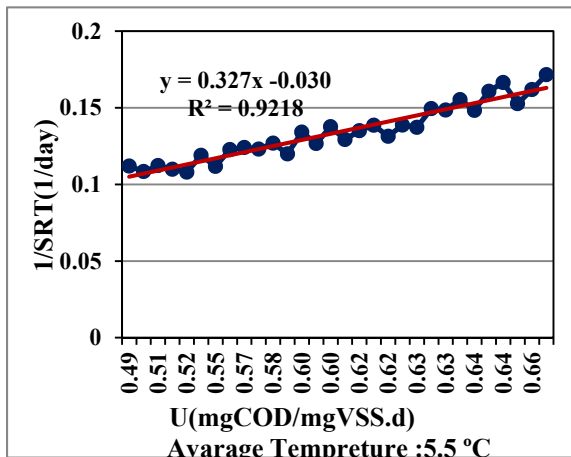
با توجه به شکل ۴ و رابطه ۱۳، در مدل بیولوژیکی مونود در محدوده $MLSS=2500-3500mg/l$ معادله خط رگرسیون به دست آمده از نتایج آزمایشها $Y=0.3036X-0.0327$ با ضریب تعیین $R^2=0.8641$ بوده و مقدار ثوابت سینتیکی Y و K_d که معادل شیب نمودار و منفی عرض از مبدأ نمودار است، به ترتیب برابر $0.304 mgCOD/mgSS$ و $0.032 d^{-1}$ است. همچنین در محدوده $MLSS=3500-4500mg/l$ معادله خط رگرسیون به دست آمده از نتایج آزمایشها $Y=0.3309X-0.0300$ با ضریب تعیین $R^2=0.8668$ بوده و مقدار ثوابت سینتیکی Y و K_d به ترتیب برابر $0.331 mgCOD/mgSS$ در روز و $0.030 d^{-1}$ است.

تعیین ضرایب سینتیک مدل مونود در فصول سرد و گرم سال

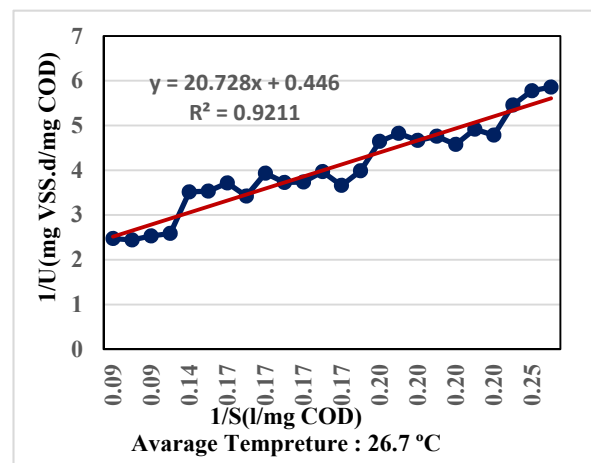
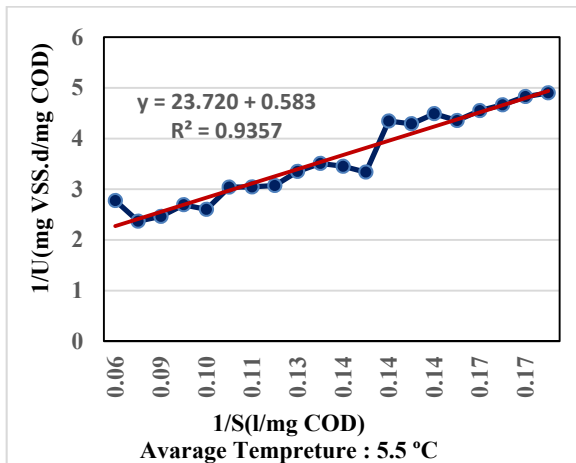
به منظور بررسی آثار دما در ضرایب سینتیکی فاضلاب، ضرایب سینتیک مدل مونود که نسبت به سایر مدلها از بیشترین ضرایب همبستگی برخوردار بود در دو دوره سه ماهه سرد و گرم در سال به شرح شکل های ۶ و ۷ محاسبه شد.

با توجه به شکل ۶ و رابطه (۱۳)، در مدل بیولوژیکی مونود در فصل گرم سال، مقدار ثوابت سینتیکی Y و K_d به ترتیب برابر $0.389 mgCOD/mgSS$ و $0.026 d^{-1}$ است. همچنین در فصل سرد سال مقدار ثوابت سینتیکی Y و K_d به ترتیب برابر $0.327 mgCOD/mgSS$ در روز و $0.030 d^{-1}$ است. همچنین بر اساس شکل ۷ و رابطه (۱۴)، در فصل گرم سال، مقدار ثوابت سینتیکی K_s و K به ترتیب برابر $46/48 mg/l$ و $2/24 d^{-1}$ و در فصل سرد سال، مقدار ثوابت سینتیکی K_s و K به ترتیب برابر $40/79 mg/l$ و $1/715 d^{-1}$ است.

با توجه به شکل ۴ و رابطه ۱۳، در مدل بیولوژیکی مونود در محدوده $MLSS=2500-3500mg/l$ معادله خط رگرسیون به دست آمده از نتایج آزمایشها $Y=0.3036X-0.0327$ با ضریب تعیین $R^2=0.8641$ بوده و مقدار ثوابت سینتیکی Y و K_d که معادل شیب نمودار و منفی عرض از مبدأ نمودار است، به ترتیب برابر $0.304 mgCOD/mgSS$ و $0.032 d^{-1}$ است. همچنین در محدوده $MLSS=3500-4500mg/l$ معادله خط رگرسیون به دست آمده از نتایج آزمایشها $Y=0.3309X-0.0300$ با ضریب تعیین $R^2=0.8668$ بوده و مقدار ثوابت سینتیکی Y و K_d به ترتیب برابر $0.331 mgCOD/mgSS$ در روز و $0.030 d^{-1}$ است. با توجه به شکل ۵ و رابطه (۱۴)، در مدل بیولوژیکی مونود در محدوده $MLSS=2500-3500mg/l$ معادله خط رگرسیون به دست آمده از نتایج آزمایشها $Y=22.715X+0.603$ با ضریب تعیین $R^2=0.8427$ بوده و مقدار ثوابت سینتیکی K_s و K به ترتیب برابر $1/66 d^{-1}$ و $37/65 mg/l$ است. همچنین در محدوده $MLSS=3500-4500mg/l$ معادله خط رگرسیون به دست آمده از نتایج آزمایشها $Y=24.503X+0.545$ با ضریب تعیین $R^2=0.8364$ بوده و مقدار ثوابت سینتیکی K_s و K به ترتیب برابر $46/48 mg/l$ و $2/24 d^{-1}$ است.



شکل ۶. تعیین ضرایب سینتیکی Y ، K_d مدل مونود در فصول گرم و سرد سال



شکل ۷. تعیین ضرایب سینتیکی K_s ، K مدل مونود در فصول گرم و سرد سال

ترتیب برای تخلیه به آب های سطحی و تخلیه به چاه جاذب ۳۰، ۶۰، ۴۰ میلی گرم بر لیتر و برای مصارف آبیاری در بخش کشاورزی معادل با ۱۰۰، ۲۰۰ و ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر تدوین شده است^{۱۰} که در این تصفیه خانه پارامترهای مورد اشاره از حد استاندارد ملی کمتر است. ضمن اینکه بالاتر بودن میزان حذف BOD_5 نسبت به COD با توجه به فرایند بیولوژیکی لجن فعال قابل توجیه است زیرا تجزیه مواد بیولوژیکی نسبت به مواد آلی ساده تر بوده و از سوی دیگر میزان بارگذاری مواد آلی در تصفیه خانه به مراتب بالاتر بوده است. به طور کلی با افزایش دبی راندمان حذف آلاینده ها کاهش می یابد اما در این سیستم روند کاهشی راندمان حذف ناچیز است چرا که با بالا بودن سن لجن و

۴. بحث و نتیجه گیری

بهره برداری مناسب از تصفیه خانه های فاضلاب شهری نقش مهمی در ارتقاء کیفیت محیط زیست جامعه دارد. کنترل و پایش مداوم فرایند تصفیه به ویژه فرایندهای بیولوژیکی امری ضروری است، چرا که تغییر پارامترهای مختلف مانند pH، غلظت MLSS، دما، بار آلی ورودی و غیره، بر عملکرد سیستم تصفیه بسیار تأثیرگذار است. میانگین راندمان حذف برای هر سه پارامتر BOD_5 ، COD، TSS با میزان ۹۷/۳ درصد، ۹۴/۸ درصد و ۹۴/۷ درصد نشان دهنده کارایی بالای سیستم بیولوژیکی در این تصفیه خانه است (جدول ۲). بر اساس استانداردهای زیست محیطی تدوین شده در ایران، حد استاندارد خروجی BOD_5 ، COD، TSS به

دارد و در رابطه‌های طراحی تصفیه‌خانه به کار می‌رود. از آنجا که ضرایب سینتیکی در هر مدل بیولوژیکی حذف آلاینده متفاوت است در ابتدا مدل بیولوژیکی حذف آلاینده متناسب با شرایط واقعی فاضلاب تعیین و سپس ضرایب سینتیکی مناسب‌ترین و منطبق‌ترین مدل به دست می‌آید. در این پژوهش چهار مدل حذف آلاینده مرتبه نخست، مرتبه دوم (گراو)، استور-کینکون و مونود بررسی شده است. در هر مدل با استفاده از روابط جدول ۱ و با استفاده از اطلاعات جدول ۲، نمودار رگرسیون رسم شده و با استفاده از معادله هر نمودار ضرایب سینتیکی مربوطه محاسبه شده است که خلاصه مقادیر آن در جدول ۳ آمده است.

با توجه به معادلات نمودارها و نتایج به دست آمده میزان ضریب همبستگی در مدل آلاینده مرتبه نخست معنادار نیست و قابلیت استفاده برای فرایند مورد مطالعه طرح حاضر را ندارد.

مدل حذف آلاینده مرتبه دوم، مدل استور-کینکون و مدل مونود با ضرایب یکنواختی $R^2 > 0.70$ نسبت به مدل حذف آلاینده مرتبه نخست با ضریب یکنواختی $R^2 < 0.55$ در تشریح رفتار رشد بیومس در فرایند نهر اکسایش تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران کاربردی‌تر هستند.

زمان ماند هیدرولیکی و پایین بودن نسبت F/M، راندمان حذف بالایی مشاهده شده است که علت آن رسیدن میکروارگانیسم‌ها به فاز خودخوری و تمایل بیشتر به ایجاد لخته‌های بیولوژیکی قابل ته‌نشینی است. از این رو نتایج نشان داد راندمان حذف سوپسترا برای غلظت MLSS در حوضچه هوادهی بین ۳۵۰۰-۴۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر تقریباً ثابت بوده و بین ۹۲-۹۸ درصد تغییر کرد. با توجه به پایین بودن F/M، بارگذاری مواد آلی بر راندمان حذف تأثیر ناچیز دارد. لذا پساب حاصل از فرایند نهر اکسایش تصفیه‌خانه مورد مطالعه از نظر دستیابی به شاخص‌های کیفی برای مصارف کشاورزی و تخلیه به آب‌های سطحی یا چاه جاذب مطلوب است.

برای طراحی و همچنین بهره‌برداری و نگهداری مناسب از تصفیه‌خانه فاضلاب، انتخاب مدل مناسب حذف آلاینده و تعیین ضرایب سینتیکی با توجه به نوع فاضلاب و شرایط آب و هوایی منطقه ضروری است. از ضرایب سینتیکی به منظور کنترل فرایندهای تصفیه بیولوژیکی و پیش‌بینی و تخمین مدل حذف مواد آلی و مواد مغذی و همچنین رشد میکروبی استفاده می‌شود. ضرایب سینتیکی در محدوده موردنظر هر فرایند تصفیه بیولوژیکی، برای طراحی همان واحد و برای همان فاضلاب خاص در نقاط مختلف کاربرد

جدول ۳. ضرایب سینتیکی چهار مدل سینتیکی حذف آلاینده

مدل حذف آلاینده مرتبه نخست	K _i		R ²					
	MLSS: 2500-3500mg/l	0.99	0.55					
MLSS: 3500-4500mg/l	0.44	0.36						
مدل حذف آلاینده مرتبه دوم	m		n		R ²			
	MLSS: 2500-3500mg/l	1.03(d ⁻¹)	0.17	0.81				
MLSS: 3500-4500mg/l	0.54(d ⁻¹)	0.012	0.76					
مدل استور-کینکون	U _{max}		K _B		R ²			
	MLSS: 2500-3500mg/l	69.7(g/L)	25.7(g/L)	0.81				
MLSS: 3500-4500mg/l	25.7(g/L)	18.8(g/L)	0.72					
مدل مونود	Y		K _d		R ²	K	K _s	R ²
	MLSS: 2500-3500mg/l	0.304 (mgCOD/mgSS)	0.032(d ⁻¹)	0.86				
	MLSS: 3500-4500mg/l	0.331 (mgCOD/mgSS)	0.030(d ⁻¹)	0.84	1.83(d ⁻¹)	44.92 (mg/l)	0.87	
	Ave Temperature :5.5°C	0.327 (mgCOD/mgSS)	0.030(d ⁻¹)	0.92	1.72(d ⁻¹)	40.79 (mg/l)	0.94	
Ave Temperature :26.7°C	0.389 (mgCOD/mgSS)	0.026(d ⁻¹)	0.90	2.24(d ⁻¹)	46.48 (mg/l)	0.92		

Y کاهش می‌یابد. از سوی دیگر با محاسبه ضریب K_d مشخص می‌شود که سیستم در فاز خودتخریبی قرار دارد و این پدیده خود به کاهش رشد سلولی و در نتیجه افزایش F/M و کاهش ضریب Y می‌انجامد.

- ضریب بازده سلولی (Y): ضریب بازده سلولی از نوع سوبسترای مصرفی و جمعیت باکتریایی تأثیر می‌پذیرد و با افزایش F/M و کاهش غلظت MLSS مقدار آن کاهش می‌یابد. در این مطالعه نیز میزان ضریب رشد سلولی با کاهش غلظت MLSS از مقدار $0.304 \text{ (mgCOD/mgSS)}$ به 0.331 کاهش یافته است.

- ضریب خودتخریبی (K_d): قرار گرفتن سیستم در فاز خودتخریبی سبب کاهش رشد سلولی و در نتیجه افزایش F/M و کاهش ضریب Y می‌شود. بر اساس میزان ضریب خودتخریبی به دست آمده در این مطالعه مشخص می‌شود که سیستم در فاز خودتخریبی قرار دارد و قرار گرفتن میزان ضریب بازده رشد سلولی در محدوده نزدیک به مجاز نیز نشان‌دهنده این است که سیستم در ابتدای فاز خودتخریبی است و چنانچه به شرایط خودتخریبی سیستم افزوده شود، ضریب بازده سلولی از محدوده نرمال خارج می‌شود. از این رو با افزایش میزان MLSS و افزایش ضریب Y، میزان K_d از 0.30 d^{-1} به 0.26 d^{-1} کاهش یافته است.

- ثابت نیمه اشباع (K_s): میزان K_s پایین‌تر از حد نرمال عمدتاً در شرایط غلظت پایین MLSS رخ می‌دهد و با افزایش غلظت MLSS در بازه $4000-3000$ میلی‌گرم بر لیتر ضریب K_s در محدوده بهینه قرار می‌گیرد. با توجه به میزان MLSS در واحد بیولوژیکی مورد مطالعه، میزان K_s در گستره مناسب قرار گرفته است.

- نرخ حداکثر مصرف سوبسترا (K): محاسبه نرخ حداکثر مصرف سوبسترا و در ادامه محاسبه مقدار آهنگ رشد ویژه میکروارگانیسم‌ها (μ_{max}) که از حاصل ضرب میزان ضریب رشد سلولی در نرخ

خط رگرسیون معادله خط رسم شده استور-کینکون دارای ضریب همبستگی R^2 برابر $81-72$ درصد بود که کمتر از ضریب همبستگی به دست آمده برای مدل مونود برابر با R^2 برابر $77-84$ درصد است. علاوه بر اینکه پراکندگی اطلاعات به دست آمده در مدل مونود کمتر از مدل استور-کینکون است، در مدل مونود Se تابعی از غلظت بیومس و VSS است در حالی که در مدل استور-کینکون Se مستقل از VSS است. همچنین در مدل مونود پارامترهای سینتیکی بیشتری در مقایسه با مدل استور-کینکون وجود دارد که سبب دقت بیشتر مدل می‌شود. از این رو مدل مونود تطابق بسیار مناسب با فرایند موجود دارد و مدل مناسب‌تر و کاربردی‌تر برای فرموله کردن مدل سینتیکی به منظور پیش‌بینی غلظت سوبسترای خروجی است و استفاده از این مدل به عنوان مدل پیشنهادی برتر نسبت به سه مدل دیگر به منظور طراحی، راهبری و نگهداری و بهره‌برداری بهینه از فاضلاب در شهر تهران توصیه می‌شود.

در رابطه با ضرایب سینتیکی و با توجه به گستره مناسب و مقایسه نتایج به دست آمده با منابع مختلف در دو محدوده MLSS، ضرایب K_s ، K_d ، K با میزان $(\text{d}^{-1}) 1/83-1/66$ ، $(\text{d}^{-1}) 0.33-0.3$ و $(\text{mg/l}) 37/6-44/9$ در محدوده مجاز $(K_s=15-70$ ، $K_d=0.25-0.075$ ، $K=2-10)$ قرار دارند (Metcalf, L& Eddy, H, 2003) و تنها ضریب Y با مقدار $0.303-0.33 \text{ mg/mg}$ تا حدودی پایین‌تر از محدوده مجاز است که این مسئله می‌تواند از نوع سوبسترای مصرفی تأثیر پذیرد. زمانی که سوبسترای مصرفی BOD باشد به دو دلیل: کمتر بودن مقدار مواد قابل تجزیه بیولوژیکی در فاضلاب نسبت به COD و افزایش نسبت F/M، شاهد کاهش ضریب رشد سلولی خواهیم بود (Haydar, S & Aziz, A, 2009) این مسئله با مطالعات مختلف مطابقت دارد چرا که نوع سوبسترا و جمعیت باکتریایی بر ضریب بازده سلولی تأثیر گذاشته و با افزایش F/M و کاهش غلظت F/M در سیستم مورد مطالعه، مقدار

در مناطق با شرایط مطالعه حاضر استفاده کرد. همچنین پی‌شنهاد می‌شود مطالعات بیشتری در زمینه ارتقاء عملکرد فرایند تصفیه و استفاده بیشتر از ظرفیت تصفیه‌خانه در رسیدن به کارایی بالاتر انجام گیرد.

از عوامل مؤثر دیگر بر میزان ضرایب سینتیکی، دمای محیط و دمای فاضلاب است که در طرح حاضر در دو بازه زمانی فصل سرد و گرم سال ضرایب سینتیکی محاسبه و تأثیر دما بر ضرایب مورد اشاره بررسی شدند. با افزایش دما ضرایب Y ، K_s ، K_d افزایش و میزان K_d کاهش یافته است به طوری که ضریب Y از 0.327 mgCOD/mgSS به 0.389 mgCOD/mgSS ، ضریب K_d از $1/15 \text{ d}^{-1}$ به $2/241$ و ضریب K_s از $40/79 \text{ mg/l}$ به $46/48 \text{ mg/l}$ افزایش یافت. در عین حال با افزایش دما، میزان ضریب خودخوری K_d از 0.30 d^{-1} به 0.26 d^{-1} کاهش یافته است.

در جدول ۴ خلاصه‌ای از ضرایب سینتیکی مدل مونود به دست آمده از مراجع گوناگون به همراه نتایج به دست آمده از این مطالعه آورده شده است.

با توجه به گستره مناسب و مقایسه نتایج به دست آمده با منابع مختلف، ضرایب سینتیکی به دست آمده در محدوده توصیه شده مراجع قرار داشته و به عبارت دیگر راهبری تصفیه‌خانه از لحاظ راندمان حذف و شرایط بیولوژیکی انجام فرایند در شرایط مطلوبی است. از آنجا که تعیین ثابت‌های رشد میکروارگانیسم‌ها از مهم‌ترین عوامل طراحی فرایندهای تصفیه بیولوژیکی فاضلاب برای تعیین کارایی این فرایندها در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری یا صنعتی است، استفاده از این ضرایب در راهبری بیولوژیکی تصفیه‌خانه در بهترین نقطه عملکرد سیستم ضروری است. همچنین پی‌شنهاد می‌شود مطالعات بیشتری در زمینه ارتقاء عملکرد فرایند تصفیه و استفاده بیشتر از ظرفیت تصفیه‌خانه در رسیدن به کارایی بالاتر انجام گیرد.

حداکثر سوبسترا به دست می‌آید نشان می‌دهد نسبت F/M در مقایسه با غلظت $MLSS$ و سن لجن مناسب بوده که به افزایش رشد ویژه میکروارگانیسم‌ها و فرارگیری نرخ حداکثر مصرف سوبسترا در گستره مناسب منجر شده است.

بر اساس بررسی متون مختلف، مقادیر ضرایب بیوسینتیکی به دلیل متأثر بودن از تغییرات $MLSS$ از الگوی خاصی پیروی نمی‌کنند که این امر را به ماهیت فرایند نسبت می‌دهند. عدم پیروی از الگوی خاص نمایانگر حضور گونه‌های مختلف میکروبی در طول فرایند است که با تغییر در جمعیت میکروبی، ضرایب متفاوتی محاسبه می‌شود. از این رو بررسی و شناسایی گونه‌های مختلف میکروبی دخیل در فرایند به درک بهتر تغییرات می‌انجامد. در نهایت با بررسی نتایج حاصل از این مطالعه، عملکرد سیستم تصفیه کاملاً مناسب بوده و از این حیث شرایط راهبری واحدهای بیولوژیکی تصفیه‌خانه از لحاظ راندمان حذف و شرایط بیولوژیکی انجام فرایند در شرایط مطلوبی قرار دارد که البته با تغییراتی در پارامترهای بهره‌برداری و فرایندی می‌توان ظرفیت سیستم را افزایش داد. از این رو شاخص مهمی که در این سیستم باید کنترل شود نسبت غذا به میکروارگانیسم (F/M)، غلظت $MLSS$ و تأمین اکسیژن محلول است.

بر اساس منابع موجود میزان F/M مورد نیاز برای سیستم‌های لجن فعال به روش اختلاط کامل بین $0.2-0.4 \text{ KgBOD}_5/\text{KgMLSS.d}$ در نظر گرفته شده ولی بر اساس نتایج به دست آمده در تصفیه‌خانه موجود، F/M در محدوده $0.2-1.0 \text{ Kg BOD}_5/\text{Kg MLSS.d}$ قرار دارد که با افزایش میزان بارگذاری می‌توان به حد مطلوب F/M برابر با 0.3 رسید. تنظیم کردن نسبت غذایی در عمل سوخت‌وساز و رشد باکتری‌های لجن فعال نقش حیاتی ایفا می‌کند. از نتایج به دست آمده می‌توان در راهبری، بهره‌برداری و همچنین در طراحی سیستم‌های تصفیه‌خانه

جدول ۴. خلاصه‌ای از ضرایب سینتیکی به دست آمده از منابع گوناگون و مربوط به تحقیق حاضر

KS(mg/l)	K(1/day)	Kd(1/day)	Y(mg/mg)	تحقیقات صورت گرفته
۴۳-۲۲۳	۳/۲-۳/۷۵	۰/۰۱۶-۰/۰۶۸	۰/۴-۰/۶۷	Pala & Bolukbas 2005
۱۱-۱۸۱	۱/۲۸-۶/۴۶	۰/۰۱۵۱-۰/۰۳۷	۰/۴۹-۰/۵۸	Al-Malack 2006
۰۱۵-۷۰	۲-۱۰	۰/۰۲۵-۰/۰۷۵	۰/۴-۰/۸	Metcalf&Eddy 2003
۶۵/۵	۲/۷۷	۰/۵	۰/۶۷	(Naghizadeh و همکاران، ۲۰۰۸)
۷۹-۸۰	۴/۳۳	۰/۰۵-۰/۰۶	۰/۴۶	(Han-Gui و Qiao، ۲۰۱۰)
۵۲-۷۱/۱	۰/۹۵-۰/۹۸	۰/۰۱۹-۰/۰۲۶	۰/۴۹-۰/۸	(Madani و همکاران، ۲۰۱۱)
۱۱/۳۸	۲/۸۹	۰/۳۴	۰/۵۸	(Yu و Ni، ۲۰۰۹)
۹/۴	۱۰/۵۲	۰/۱۸	۰/۵۸	(Trojanowicz، ۲۰۱۱)
۸۵/۵	-	۰/۰۶	۰/۵۲	(Najafpour و همکاران، ۲۰۰۷)
۴/۲۵	۲/۵	۰/۰۲۷	۰/۰۱۳	(Mohammadi و همکاران، ۲۰۱۶)
۱۷۹-۲۵۱	۰/۷۲-۱/۰۹	۰/۰۰۲-۰/۰۱۵	۰/۱۴-۰/۴۹	(Sadeghi و همکاران، ۲۰۱۴)
۳۳/۷۵	۳/۹	۰/۰۷۷	۰/۵۱	(Delnavaz، ۲۰۱۷)
۳۰۵/۲۵	۳/۳۴۶	۰/۱۲۶	۰/۶۵۷	(Noshadi و همکاران، ۲۰۱۷)
۳۷/۶-۴۴/۹	۱/۶۵-۱/۸۳	۰/۰۳-۰/۰۳۳	۰/۳۰۳-۰/۳۳	مطالعه حاضر

یادداشت‌ها

۵. تشکر و قدردانی

1. Chemical Oxygen Demand(COD)
2. Biochemical Oxygen Demand(BOD)
3. Total Suspended Solids(TSS)
4. AQUALYTIC
5. Paired sample T-Test
6. Enviromental Protection Agency(EPA)
7. Grau
8. Kincannon-Stover
9. Monod
10. Departemant of Environmental standard and criticaTehran

بدین وسیله از پژوهشکده انرژی، پژوهشگاه مواد و انرژی کرج و شرکت فاضلاب تهران که در انجام این پژوهش کمال همکاری و مشارکت را داشتند، تشکر و قدردانی به عمل می‌آید.

منابع

- پیر صاحب، م. حسنی، ام. زینتی زاده، عا. مشیرپناهی، م. و خاموطیان، ر. ۱۳۹۲. مدل سازی فرایند واحدهای بیولوژیکی فاضلاب‌های بیمارستانی به روش لن فعال (مطالعه موردی بیمارستان قدس سنندج)، شانزدهمین همایش ملی بهداشت محیط ایران، دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی تبریز-ایران.
- تکدستان، ا. کردستانی، ب. نیسی، ع. جلیل زاده، ر. ۱۳۹۵. تعیین ضرایب بیوسینتیکی فرایند بیولوژیکی واحد لجن فعال هوادهی گسترده در شرایط آب و هوایی گرم در تصفیه‌خانه بیمارستانی، آب و فاضلاب.
- خانی، م. حضری، م. و غلامی پرور ماسوله، و. ۱۳۹۵. مدلسازی سینتیکی راکتور بستر متحرک ناپیوسته متوالی بیوفیلمی با جریان پیوسته در تصفیه فاضلاب مصنوعی، آب و فاضلاب، ۵: ۷۳-۷۹.

- خسروی، م.، حسنی، ا.، خانی، م.، یغماییان، ک. ۱۳۹۴. سینتیک حذف ازت و فسفر از فاضلاب شهری توسط راکتور ناپیوسته متوالی با بستر ثابت، علوم و تکنولوژی محیط‌زیست، ۱۷(۴): ۵۹-۷۳.
- دلنواز، م. ۱۳۹۶. استفاده از مدل‌های ریاضی تعیین ضرایب سینتیکی رشد میکروارگانیسم‌ها برای ارزیابی کارایی تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، مجله مهندسی بهداشت محیط، ۴(۳): ۲۵۷-۲۶۸.
- شربت ملکی، م.، برقعی، م. ۱۳۸۴. عملکرد سنگ پامیس به‌عنوان بستر ثابت بیوفیلم در راکتور بیوفیلمی هوازی، آب و فاضلاب، ۵۶: ۶۲-۷۱.
- عظیمی، ن. و طاهریون، م. ۱۳۹۲. عملکرد فرایند لجن فعال تلفیقی با بستر ثابت در تصفیه فاضلاب صنایع غذایی (مطالعه موردی: تصفیه‌خانه شهرک صنعتی آمل) آب و فاضلاب، ۲۴(۳): ۸۰-۸۷.
- صادقی، م.، فدایی، ع.، خیری، س.، نجفی چالشتی، ا. و شاکری، ک. ۱۳۹۲. بررسی ضرایب بیوسینتیک برای تصفیه بیولوژیکی فاضلاب‌های شهری در مناطق سردسیر کشور، مجله دانشگاه علوم پزشکی شهرکرد، ۱۵: ۴۱-۵۲.
- فرزادکیا، م.، احرامپوش، م.، کرمانی، م.، ندافی، ک. و ابویی مهریزی، ا. ۱۳۹۲. بررسی راندمان و تعیین ضرایب سینتیکی حذف نوتریتها در نیزار زیر سطحی تصفیه‌خانه فاضلاب شهر یزد، سلامت و بهداشت، ۴(۱): ۷-۲۰.
- کرمانی، م.، بینا، ب.، موحدیان، ح.، امین، م. و نیک آیین، م. ۱۳۸۹. بررسی عملکرد و مدل‌سازی فرایند بیوفیلمی با بستر متحرک به‌منظور حذف ترکیبات مغذی از فاضلاب، آب و فاضلاب، ۳: ۹-۱۹.
- محمدی، پ.، خشبیج، م.، تخت شاهی، ع. و موسوی، ع. ۱۳۹۵. ارزیابی عملکرد و تعیین ضرایب سینتیکی فرایند لجن فعال تصفیه‌خانه فاضلاب شهر سنندج، ۴(۲): ۱۰۹-۱۱۶.
- موسویان، س.، تکدستان، ا. و نیسی، ا. ۱۳۹۴. تعیین ضرایب سینتیکی در فرایند تصفیه بی‌هوازی در فاضلاب کارخانجات نیشکر، آب و فاضلاب، ۲: ۶۲-۷۰.
- نوشادی، م.، احدی، ع. ۱۳۹۶. تعیین ضرایب سینتیک تصفیه‌خانه فاضلاب شهری شیراز با استفاده از راکتور منقطع، مهندسی عمران و محیط‌زیست، ۴۷(۲): ۶۳-۷۳.

Abyar, H., Younesi, H., Bahramifar, N., Zinat-zadeh, A. and Amini, M. 2017. Kinetic evaluation and process analysis of COD and nitrogen removal in UAASB bioreactor, Journal of the Taiwan institute of Chemical Engineers, 78: 272-281.

Alizadeh, s., Khoshfetrat, A. and Faramarzi, A. 2018. Performance modeling of a partially-aerated submerged fixed-biofilm bioreactor: Mechanistic analysis versus semidata-driven method, Journal of Industrial and Engineering Chemistry, 61: 398-406

Al-Malack, M.H. 2006. Determination of biokinetic coefficient of an immersed membrane bioreactor, Membr Sci, 271(1-2): 47-58.

APHA, AWWA & WEF. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21th Edition, American Public Health Association, Washington DC.

Derakhshan, Z., Mahvi, A., Ghaneian, M., Mazloomi, M., Faramarzi, M., Dehghani, M., Fallahzadeh, H., Yousefinejad, S., Berizi, E., Ehrampoush, M. and Bahrami, S. 2018. Simultaneous removal of atrazine and organic matter from wastewater using anaerobic moving bed biofilm reactor: A performance analysis, Management, 209: 515-524.

Faridnaser, M., Ghanbari, B. and Sassani, A. 2016. Optimization of the moving-bed biofilm sequencing batch reactor(MBSBR) to control aeration time by kinetic computational modeling: simulated suger-industry wastewater treatment, Bioresource Technology, 208: 149-160.

Francisco, J., Cervantes, Spyros, G., Pavlostathis, Adrianus, C. and Van Haandel. 2006. Advanced biological treatment processes for industrial wastewaters, IWA Publishing.

- Franklin, L., Burton, George Tchobanoglous., Ryujro, Tsuchihashi., H, david Stensel., Metcalf and Eddy. 2013. Wastewater engineering: Treatment and Resource Recovery, 5th edition, New York, McGraw-Hill
- Grady, C.P., Diagger, G., Love, N. and Filip, C. 2011. Biological wastewater treatment, 3rd edition, IWA Publishing.
- Grau, P., Dohanyas, M. and Chudoba, J. 1975. Kinetic of multicomponent substrate removal by activated Sludge, water research, 9(7): 637-642.
- Han-Gui, H. and Qiao, F. 2010. An Adaptive Fuzzy Neural Network Based on Self Organizing Map (SOM), Self-Organizing Maps, George K Matsopoulos (Ed.).
- Haydar, S. and Aziz, A. 2009, Kinetic coefficients for the biological treatment of tannery wastewater using activated sludge process, Pak J Engg & Appl Sci, 5(1):39-43.
- Huang, X., Wei, Q., Urata, K., Tomoshige, Y., Zhang, X. and Kawagoshi, Y. 2014. Kinetic study on nitrogen performance in marine anammox bacterial culture, Journal of Bioscience and Bioengineering, 117(3): 285-291.
- Imbierowicz, M. and Chacuk, A. 2012. Kinetic model of excess activated sludge thermohydrolysis, Water Research, 46(17):5747-55.
- Kincannon Don, F. and Stover Enos, L. 1982. Design methodology for fixed film reactor- RBC's and biological towers, Civil Eng for practicing and design Eng, 2:107-124.
- Liwarska-Bizukojc, E. and Bizukojc, M. 2012. A new approach to determine the kinetic parameters for nitrifying microorganisms in the activated sludge systems, Bioresource technology, 4(2):09-116.
- Mardani, Sh., Mirbagheri, A., Amin, MM. and Ghasemian, M. 2011. Determination of Bio-Kinetic Coefficients for Activated Sludge Processes on Municipal Wastewater, Iran journal of Environmental Health Science Engineering, 8(1): 25-34.
- Metcalf, L. and Eddy, H.P. 2003. Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse, 4th edition, New York, McGraw-Hill.
- Naghizadeh, A., Mahdavi, AH., Mesdaghinia, AR. and Sarkhosh, M. 2008. Bio-Kinetic Parameters in Municipal Wastewater Treatment with Submerges Membrane Reactor (SMBR), Proceeding of 12th National Congress of Environmental Health, Tehran, Iran .
- Najafpor, Gh., Sadeghpour, M. and Lorestani-Zinatizadeh, A. 2007. Determination of Kinetic Parameters in Activated Sludge Process for Domestic Wastewater Treatment Plant", Chemical Industry and Chemical Engineering Quarterly/CICEQ, 13:211-215.
- Niu, Q., Xhang, Y., Ma, H., He, S. and Li, Y. 2016. Reactor kinetics evaluation and performance investigation of a long-term operated UASB-anammox mixed culture process, International Biodeterioration & Biodegradation, 108: 24-33.
- Ni, BJ. and Yu, HQ. 2009. A novel approach to evaluate the production kinetics of extracellular polymeric substances (EPS) by activated sludge using weighted nonlinear least-squares analysis, Journal of Environmental Science and Technology, 43: 3743-3750.
- Noroozi, A., Farhadian, M. and Solaimanyazar, A. 2016. Kinetic coefficients for the domestic wastewater treatment using hybrid activated sludge process, Desalination and Water Treatment, 57(10): 4439-4446.
- Pala, A. and Bolukbas, O. 2005. Evaluation of kinetic parameters for biological CNP removal from a municipal wastewater through batch tests, Process Biochem, 40(2): 629-35.
- Stover, E.L. and Kincannon, D.F. 1982. Rotating biological contactor scale-up and design, Oklahoma State Univ Still Water, 14(2): 123-128.
- Taheri, E., Khiadani (Hajian), MH., Amin, MM., Nikaeen, M. and Hassanzadeh, A. 2012. Treatment of saline wastewater by a sequencing batch reactor with emphasis on aerobic granule formation, Bioresource Technology, 111: 21-26.
- Trojanowicz, K. 2011. Calibration and Verification of Models of Organic Carbon Removal Kinetics in Aerated Submerged Fixed-Bed Bio-Film Reactors (ASFBFR): a Case Study of Wastewater from an Oil-Rrefinery", Journal of Water Science and Technology, 63(10): 2446-56.