

تعیین ضرایب سنتیک تصفیه‌خانه فاضلاب شهری شیراز با استفاده از راکتور منقطع

مسعود نوشادی*^۱ و علیرضا احدی^۲

^۱ دانشیار بخش مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز
^۲ دانشجوی دکتری علوم و مهندسی آب، شرکت آب و فاضلاب شیراز

(دریافت: ۹۵/۳/۲۹، پذیرش: ۹۵/۱/۱۹، نشر آنلاین: ۹۵/۱۱/۱۱)

چکیده

در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری لجن فعال ضرایب سنتیک امکان مدل کردن فرآیند تصفیه و پیش‌بینی کیفیت پساب خروجی بر اساس داده‌های ورودی را امکان‌پذیر می‌نماید و در نتیجه امکان طراحی مدول‌های جدید، ارزیابی عملکرد در زمان بهره‌برداری و بهبود روش بهره‌برداری را میسر می‌سازد. بنابر این هدف از این پژوهش تعیین ضرایب سنتیک تصفیه‌خانه فاضلاب شهری شماره یک شیراز با فرآیند لجن فعال می‌باشد. به منظور تعیین ضرایب، روش منقطع با نمونه‌ای با حجم ۱۲/۵ لیتر از فاضلاب خروجی حوض ته‌نشینی اولیه برای هر دور راه‌اندازی راکتور پایلوت با حجم ۴۶/۲ لیتر مورد استفاده قرار گرفت. پس از تزریق فاضلاب و هوادهی در زمان‌های متفاوت و انجام واکنش، ۱۰/۵ لیتر پساب و ۲ لیتر لجن برای مدت ته‌نشینی ۰/۷ ساعت تولید گردید. آزمایشات غلظت اکسیژن‌خواهی شیمیائی فاضلاب ورودی و خروجی و جامدات فرار مایع مخلوط شده، حین هوادهی و پس از ته‌نشینی بر اساس استاندارد متد برای ۳۱ بار راه‌اندازی پایلوت در ۳۱ روز صورت پذیرفت. در این پژوهش ضریب فروپاشی درونی و ضریب بازدهی رشد به ترتیب معادل 0.1264 d^{-1} و 0.6579 gvss/gCOD و حداکثر نرخ ویژه مصرف ماده غذایی و ثابت نیمه اشباع ماده غذایی به ترتیب 3.0525 gCOD/m^3 و 3.3467 تعیین گردید.

کلیدواژه‌ها: ضرایب سنتیک، راکتور منقطع، تصفیه‌خانه فاضلاب شیراز، فرآیند لجن فعال.

۱- مقدمه

تجزیه و زیست‌توده در راکتور تولید می‌شوند تعیین شود. با توجه به وابستگی اندازه راکتور مورد نیاز و کیفیت پساب خروجی به اطلاعات مذکور این نرخ‌ها دارای اهمیت می‌باشند. مدل ریاضی تشریح نرخ تجزیه مواد آلی و تولید زیست توده در راکتور منقطع به وسیله مدل سنتیک مونااد ارائه می‌شود. این مدل شامل چهار پارامتر مورد نیاز است که جهت طراحی مناسب واحد تصفیه بیولوژیک فاضلاب و شبیه‌سازی فرآیند در فاز بهره‌برداری باید تخمین زده شود (Eddy و Metcalf, ۲۰۰۳).

Tellez و همکاران (۲۰۰۳) ضرایب سنتیک سیستم لجن فعال در مقیاس واقعی برای حذف هیدروکربن‌های نفت خام از آب در میادین نفتی را ارزیابی کردند و مقادیر 0.27 d^{-1} و $2.00, 0.44, 0.1, 0.69 \text{ (mg/MLSS)/mgTNA}$ را به ترتیب برای Y, kd, k, Ks و μ_m به دست آوردند. Al-Malack (۲۰۰۶) ضرایب بیوسنتیک یک بیوراکتور غشایی مستغرق شده را برای تصفیه فاضلاب شهری تعیین نمود، ضرائب بیوسنتیک تحت غلظت‌های MLSS و نرخ‌های بارگذاری مواد آلی متفاوت

آلودگی آب یکی از جدی‌ترین مشکلات زیست‌محیطی ناشی از تخلیه مواد مغذی در آب‌های پذیرنده است (Garcia و همکاران، ۲۰۰۹). در حال حاضر متداول‌ترین روش تصفیه در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، روش بیولوژیک است (Li و Lerapetritou, ۲۰۰۸). در این روش فرآیندهای مبتنی بر فناوری لجن فعال، راه حل بسیار مناسبی جهت حذف آلودگی فاضلاب را ارائه می‌دهند. تمام فرآیندهای بیولوژیک حاضر در یک تصفیه‌خانه فاضلاب در یک حجم تعریف شده به نام راکتور رخ می‌دهند. در راکتور تغییرات مهمی در ترکیب و غلظت ترکیبات آلی به وجود می‌آید. به منظور تعریف کامل یک سیستم راکتور و طراحی آن یا کنترل کارکرد صحیح آن حین بهره‌برداری، لازم است نرخ تغییرات و غلظت مواد غذایی قابل تجزیه زیستی مشخص گردد. برای طراحی هرگونه فرآیند بیولوژیک برای یک تأسیسات تصفیه‌خانه فاضلاب لازم است نرخ‌های که در آن ترکیبات مختلف (مانند ترکیبات آلی) فاضلاب

* نویسنده مسئول؛ شماره تماس: ۰۷۱۳-۲۲۸۶۱۳۰

۰/۵۰۲-۰/۴۱۹ d-1، ۰/۱۲۱-۰/۰۶۲ d-1، ۰/۳-۱۰/۶ mg/L و ۲۱۵/۲-۵۴/۷ محاسبه شد.

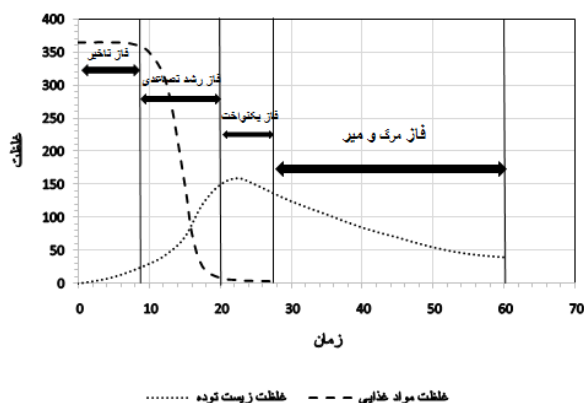
تکدستان و همکاران (۱۳۹۵) تعیین ضرایب بیوسنتیک فرآیند بیولوژیکی واحد لجن فعال با هوادهی ممتد در شرایط آب و هوایی گرم در تصفیه‌خانه بیمارستانی را مورد مطالعه قرار دادند، آن‌ها مقادیر k, Y, Ks, kd و μ_m را با استفاده از معادلات اصلاح شده موند به ترتیب 0.06 d^{-1} ، 0.974 mg/L ، 0.085 d^{-1} و $0.39 \text{ gBiomass/gBOD5}$ محاسبه کردند.

هدف از تحقیق حاضر محاسبه ضرایب سنتیک تصفیه‌خانه فاضلاب شهری شماره یک شیراز با استفاده از راکتور منقطع می‌باشد.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- معادلات مورد استفاده

رشد زیست‌توده^۱ تحت شرایط هوایی^۵ در راکتور به چهار مرحله طبق شکل (۱) تقسیم می‌شود:



شکل ۱- تغییرات غلظت مواد غذایی و زیست توده نسبت به زمان در مراحل مختلف در فرآیند منقطع (Eddy و Metcalf, ۲۰۰۳)

معادلات حاکم بر مراحل رشد تصاعدی و فروپاشی درونی و ضریب بازدهی رشد به صورت زیر می‌باشد:

۲-۱-۱- نرخ رشد ناخالص زیست توده

نرخ رشد زیست توده در خلال فاز دوم (رشد تصاعدی) می‌تواند بر اساس معادله زیر تشریح گردد:

$$r_g = \left(\frac{dx}{dt}\right)_g = \mu X \quad (1)$$

که در این رابطه:

برای پارامترهای Y, kd, k, Ks به ترتیب در دامنه‌های $0.49-0.58$ ، $0.151-0.37$ ، $1.28-6.46$ و $289-2933$ قرار داشتند.

Naghizadeh و همکاران (۲۰۰۸) پارامترهای بیوسنتیک را در تصفیه فاضلاب شهری با یک راکتور غشایی مستغرق شده به وسیله معادله موند تعیین نمود، نتایج مقادیر ضرایب Y, kd, Ks 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.

Talaie-Khozani و همکاران (۲۰۱۰) پارامترهای سنتیک تجزیه نفت خام با استفاده از باکتری سودوموناس آئروژنوزا را بر پایه معادله موند اصلاح شده محاسبه و k, Y, kd و Ks را به ترتیب 0.107 d^{-1} ، 0.182 mg/L ، 9.39 d^{-1} و 169.3 mg/L تعیین کرد.

Mardani و همکاران (۲۰۱۱) ضرایب سنتیک تصفیه خانه فاضلاب شهری جنوب اصفهان با فرآیند لجن فعال را در حالات مختلف تصفیه شامل فعال متعارف^۱، هوادهی ممتد^۲ و تثبیت تماسی^۳ در مقیاس پایلوت مورد مطالعه قرار دادند، نتایج آن‌ها نشان داد که ضرایب $Y(\text{mgVSS/mgCOD})$ ، $kd(\text{d}^{-1})$ ، $Ks(\text{mgCOD/L})$ و برای فعال متعارف به ترتیب در محدوده‌های $0.48-0.80$ ، $0.189-0.26$ ، $0.95-0.98$ و $52-71$ ، برای حالت هوادهی ممتد به ترتیب $0.6174-1.2512$ ، $0.309-0.309$ ، $0.198-0.198$ و $311.7-50.8$ و برای حالت تثبیت تماسی به ترتیب $0.713-0.6322$ ، $0.387-0.172$ ، $0.42-0.23$ و $50.8-13.8$ می‌باشد.

Taheri و همکاران (۲۰۱۲) ضرایب بیوسنتیک را در تصفیه فاضلاب شور با یک راکتور منقطع متوالی با تأکید بر تشکیل گرانول هوایی مطالعه کردند و پارامترهای Y, kd, Ks را در یک فاضلاب شور (10 grNaCl/L) به ترتیب 1.95 mgCOD/L ، 0.25 gVSS/gVSSd و 2.29 gCOD/gVSSd تعیین کردند.

پیرصاحب و همکاران (۱۳۹۲) در مدل‌سازی فرآیند واحدهای بیولوژیکی فاضلاب‌های بیمارستانی به روش لجن فعال (مطالعه موردی: بیمارستان قدس سنج) ضرایب سنتیک Y, kd, k, Ks و μ_m را به ترتیب $2.39670.14$ ، $3.6775.97$ ، $0.18870.28$ و $0.470.01$ و $0.3970.17$ به دست آوردند.

عظیمی و طاهریون (۱۳۹۲) عملکرد فرآیند لجن فعال تلفیقی با بستر ثابت در تصفیه فاضلاب صنایع غذایی (مطالعه موردی: تصفیه خانه شهرک آمل) را مورد بررسی قرار دادند در این تحقیق ضرایب سنتیک Y, kd, k و Ks به ترتیب mg/mg

4. Biomass
5. Aerobic

1. Conventional Activated
2. Extended Aeration
3. Contact Stabilization

حذف شده می‌باشند. رابطه بین نرخ تغییر غلظت مواد غذایی به علت مصرف و نرخ رشد ناخالص زیست‌توده به صورت زیر می‌باشد (Eddy و Metcalf، ۲۰۰۳).

$$r_g = Y \cdot r_{su} \quad (۴)$$

که در این رابطه:
 Y : ضریب بازدهی رشد^{۱۲}، mass/mass
 r_{su} : نرخ تغییر غلظت مواد غذایی به علت مصرف^{۱۳}، $\text{mass}/\text{volume} \cdot \text{time}$
 ضریب بازدهی رشد یا عملکرد مربوط به مراحل رشد زیست‌توده می‌باشد و به صورت نسبی از جرم سلول تولید شده (شکل گرفته) به جرم مواد غذایی مصرف شده تعریف می‌شود (Eddy و Metcalf، ۲۰۰۳).

با قراردادن معادله (۳) در (۴) خواهیم داشت:

$$r_{su} = \frac{\mu m SX}{Y(K_S + S)} \quad (۵)$$

اگر $k = \frac{\mu m}{Y}$ باشد خواهیم داشت:

$$r_{su} = \frac{k SX}{K_S + S} \quad (۶)$$

که در این رابطه:
 k : حداکثر نرخ ویژه مصرف مواد غذایی بر واحد زیست‌توده^{۱۴}، $\frac{1}{\text{time}}$

۲-۱-۳- فروپاشی درونی

در سیستم باکتریائی مورد استفاده جهت تصفیه‌خانه فاضلاب، توزیع سنی باکتری همواره به گونه‌ای است که تمام سلول‌ها در سیستم در فاز یکسانی قرار ندارند. زیست‌توده‌هایی که در فاز فروپاشی هستند به طور معمول سلول‌های جدید تولید نمی‌کنند. بنابر این غالب شدن کاهش بر نرخ رشد را فروپاشی درونی می‌نامند.

نرخ فروپاشی درونی با غلظت زیست‌توده‌های سیستم متناسب است و بر اساس رابطه زیر به دست می‌آید (Eddy و Metcalf، ۲۰۰۳).

$$r_d = -k_d X \quad (۷)$$

که در این رابطه:

k_d : ضریب فروپاشی درونی^{۱۵}، $\frac{1}{\text{time}}$
 r_d : نرخ فروپاشی درونی^{۱۶}، $\text{mass}/\text{volume} \cdot \text{time}$

۱۲. Yield Coefficient

۱۳. Rate Of Substrate Concentration Change Due To Utilization

۱۴. Maximum Specific Substrate Utilization Rate

۱۵. Endogenous Decay Coefficient

r_g : نرخ رشد ناخالص زیست‌توده^۶، $\text{mass}/\text{volume} \cdot \text{time}$
 X : غلظت زیست‌توده^۷، $\text{mass}/\text{volume}$
 t : زمان، time

μ : نرخ رشد ویژه زیست‌توده^۸، $\frac{1}{\text{time}}$

در این حالت وقتی که مواد غذایی محلول قابل تجزیه زیستی، رشد را محدود می‌نماید نرخ رشد زیست‌توده می‌تواند با استفاده از معادله سنتتیک موناد تشریح گردد (Eddy و Metcalf، ۲۰۰۳).

$$\mu = \frac{\mu_m \cdot S}{K_S + S} \quad (۲)$$

که در این رابطه:

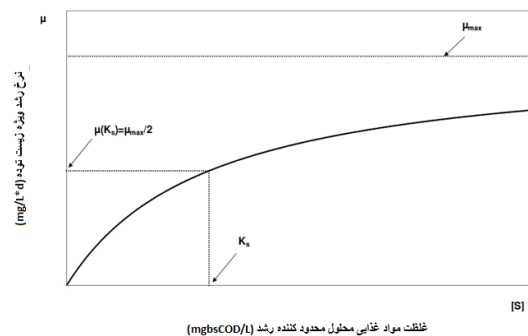
μ_m : حداکثر نرخ رشد ویژه باکتری‌ها^۹، $\frac{1}{\text{time}}$

S : غلظت مواد غذایی محلول محدود کننده رشد^{۱۰}، $\text{mass}/\text{volume}$

K_S : ثابت نیمه اشباع مواد غذایی^{۱۱}، $\text{mass}/\text{volume}$

رابطه بین نرخ رشد ویژه زیست‌توده و غلظت مواد غذایی محلول محدود کننده رشد در شکل (۲) نشان داده شده است. با قرار دادن معادله (۲) در (۱) خواهیم داشت:

$$r_g = \frac{\mu m SX}{K_S + S} \quad (۳)$$



شکل ۲- رابطه بین نرخ رشد ویژه زیست‌توده و غلظت مواد غذایی محلول محدود کننده رشد (Eddy و Metcalf، ۲۰۰۳)

۲-۱-۲- ضریب بازدهی رشد

در سیستم کشت هوازی، بخشی از بستر (مواد غذایی) به سلول جدید تبدیل شده و بخش دیگر به محصولات نهائی اکسید می‌شوند. مقدار سلول‌های جدید تولید شده تابعی از مواد غذایی

۶. Gross Biomass Production Rate

۷. Biomass Concentration

۸. Specific Biomass Growth Rate

۹. Maximum Specific Bacterial Growth Rate

۱۰. Growth Limiting Substrate Concentration In Solution

۱۱. Half Velocity Constant

زمانی که رژیم جریان یکنواخت گردید برای یک زمان ماند ویژه، دبی ورودی، غلظت مواد غذایی محلول ورودی، غلظت مواد غذایی خروجی و غلظت زیست توده در تانک هوادهی باید اندازه گیری شود. کاربرد بیلان مواد غذایی در سیستم و فرض حالت یکنواخت منجر به به دست آمدن معادله ذیل خواهد شد (Eddy و Metcalf، ۲۰۰۳).

$$QS_0 - QS_e - Vr_{su} = 0 \quad (10)$$

که در این رابطه:

Q : دبی ورودی^{۱۸}، Volume/time

S_0 : غلظت مواد غذایی محلول ورودی^{۱۹}، mass/volume

S_e : غلظت مواد غذایی خروجی^{۲۰}، mass/volume

V : حجم راکتور، Volume

با به دست آوردن مقدار r_{su} خواهیم داشت:

$$r_{su} = \frac{Q(S_0 - S_e)}{V} \quad (11)$$

با در نظر گرفتن $S_r = -S_e S_0$ و $SRT = \frac{V}{Q}$ (زمان ماند مواد جامد^{۲۱}) معادله (۱۱) به صورت ذیل حاصل می گردد:

$$r_{su} = \frac{S_r}{SRT} \quad (12)$$

از ترکیب معادلات (۶) و (۱۲) خواهیم داشت:

$$\frac{S_r}{SRT} = \frac{kSX}{K_s + S} \quad (13)$$

$$\frac{SRT X}{S_r} = \left(\frac{K_s}{k}\right) \frac{1}{S} + \frac{1}{k} \quad (14)$$

$$\frac{1}{U} = \left(\frac{K_s}{k}\right) \frac{1}{S} + \frac{1}{k} \quad (15)$$

که در این رابطه:

U : نرخ مصرف ویژه مواد غذایی^{۲۲}، 1/time

به وسیله ترسیم مقدار عکس نرخ مصرف ویژه مواد غذایی در برابر عکس غلظت مواد غذایی محلول محدود کننده رشد، یک خط مستقیم با شیب نسبت ثابت نیمه اشباع مواد غذایی به حداکثر نرخ مصرف ویژه ماده غذایی و عرض از مبدأ عکس حداکثر نرخ مصرف ویژه ماده غذایی به دست می آید.

به علاوه با نوشتن بیلان جرمی جریان یکنواخت بر روی سیستم، با فرض ناچیز بودن زیست توده در جریان ورودی خواهیم داشت.

r'_g : نرخ خالص رشد زیست توده^{۱۷}، mass/volume . time
که به صورت ذیل تعریف می گردد:

$$r'_g = r_g + r_d \quad (8)$$

با جایگزینی معادلات (۳) و (۷) در (۸) خواهیم داشت:

$$r'_g = \frac{\mu_m SX}{(K_s + S)} - k_d X \quad (9)$$

دامنه مقادیر رایج ضرائب حداکثر نرخ ویژه مصرف ماده غذایی، ثابت نیمه اشباع ماده غذایی، ضریب بازدهی رشد و ضریب فروپاشی درونی در جدول (۱) جهت فاضلاب شهری ارائه شده است (Eddy و Metcalf، ۲۰۰۳).

جدول ۱- ضرائب سنتیک در 20°C

مقدار معمول	دامنه	واحد	ضریب
			حداکثر نرخ ویژه مصرف ماده غذایی
۵	۱۰-۲	d ⁻¹	ثابت نیمه اشباع ماده غذایی
۶۰	۱۰۰-۲۵	mgCOD/L	ضریب بازدهی رشد
۰/۶	۰/۸-۰/۴	mgMLVSS/mgCOD	ضریب فروپاشی درونی
	۰/۱۵-۰/۰۶	d ⁻¹	

۲-۱-۴- تخمین پارامترهای سنتیک

خصوصیات عمومی فاضلاب خانگی یا شهری به خوبی مشخص شده است. با این وجود برای هر مورد برآورد پارامترها (ضرائب سنتیک) به شدت جهت طراحی و بهره برداری تصفیه خانه فاضلاب توصیه می شود. مقادیر پارامترهای مورد نیاز عبارتند از حداکثر نرخ ویژه مصرف ماده غذایی، ثابت نیمه اشباع ماده غذایی، ضریب بازدهی رشد و ضریب فروپاشی درونی که باید تعیین گردند.

۲-۱-۵- سیستم جریان پیوسته

به منظور تخمین پارامترها، به طور معمول روش راکتور جریان پیوسته با یک دامنه گسترده از زمان های ماند و غلظت ورودی، مورد استفاده قرار می گیرد. پنج دامنه مختلف از زمان های ماند از یک تا ده روز توسط Eddy و Metcalf (۱۹۷۹) و Benfield و Randal (۱۹۸۰) پیشنهاد شده است.

18. Influent Flow Rate
19. Influent Soluble Substrate Concentration
20. Effluent Soluble Substrate Concentration
21. Solids Retention Time
22. Specific Substrate Utilization Rate

۱۶. Endogenous Decay Rate
17. Net Biomass Growth Rate

کمی وجود دارند که در تخمین پارامترهای سنتیک موند با استفاده از آزمایشات راکتور منقطع قابل توسعه می‌باشند. اغلب آنها متدهای عددی را به کار می‌برند در حالی که امکان استفاده از اندازه‌گیری‌های خطی، گرافیک و آنالیز شیمیایی یا تنفسی نیز وجود دارد (Eddy و Metcalf، ۲۰۰۳).

۲-۲- ساخت پایلوت به منظور تعیین ضرایب سنتیک فاضلاب

هدف تهیه مدل مناسب برای تصفیه فاضلاب به روش لجن فعال می‌باشد تا بتوان کیفیت فاضلاب مورد انتظار را با نتایج آزمایشگاهی مقایسه نموده و عملکرد تصفیه‌خانه را مورد بررسی قرار داد. مدل تصفیه فاضلاب به روش لجن فعال بر مبنای واقعیت و با استفاده از ضرایب سنتیک تعیین شده است. مزیت تعیین ضرایب سنتیک توسط مدل در این است که یک مدل می‌تواند برای متناسب شدن با داده‌ها، تنظیم شده و سپس برای تجزیه و تحلیل گزینه‌ها جهت بهبود فرایند استفاده گردد. در این تحقیق به منظور تعیین ضرایب سنتیک از یک راکتور هوازی تصفیه فاضلاب که به صورت منقطع پر و خالی می‌گردد، استفاده شده است.

۲-۳- مشخصات پایلوت طرح

در این تحقیق از راکتوری به حجم کل ۶۱/۶ لیتر با ابعاد ۳۹/۵ × ۳۹/۵ × ۳۹/۵ سانتی‌متر و حجم مفید ۴۶/۲ لیتر (۳/۶ سانتی‌متر ارتفاع آزاد) جهت انجام واکنش طی فرایند هوادهی و ته‌نشینی استفاده شده است. در هر بار انجام آزمایش، ۱۲/۵ لیتر فاضلاب وارد راکتور شده و پس از مدت زمان مشخص هوادهی، که بر اساس حداکثر میزان ته‌نشینی لجن محاسبه شده است، به استناد آزمایشات با استفاده از کیف ایمهاف^{۲۵} و با توجه به ویژگی لجن تولید شده، پس از ۰/۷ ساعت فاز مایع کاملاً شفاف بوده و حداکثر ته‌نشینی صورت پذیرفته است، بنابر این در پایلوت به مدت ۰/۷ ساعت برای ته‌نشینی کامل فرصت داده شده است. حجم لجن که در هر بار اجرای پایلوت از آن خارج می‌گردید معادل ۲ لیتر بود. مشخصات پایلوت مورد استفاده در این تحقیق در جدول (۲) و نمایی از پایلوت طرح در شکل (۳) آورده شده است.

جدول ۲- مشخصات پایلوت طرح

پارامتر	واحد	مقدار
حجم راکتور	L	۴۶/۲
حجم فاضلاب ورودی به پایلوت در هر دوره	L	۱۲/۵
حجم فاضلاب خروجی از پایلوت در هر دوره	L	۱۰/۵
حجم لجن خروجی از پایلوت در هر دوره	L	۲
مدت زمان هوادهی	H	متغیر
مدت زمان ته‌نشینی	H	۰/۷

$$-QX + r'_g V = 0 \quad (16)$$

$$\frac{Q}{V} X = r'_g \quad (17)$$

با ترکیب معادلات (۹) و (۱۷) خواهیم داشت:

$$\frac{1}{SRT} X = \left(\frac{\mu_m S}{K_s + S} - k_d \right) X \quad (18)$$

$$\frac{1}{SRT} = \frac{\mu_m S}{K_s + S} - k_d \quad (19)$$

با استفاده از معادله (۱۳) و مقدار $k = \frac{\mu_m}{Y}$ خواهیم داشت:

$$\frac{1}{SRT} = Y \frac{S_r}{SRT X} - k_d \quad (20)$$

$$\frac{1}{SRT} = YU - k_d \quad (21)$$

بنابر این با ترسیم مقدار عکس زمان ماند مواد جامد در مقابل نرخ مصرف ویژه مواد غذایی، مقادیر ضریب بازدهی رشد و ضریب فروپاشی درونی به دست می‌آید.

استفاده از آزمایشات جریان پیوسته برای تخمین پارامترها شامل صرف زمان قابل توجهی می‌باشد زیرا پس از شروع آزمایش برای رسیدن سیستم به حالت یکنواخت حدود ۲ تا ۳ هفته زمان نیاز است. از طرف دیگر اگر زمان‌های ماند متفاوت جهت پردازش داده‌ها مورد نیاز باشد، دو تا سه ماه زمان جهت تکمیل آزمایشات ضروری است و یا باید چندین راکتور موازی همراه با نیروهای مجرب و تجهیزات، راه‌اندازی شود. راکتور منقطع^{۲۳} یک سیستم بسته است که با غلظت خاصی از زیست‌توده سازگار شده و در حضور مواد غذایی، تحت شرایط محیطی مناسب (درجه اسیدیته^{۲۴}، اکسیژن، دما و ...) اجازه رشد می‌یابد و واکنش معمولاً پیشرفت می‌یابد تا این که مواد غذایی قابل تجزیه زیستی تقریباً به طور کامل توسط زیست‌توده تمام شود. در طی فرآیند، غلظت‌های مواد غذایی و زیست‌توده در زمان‌های مختلف اندازه‌گیری می‌شوند. به طور کلی آزمایش نمی‌تواند به دلیل در دسترس بودن زیست‌توده سازگار شده بیش از ۲۴ ساعت طول بکشد. اگر زیست‌توده سازگار شده در دسترس نباشد، برای به دست آوردن آن از یک راکتور منقطع یا جریان پیوسته دیگر استفاده می‌شود. در راکتورهای منقطع به جای این که جریان دائمی باشد و فاضلاب مراحل مختلف تصفیه را از راکتوری به راکتور دیگر طی کند، تمامی مراحل تصفیه در یک راکتور ولی در زمان‌های مختلف اتفاق می‌افتد. یک تفاوت عمده بین آزمایشات منقطع و جریان پیوسته این است که راکتورهای منقطع جایگزین مناسبی برای تخمین ضرایب سنتیک در فواصل (دوره‌های) زمانی کوتاه می‌باشد. روش‌های

23. Batch Reactor

24. pH

۲-۵- روش انجام کار

به منظور تزریق فاضلاب با کیفیت‌های مختلف، برداشت نمونه از فاضلاب خروجی حوض ته‌نشینی اولیه در ساعت‌های مختلف روز انجام می‌گرفت که مراحل کلی کار به شرح ذیل می‌باشد:

(الف) تزریق فاضلاب در زمان صفر

(ب) هوادهی با مدت زمان متفاوت

(ج) ته‌نشینی به مدت ۰/۷ ساعت

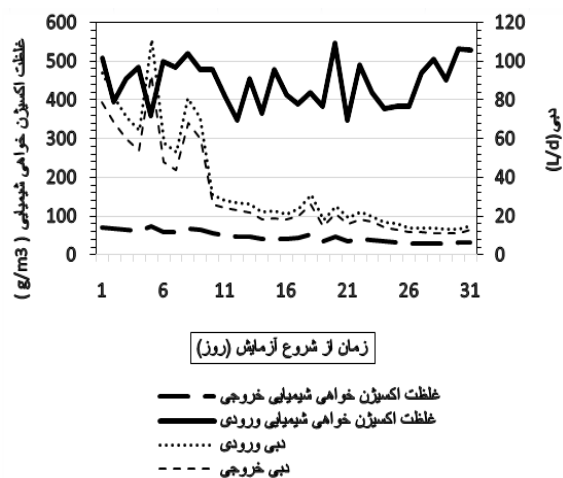
(د) برداشت پساب از راکتور پس از ته‌نشینی لجن

مراحل فوق، همگی در یک راکتور و در زمان‌های مختلف به صورت منقطع با کنترل دما و pH در محدوده مناسب هتروتروف^{۳۱} برای تصفیه بیولوژیک انجام شد.

۳- نتایج و بحث

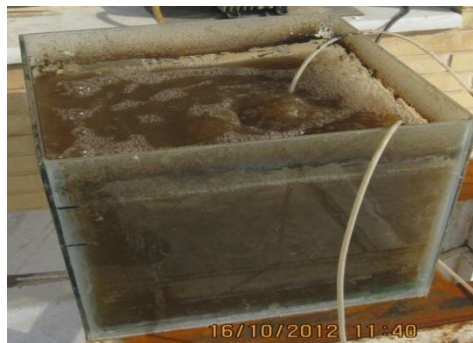
مقادیر MLVSS پایلوت در حین هوادهی در محدوده ۳۷۹۸-

۱۰۱۳ با متوسط ۱۶۲۴ میلی‌گرم در لیتر بود، همچنین COD ورودی و خروجی به ترتیب در بازه‌های ۵۴۶-۳۵۰ با متوسط ۴۴۵ و ۲۸-۷۴ با متوسط ۴۷ میلی‌گرم در لیتر قرار داشت. از این‌رو، حداقل و حداکثر درصد حذف کربن ۷۹ و ۹۴ با مقدار میانگین ۸۹ درصد می‌باشد که با عنایت به این‌که COD خروجی کمتر از ۶۰ میلی‌گرم بر لیتر است، پساب تولیدی در محدوده استاندارد آب‌های پذیرنده و چاه‌های جذبی قرار دارد. در برخی از نتایج اندازه‌گیری‌های انجام شده شامل دی‌اکسیدن خواهی شیمیایی فاضلاب ورودی و خروجی، جامدات فرار مخلوط شده در مراحل ته‌نشینی و هوادهی و زمان ماند و نرخ مصرف ویژه مواد غذایی به ترتیب در نمودارهای (۱)، (۲) و (۳) نشان داده شده است.



نمودار ۱- تغییرات غلظت و دی‌اکسیدن فاضلاب ورودی و خروجی

پایلوت نسبت به زمان



شکل ۳- پایلوت طرح جهت تعیین ضرایب سنتیک

راکتور از جنس شیشه به ضخامت ۸ میلی‌متر ساخته شد و از دستگاه دم‌نده هوا با توان ۷۰ وات و با ظرفیت خروجی ۹۰ لیتر هوا در دقیقه استفاده گردید. در ضمن از دو تکه سنگ آکواریم مستطیلی به عنوان دیفیوزر جهت تزریق هوای دم‌نده در کف راکتور استفاده شد.

پایش شرایط هوایی (اکسیژن محلول بیشتر از ۲ میلی‌گرم در لیتر) با سنسور اکسیژن محلول^{۲۶} به کمک دستگاه "دی-او-متر" مدل هج^{۲۷} صورت پذیرفت.

۲-۴- آزمایشات

آزمایشات مورد نیاز در این تحقیق شامل اکسیژن خواهی شیمیایی^{۲۸}، اکسیژن خواهی بیوشیمیایی^{۲۹}، مواد جامد معلق کل^{۳۰}، دما، درجه اسیدیته و اکسیژن محلول بر اساس دستورالعمل استاندارد آزمایشات آب و فاضلاب ویرایش ۲۱ انجام شد (Clesceri و همکاران، ۲۰۰۵). تواتر نمونه‌گیری جهت اندازه‌گیری‌ها، از حوض ته‌نشینی اولیه برای انجام آزمایش‌های پایلوت به صورت روزانه در طی یک ماه صورت پذیرفت.

با عنایت به این‌که اندازه‌گیری اکسیژن خواهی بیوشیمیایی پنج روزه، پنج روز به طول می‌انجامد و جهت هدایت و راهبری تصفیه‌خانه با توجه به زمان ماند ۹ ساعت، استفاده از نتایج، کاربرد چندانی ندارد. بنابر این به جای آن از آزمایش اکسیژن خواهی شیمیایی استفاده شد که مدت انجام آن حدود ۲ ساعت بود. لازم به ذکر است که اکسیژن خواهی شیمیایی به صورت روزانه اندازه‌گیری شد و جهت تعیین وضعیت لجن با توجه به ساختار بیولوژیک آن هفته‌ای دو بار آزمایش اکسیژن خواهی بیوشیمیایی پنج روزه صورت گرفت.

26. Dissolved Oxygen (DO)

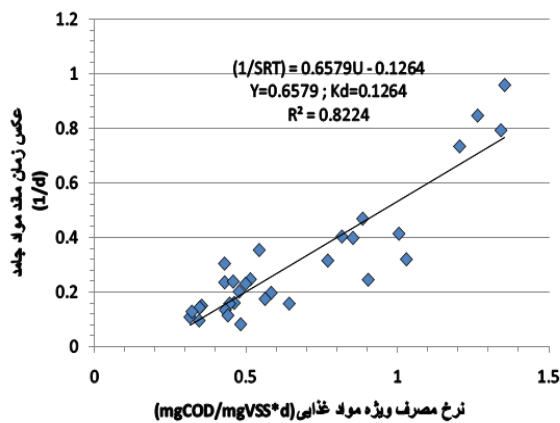
27. HACH

28. Chemical Oxygen Demand (COD)

29. Bio- Chemical Oxygen Demand (BOD)

30. Total Suspended Solid (TSS)

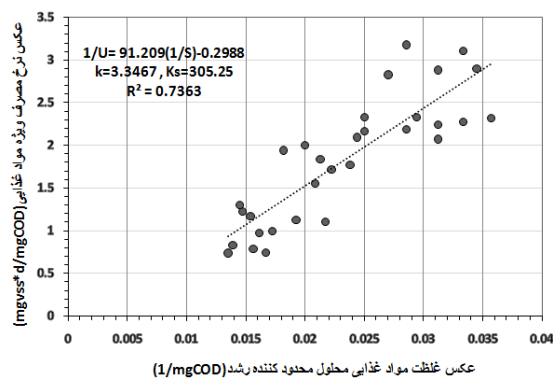
31. Heterotrophy



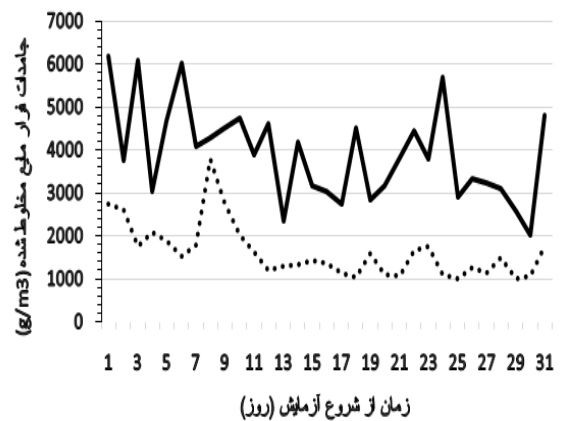
نمودار ۴- تغییرات عکس زمان ماند مواد جامد نسبت به نرخ مصرف ویژه مواد غذایی

۳-۲- تعیین ضرایب حداکثر سرعت ویژه ماده غذایی و ثابت اشباع ماده غذایی

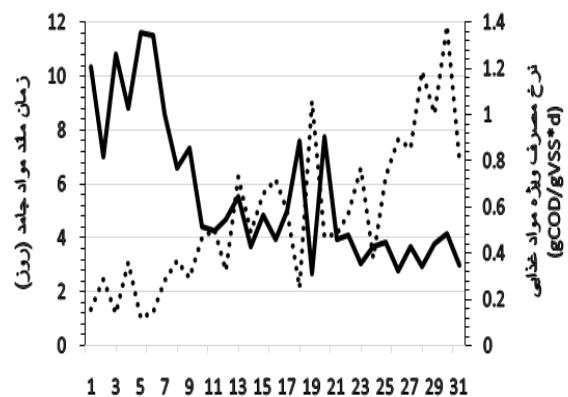
با توجه به معادله (۱۵)، تغییرات عکس نرخ مصرف ویژه مواد غذایی در مقابل عکس غلظت مواد غذایی محلول محدودکننده رشد ترسیم شد (نمودار ۵) و خطی بین داده‌های مذکور برازش گردید. با استفاده از عرض از مبدأ می‌توان مقدار حداکثر نرخ ویژه مصرف مواد غذایی را محاسبه نمود. با استفاده از شیب خط و حداکثر نرخ ویژه مصرف مواد غذایی، مقدار ثابت نیمه اشباع مواد غذایی تعیین خواهد شد. مقادیر حداکثر نرخ ویژه مصرف مواد غذایی و مقدار ثابت نیمه اشباع ماده غذایی به ترتیب $3.3467 \text{ gCOD/gvss.d}$ و 0.01264 gCOD/m^3 محاسبه گردید.



نمودار ۵- تغییرات عکس نرخ مصرف ویژه مواد غذایی نسبت به عکس غلظت مواد غذایی محلول محدودکننده رشد



نمودار ۲- تغییرات غلظت جامدات فرار مایع مخلوط شده در مراحل هوادهی و ته نشینی نسبت به زمان



نمودار ۳- تغییرات زمان ماند مواد جامد و نرخ مصرف ویژه مواد غذایی نسبت به زمان

۳-۱- تعیین ضرایب فروپاشی درونی و بازدهی رشد

با توجه به معادله (۲۱)، تغییرات عکس زمان ماند مواد جامد نسبت به نرخ مصرف ویژه مواد غذایی ترسیم شد. شیب نمودار مقدار ضریب بازدهی رشد (0.1264 gVSS/gCOD) و عرض از مبدأ ضریب فروپاشی درونی (0.1264 d^{-1}) است. مقایسه نتایج به دست آمده با نتایج دیگر تحقیقات در جدول (۳) آمده است.

۳-۳- تعیین مقدار ضریب بازدهی قابل مشاهده^{۳۲}

با استفاده از مقادیر به دست آمده در مراحل قبل برای مقدار ضریب بازدهی رشد، ضریب فروپاشی درونی، ثابت نیمه اشباع مواد غذائی و حداکثر نرخ مصرف ویژه مواد غذائی می‌توان براساس فرمول زیر مقدار ضریب بازدهی رشد قابل مشاهده را نیز محاسبه کرد.

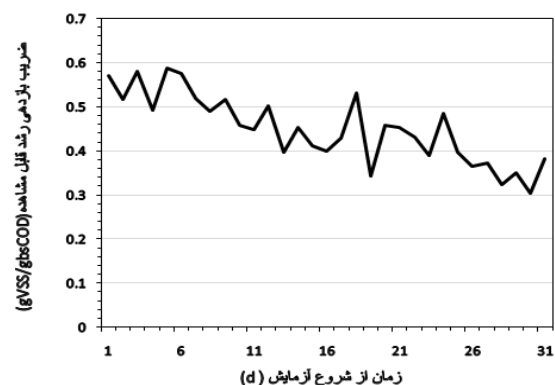
$$Y_{obs} = \frac{Y}{1+k_d*SRT} + \frac{f_d*k_d*Y*SRT}{1+k_d*SRT} \quad (22)$$

f_d : کسری از زیست‌توده که به صورت سلول تخریب شده، باقی می‌ماند^{۳۳} و میانگین آن معادل ۰/۱۲۵ محاسبه شده است.

در معادله فوق ضریب بازدهی رشد قابل مشاهده بر حسب $gVSS/g\ bsCOD$ می‌باشد. جمله اول معادله فوق، مقادیر توده بیولوژیک تولیدی ناشی از رشد باکتری‌های هتروتروف و جمله دوم بقایای سلولی را نشان می‌دهد. نتایج حاصله از محاسبات انجام شده در نمودار (۶) نشان داده شده است. طبق این شکل مقدار میانگین ضریب بازدهی رشد قابل مشاهده معادل ۰/۴۵ با انحراف از معیار ۰/۰۸ می‌باشد.

همان طور که مشاهده می‌شود، با گذشت زمان سن لجن بیشتر شده و مقادیر ضریب بازدهی رشد قابل مشاهده کاهش یافته است. مقدار ضریب بازدهی رشد قابل مشاهده در تصفیه خانه فاضلاب شهری پکن بین ۰/۷-۰/۶ به دست آمده است (Qiao و Han-Gui، ۲۰۱۰).

برای اطمینان از نتایج به دست آمده از پایلوت، مقادیر به دست آمده با مقادیر برخی مراجع معتبر و سایر تحقیقاتی که در نقاط مختلف دنیا و ایران برای تعیین ضرایب سنتیک تصفیه فاضلاب انجام شده است مقایسه گردید که نتایج آن در جدول (۳) آورده شده است.



نمودار ۶- مقادیر ضریب بازدهی رشد قابل مشاهده نسبت به

زمان

نتایج این تحقیق هم‌خوانی خوبی با بسیاری از دیگر تحقیقات دارد. محدوده‌های هم‌خوان با این تحقیق با تغییر رنگ متمایز شده است. در جدول (۳) حداکثر نرخ رشد ویژه توده بیولوژیک بر حسب d^{-1} نیز آورده شده است. طبق جدول (۳) ضرایب سنتیک به دست آمده از پایلوت در برخی موارد با آزمایشاتی که توسط سایر محققان انجام شده است متفاوت می‌باشد. چنانچه مشخصات فاضلاب و شرایط بهره‌برداری یکسان باشد، ضرایب سنتیک مشابهی حاصل خواهد شد، به عنوان مثال دو تصفیه‌خانه که با ظرفیت مشابه، فاضلاب شهری با شرایط همسان را به روش لجن فعال تصفیه می‌نمایند چنانچه نسبت برگشت لجن مشابه داشته باشند یا به عبارت دیگر غلظت جامدات فرار مایع مخلوط شده در حوض هوادهی هر دو نزدیک به هم باشد، نسبت غذا به میکروارگانیسم نیز در هر دو مشابه خواهد بود و در نتیجه ضرایب سنتیک یکسانی دارند. البته لازم به ذکر است که باید اکسیژن محلول کافی موجود باشد تا از ایجاد شرایط بی‌هوایی و به هم خوردن تعادل هوازی جلوگیری به عمل آید. به طور کلی نتایج این تحقیق با تعداد دیگری از تحقیقات مانند تحقیق مردانی در تصفیه خانه جنوب اصفهان (۲۰۱۱) یا تحقیق ال ملک (۲۰۰۶) و همچنین سایر تحقیقاتی که در جدول (۳) مشخص شده‌اند، انطباقی نسبتاً مناسبی دارد ولی با برخی تحقیقات صورت گرفته نیز هم‌خوانی مناسبی ندارد که دلایل اختلاف ضرایب سنتیک به دست آمده از پایلوت با برخی از دیگر تحقیقات انجام شده را می‌توان به صورت ذیل عنوان نمود:

الف) تغییر مشخصات کیفی فاضلاب

ب) تغییر نسبت اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی یا اکسیژن‌خواهی شیمیایی محلول به غیر محلول

ج) تغییر نسبت غذا به میکروارگانیسم که این خود می‌تواند ناشی از نسبت برگشت لجن و میزان اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی یا اکسیژن‌خواهی شیمیایی فاضلاب باشد.

د) متفاوت بودن سن لجن که این عامل خود تابعی از میزان برگشت لجن خواهد بود.

ه) تغییر دما و pH فاضلاب

از موارد دیگری که باید هنگام بیان ضرایب سنتیک به آن توجه نمود این است که برای انجام آزمایشات از اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی استفاده شده است یا اکسیژن‌خواهی شیمیایی، که این خود یکی از موارد مهم در بیان ضرایب سنتیک و تفسیر نتایج آن می‌باشد.

32. Observed Yield Coefficient

33. Fraction Of Biomass that remains as cell debris

۴- نتیجه گیری

مستقیم دارد. لذا می توان گفت که غلظت خروجی به پارامتر سنتتیک k حساسیت بیشتری تا پارامترهای سنتتیک Ks و kd دارد.

۴- پایلوت به طور متوسط دارای بازده حذف COD، ۸۹ درصد بود که در محدوده مناسب سیستم لجن فعال متعارف قرار دارد.

۵- با افزایش زمان ماند سلولی تا ۲۶ روز، غلظت COD خروجی کاهش می یابد و پس از آن شیب منحنی به صفر میل می کند و افزایش SRT تأثیر محسوسی بر غلظت COD خروجی نخواهد داشت.

اهم نتایج به دست آمده از این تحقیق به قرار ذیل است:

- ۱- مقادیر ضریب فروپاشی درونی، ضریب بازدهی رشد، حداکثر نرخ ویژه مصرف ماده غذایی و ثابت نیمه اشباع ماده غذایی به ترتیب معادل 0.1264 d^{-1} ، 0.6579 gVSS/gCOD ، $3.05/25 \text{ gCOD/m}^3$ و $3/3467 \text{ gCOD/gVSS.d}$ می باشد.
- ۲- مقدار میانگین ضریب بازدهی رشد قابل مشاهده معادل 0.45 gVSS/gbsCOD می باشد.
- ۳- غلظت اکسیژن خواهی شیمیایی خروجی با زمان ماند مواد جامد نسبت عکس و با نرخ مصرف ویژه مواد غذایی نسبت

جدول ۳- نتایج ضرایب سنتتیک محاسبه شده

نرخ رشد ویژه زیست توده	ضریب بازدهی رشد قابل مشاهده	ضریب بازدهی رشد	حداکثر نرخ مصرف ویژه مواد غذایی	ضریب فروپاشی درونی	ثابت نیمه اشباع مواد غذایی	تحقیقات صورت گرفته
$\mu_m \text{ (d}^{-1}\text{)}$	$Y_{obs} \text{ (g vss/g bsCOD)}$	$Y \text{ (g vss/g bsCOD)}$	$k \text{ (g/g.d)}$	$k_d \text{ (d}^{-1}\text{)}$	$K_s \text{ (g/m}^3\text{)}$	
۲-۱۰	-	۰/۴-۰/۸	۵-۱۲/۵	۰/۰۲۵-۰/۰۷۵	۱۵-۷۰	(Burton و Tchobanoglous, ۱۹۹۱)
۳-۶	-	۰/۶۷	۴/۴۷۸-۸/۹۵۵	۰/۲-۰/۶۲	۲۰	(Henze و همکاران, ۲۰۰۶) مدل ASM1
۳-۶	-	۰/۶۳	۴/۷۶۲-۹/۵۲۴	۰/۲-۰/۴	-	(Henze و همکاران, ۲۰۰۶) مدل ASM2
۲/۲۰۲	۰/۴۵	۰/۶۵۷۹	۳/۳۴۶۷	۰/۱۲۶۴	۳۰۵/۲۵	(Shiraz WWTP, This study)
۲	۰/۶-۰/۷	۰/۴۶۲	۴/۳۲۹	۰/۰۵-۰/۰۶	۷۹-۸۰	(Qiao و Han-Gui, ۲۰۱۰) (Beijing WWTP)
۰/۲۳-۳/۱۷	-	۰/۴۸-۱/۲۵۱۲	۲/۵۳-۳/۱۷	۰/۰۱۷-۰/۰۳۹	۱۳/۸-۵۰۸	(Mardani و همکاران, ۲۰۱۱) (Isfahan WWTP)
۱/۵	-	۰/۶۴	۲/۳۴۴	۰/۲۴	۵	(Gujer و Sollfrank, ۱۹۹۱)
۱-۸	-	-	-	-	۲/۵-۴/۰	(Gujer و Kappeler, ۱۹۹۲)
۶/۸	-	۰/۵۵	۱۲/۳۶۴	-	۱	(Bjerre, ۱۹۹۷)
۳/۲۵	-	۰/۵۵	۵/۹۱	-	۱	(Hvited-Jacobsen و همکاران, ۱۹۹۸)
۶/۳	-	۰/۵۷	۱۱/۰۵۳	-	-	(Butler و Do-Ceu-Almeida, ۲۰۰۲)
۲	-	-	-	-	۰/۵	(Sin و همکاران, ۲۰۰۸)
۲	-	۰/۶۸	۲/۹۴۱	۰/۱	۱۲	(Doguel و Karahan, ۲۰۰۴)
۱/۶۸	-	۰/۵۸	۲/۸۹۷	۰/۳۴	۱۱/۳۸	(Yu و Ni, ۲۰۰۹)
۶/۱	-	۰/۵۸	۱۰/۵۱۷	۰/۱۸	۹/۴	(Trojanowicz, ۲۰۱۱)
-	-	۰/۵۲	-	۰/۰۶	۸۵/۵	(Najafpour و همکاران, ۲۰۰۷)
۳/۷۵	-	۰/۶۷	۵/۵۹۷	۰/۰۷	۲۲	(Lawrence و MC-Carty, ۱۹۷۰)
۷/۴-۱۸/۵	-	۰/۵-۰/۶۲	۱۴/۸-۲۹/۸۴	۰/۰۲۵-۰/۴۸	۱۱-۱۸۱	(Al-Malack, ۲۰۰۶) ماده Glucose
۰/۸-۶/۳	-	۰/۴۲-۰/۵۳	۱/۹۰۵-۱۱/۸۸۷	۰/۰۵-۰/۱۹	۸۳-۶۴۶	(Al-Malack, ۲۰۰۶) ماده Synthetic
۵/۶-۸/۱	-	۰/۴۶-۰/۶	۱۲/۱۷۴-۱۳/۵	۰/۰۵-۰/۱۶	۲۵۰-۳۷۲۰	(Al-Malack, ۲۰۰۶) (MWW)
۳/۲-۳/۷۵	-	۰/۴-۰/۶۷	۵/۵۹۷-۸	۰/۰۷-۰/۰۹	۲۲-۶۰	(Al-Malack, ۲۰۰۶) ماده Synthetic
۱/۲۸-۶/۴۶	-	۰/۴۹-۰/۵۸	۲/۶۱۲-۱۱/۱۳۸	۰/۰۳۷-۰/۱۵۱	۲۸۹-۲۹۳۳	(Bolukbas و Pala, ۲۰۰۵)
۰/۲۸	-	۱/۷۸	۰/۱۵۷	۰/۱۲	۳۶/۶	(Malina و Joseph, ۱۹۹۹)
۱/۸۶	-	۰/۶۷	۲/۷۷۶	۰/۵	۶۵/۵	(Naghizadeh و همکاران, ۲۰۰۸)

- Wastewater at the Pantex Facility", Alternative to the existing Aerate Lagoon-pond, 1999.
- Kappeler J, Gujer W, "Estimation of Kinetic Parameters of Heterotrophic Biomass under Aerobic Conditions and Characterization of Wastewater for Activated Sludge Modeling", Water Science Technology, 1992, 25(6), 125.
- Karahan O, Doguel S, "Biological Treatability of Raw and Ozonated Penicillin Formulation Effluent", Journal of Hazard Matter, 2004, 116(1-2), 159-166.
- Lawrence AW, MC Carty PL, "Unified Basis for Biological Treatment Design and Operation", Journal of Sed. Proc., ASCE, 1970, 96(SA3): 757.
- Li Z, Lerapetritou M, "Process Scheduling under Uncertainty: Review and challenges", Computers and Chemical Engineering, 2008, 32(4-5), 715-727.
- Mardani Sh, Mirbagheri A, Amin MM, Ghasemian M, "Determination of Bio-Kinetic Coefficients for Activated Sludge Processes on Municipal Wastewater", Iran journal of Environmental Health Science Engineering, 8, 2011, No.1, 25-34.
- Metcalf and Eddy, Inc. "Wastewater Engineering: Treatment and Reuse", McGraw Hill, N.Y., 2nd edition, 1979.
- Metcalf and Eddy, Inc. "Wastewater Engineering: Treatment and Reuse", fifth edition, McGraw Hill higher Education, 2003.
- Naghizadeh A, Mahdavi AH, Mesdaghinia AR, Sarkhosh M, "Bio-Kinetic Parameters in Municipal Wastewater Treatment with Submerged Membrane Reactor (SMBR)", Proceeding of 12th National Congress of Environmental Health, Tehran, Iran (In Persian), 2008.
- Najafpor Gh, Sadeghpour M, Lorestani-Zinatizadeh A, "Determination of Kinetic Parameters in Activated Sludge Process for Domestic Wastewater Treatment Plant", Chemical Industry and Chemical Engineering Quarterly/CICEQ, 2007, Volume 13, 211-215.
- Ni BJ, Yu HQ, "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, 2009, 43, 3743-3750.
- Pala A, Bolukbas O, "Evaluation of Kinetic Parameters for Biological CNP Removal from a Municipal Wastewater through Batch Tests", Process Biochemistry, 2005, 629-635.
- Sin G, De-Pauw DJW, Weijers S, Vanrolleghem PA, "An Efficient Approach to Automate the Manual Trial and Error Calibration of Activated Sludge Models", Journal of Biotechnology and Bioengineering, 2008, 100, 516-528.
- Solfrank U, Gujer W, "Characterization of Domestic Wastewater for Mathematical Modeling of Activated Sludge Process, Water Sci. Technol., 1991, 25(6), 141.
- Taheri E, Khiadani (Hajian) MH, Amin MM, Nikaeen M, Hassanzadeh A, "Treatment of Saline Wastewater by a Sequencing Batch Reactor with Emphasis on Aerobic Granule Formation", Bioresource
- ۵- مراجع
- پیرصاحب م، حسنی اح، زینتی‌زاده ع، مشیرپناهی م، خاموطیان ر، "مدلسازی فرآیند واحدهای بیولوژیکی فاضلاب‌های بیمارستانی به روش لجن فعال (مطالعه موردی بیمارستان قدس سنندج)"، شانزدهمین همایش ملی بهداشت محیط ایران، دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی تبریز- ایران، ۱۳۹۲.
- تکدستان ا، کردستانی ب، نیسی ع، جلیل‌زاده ینگجه ر، "تعیین ضرائب بیوسنتیکی فرآیند بیولوژیکی واحد لجن فعال با هوادهی گسترده در شرایط آب و هوایی گرم در تصفیه خانه بیمارستانی"، آب و فاضلاب، مرداد ۱۳۹۵، مقالات آماده انتشار.
- عظیمی ن، طاهریون م، "عملکرد فرآیند لجن فعال تلفیقی با بستر ثابت در تصفیه فاضلاب صنایع غذایی (مطالعه موردی: تصفیه خانه شهرک صنعتی آمل)"، آب و فاضلاب، ۱۳۹۲، ۲۴، ۳، (۸۷)، ۸۰-۸۷.
- Al-Malack MH, "Determination of Bio-Kinetic Coefficient of an Immersed Membrane Bioreactor", Journal of Membrane Science, 2006, 47-58
- Benfield LD, Randal CW, "Biological Process Design for Wastewater Treatment", Prentice-Hall Inc, Englewood cliffs, NJ, 1980.
- Bjerre HL, "Transformation of Wastewater in an Open Sewer: the Emshe River", Germany, PhD Dissertation, Aalborg University, Aalborg Denmark, 1997.
- Clesceri LS, Rice EW, Greenberg AE, Franson MAH, "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", American Public Health Association (APHA) American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), 21st edition, Washington DC, USA, 2005.
- Do Ceu Almeida M, Butler D, "In-Sewer Wastewater Characterization and Model Parameter Determination Using Repository", Water Environment Research, 2002, 74(3), 295.
- Garcia MD, Grau P, Huete H, Gomez J, Garcia-Heras L, Ayesa E, "New Generic Mathematical Model for WWTP Sludge Digesters Operating under Aerobic and Anaerobic Conditions: Model Building and Experimental Verification", Water Research, 2009, 43(18), 4626-4642.
- Han-Gui H, Qiao F, "An Adaptive Fuzzy Neural Network Based on Self Organizing Map (SOM), Self-Organizing Maps", George K Matsopoulos (Ed.), 2010.
- Henze M, Gujer W, Mino T, Loosdrecht MV, "Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3", IWA Publishing, 121 pages, 2006.
- Hvited-Jacobsen T, Vollertsen J, Nielsen PH, "A Process and Model Concept for Microbial Wastewater Transformation on Gravity Sewers", Water Science Technology, 1998, 25(6), 125.
- Joseph F, Malina Jr, "High-Rate Biological Treatment of

- Technology, 2012, Volume 111, 21-26.
- Talaie-Khozani AR, Jafarzadeh-Haghighifard N, Talaie-Khozani MR, Beheshti M, "The Determination of Bio-kinetic Coefficients of Crude Oil Biodegradation Using Pseudomonas Aeruginosa Bacteria", Iranian Journal of Health and Environment (In Persian), 2010, 3(2), 111-122.
- Tellez GT, Nirmalakhandan N, Gardea-Torresdey JL, "Kinetic Evaluation of a Field-Scale Activated Sludge System for Removing Petroleum Hydrocarbons from Oilfield-Produced Water", Environmental Progress & Sustainable Energy, 2005, Volume 24, Issue 1, 96-104.
- Tchobanoglous G, Burton FL, "Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse", Third Edition, New York, McGraw-Hill series in Water Resources and Environmental Engineering, 1991, 1334 pages.
- Trojanowicz K, "Calibration and Verification of Models of Organic Carbon Removal Kinetics in Aerated Submerged Fixed-Bed Bio-Film Reactors (ASFBBR): a Case Study of Wastewater from an Oil-Rrefinery", Journal of Water Science and Technology, 2011, 63(10): 2446-56.

EXTENDED ABSTRACT

Determination of Kinetic Coefficients on Shiraz Municipal Wastewater Treatment Plant by Batch Reactor

Masoud Noshadi ^{a,*}, Alireza Ahadi ^b

^a Faculty of Water Engineering, University of Shiraz, Shiraz 7136138272, Iran

^b Water Engineering, Shiraz Water & Wastewater Co., Shiraz 7132278920, Iran

Received: 18 June 2016; **Accepted:** 28 January 2017

Keywords:

Kinetic coefficients, Batch reactor, Shiraz wastewater treatment plant, Activated sludge process

1. Introduction

The mathematical model for disintegration rate of substrates and production of biomass in the batch reactor is presented by Monod kinetic model. This model includes four required parameters which need to be estimated for proper planning of wastewater biological treatment units and the simulation process in the operational stage (Metcalf and Eddy, 2003).

Al-Malack (2006) determined the bio-kinetic coefficients of a submerged membrane bio-reactor to treat domestic wastewater. His coefficients were located in 0.49-0.58, 0.037-0.0151, 1.28-6.46, and 289-2933 domains for parameters Y , k_d , k , and K_s , respectively, under various MLSS concentrations and substrate loading rates. Naghizadeh (2008) determined the bio-kinetic parameters for a domestic wastewater treatment plant through a submerged membrane reactor by the Monod equation. The results showed that the Y , k_d , K_s , and μ_m coefficients were 0.067 mgVSS/mgCOD, 0.5 d⁻¹, 65.5 mg/L, and 1.86 d⁻¹, respectively. Mardani et al. (2011) studied the kinetic coefficients of South-Isfahan wastewater treatment plant, operating on the activated sludge process, in various treatment methods including conventional activated, extended aeration, and contact stabilization conditions in pilot scale. Their findings indicated that for the conventional activated condition, Y (mgVSS/mgCOD), k_d (d⁻¹), μ_m (d⁻¹), and K_s (mgCOD/L) were in ranges of 0.48-0.80, 0.0189-0.026, 0.95-0.98, and 52-71, respectively; for the extended aeration condition were in ranges of 0.6174-1.2512, 0.0198-0.0309, 1.96-3.17, and 311.7-508, respectively; and for the contact stabilization condition were in ranges of 0.6322-0.713, 0.0172-0.0387, 0.23-0.42, and 13.8-50.8, respectively. The purpose of the present research is determining the kinetic coefficients for Shiraz domestic wastewater treatment plant using batch reactor method.

2. Methodology

2.1. Pilot project characteristics

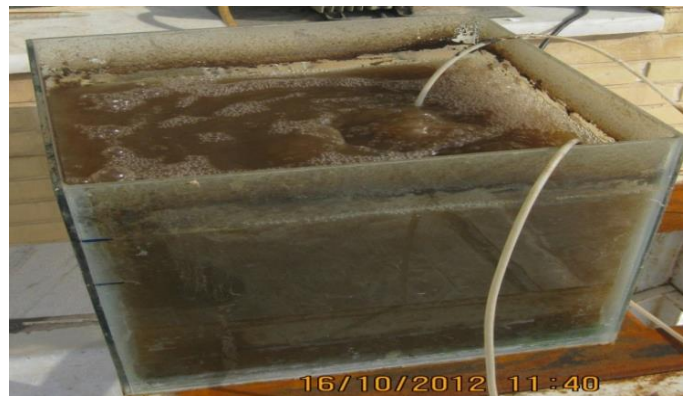
In this study, a reactor with a total volume of 61.6 L in dimensions of 39.5*39.5*39.5 cm and the net volume of 46.2 L (free board of 3.6 cm) was used to conduct the reactions throughout aeration and settling processes. In each stage of the pilot operation, 12.5 L of the effluent primary settling tank was entered to the reactor. According to the Imhoff's funnel method, the maximum settling was occurred at 0.7 hr. The volume of sludge, removed at end of each stage of pilot operation, was 2 L. Table 1 shows the features of the applied pilot, and Fig.1 presents a picture of the pilot. The reactor was made of glass, with a thickness of 8 mm; the aerator was a 70 w power with an output capacity of 90 L/min. Also, two pieces of rectangular aquarium stones were used as a diffuser to inject air to the reactor's floor. To access the heterotroph condition, dissolved oxygen was contained greater than 2 mg/L by aerator.

* Corresponding Author

E-mail addresses: noshadi@shirazu.ac.ir (Masoud Noshadi), ahadi.ali.r@gmail.com (Alireza Ahadi).

Table 1. Features of the applied pilot

Quantity	Unit	Parameter
46.2	L	The volume of pilot
12.5	L	The volume of influent to the primary settling tank
10.5	L	The volume of effluent exhausted the pilot
2	L	The volume of sludge, removed at end of each stage of pilot operation
Variable	hr	Aeration duration
0.7	hr	Settling duration

**Fig. 1.** Picture of the pilot

2.2. Tests

The required tests including COD, BOD, TSS, temperature measurement, pH, and DO were performed in accordance with the 21st version of standard instructions of water and wastewater tests (Clesceri et al, 2005). The sampling frequency from the primary settling tank was daily during one month. The COD was measured on a daily, and BOD₅ was performed twice per week to determine the sludge condition.

2.3. Method

In order to inject wastewater with variable quality, taking samples from the effluent primary settling tank was performed in different hours during a day. The general procedure included injecting the sample, aeration at variable time intervals, settling for 0.7 hr, and removal of the effluent. All the above stages were performed in the same reactor, in different time intervals, in a discontinued format, with maintaining temperature and pH in a proper range for heterotrophs.

3. Results and discussion

MLVSS values, during aeration, was in the range of 1013-3798 mg/L with an average of 1624 mg/L. In addition, the influent and effluent COD was in range of 350-546 mg/L with an average of 445 mg/L, and 28-74 mg/L with an average of 47 mg/L, respectively. Consequently, the minimum and maximum percentage of carbon removal were 79% and 94%, respectively, with the average of 89%. The effluent COD was less than 60 mg/L which is in the standard range of recipient waters and absorbent wells. The reverse solids retention time against the specific substrate utilization rate was plotted and the endogenous decay coefficient and the yield coefficient were determined (Fig. 1). The reverse of the specific substrate utilization rate against the growth limiting substrate concentration in solution was also plotted and the maximum specific substrate utilization rate coefficient and the half velocity constant were determined (Fig. 2). The maximum specific substrate utilization rate was calculated using the intercept and the value of the half velocity constant was obtained using the slope.

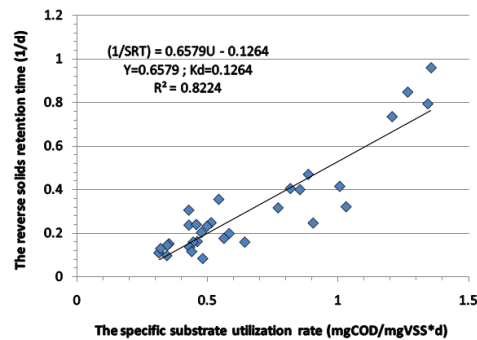


Fig.1. The reverse solids retention time against the specific substrate utilization rate

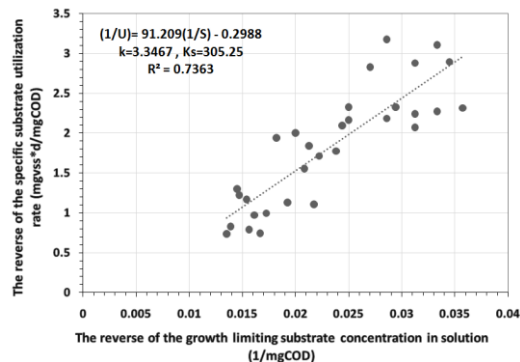


Fig. 2. The reverse of the specific substrate utilization rate against the growth limiting substrate concentration in solution

4. Conclusions

The most significant results obtained through this research are as follow:

1. The values of the endogenous decay coefficient, yield coefficient, maximum specific substrate utilization rate coefficient, and the half velocity constant are 0.1264 d^{-1} , 0.6579 gVSS/gCOD , $3.3467 \text{ gCOD/gVSS*d}$, and 305.25 gCOD/m^3 , respectively.
2. The value of the average observed yield coefficient is 0.45.
3. The effluent COD concentration has a reverse relation with the solids retention time and a direct relation with the maximum specific substrate utilization rate. Consequently, it can be concluded that the effluent COD concentration is more sensitive to the kinetic parameter k than k_d and K_s .
4. The pilot project achieved an average removal COD of 89% which falls in the proper range of the conventional activated sludge process.
5. As the cellular retention time increases to 26 days, the effluent COD declines, and following this period the curve flattens such that the increase in SRT will not affect the effluent COD concentration significantly.

5. References

- Al-Malack MH, "Determination of Bio-Kinetic Coefficient of an Immersed Membrane Bioreactor", Journal of Membrane Science, 2006, 47-58.
- Clesceri LS, Rice EW, Greenberg AE, Franson MAH, "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", American Public Health Association (APHA) American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), 21st Edition, Washington DC, USA, 2005.
- Mardani Sh, Mirbagheri A, Amin MM, Ghasemian M, "Determination of Bio-Kinetic Coefficients for Activated Sludge Processes on Municipal Wastewater", Iran journal of Environmental Health Science Engineering, Vol. 8, 2011, No.1, 25-34.
- Metcalf and Eddy, Inc. "Wastewater Engineering: Treatment and Reuse", Fifth Edition, McGraw Hill higher Education, 2003.
- Naghizadeh A, Mahdavi AH, Mesdaghinia AR, Sarkhosh M, "Bio-Kinetic Parameters in Municipal Wastewater Treatment with Submerges Membrane Reactor (SMBR)", Proceeding of 12th National Congress of Environmental Health, Tehran, Iran (In Persian), 2008.