

Performance of Pumice Stone as a Packing in Fixed-bed Aerobic Bioreactor

عملکرد سنگ پامیس به عنوان بستر ثابت بیوفیلم در راکتور بیوفیلمی هوازی

Mohamadali Sharbatmaleki¹, Seyed Mehdi Borghei²

محمدعلی شربت ملکی^۱ سید مهدی برقی^۲

(دریافت ۸۴/۵/۱۳ پذیرش ۸۴/۹/۲۴)

Abstract

In this research, the performance of pumice stone as a fixed bed support in the biological treatment of the synthetic wastewater of sugar beet factory was evaluated. Pumice is a volcanic rock having high porosity and specific surface, and in comparison with other supports, pumice has a very low price. The experiments were done on an up-flow biofilm reactor, the effective volume of which was 14.2 L, with pumice fixed bed supports. After the starting period, the reactor was operated in steady-state mode, which lasted 222 days, at hydraulic retention time of 12, 16 and 24 hours and influent COD concentration of 750, 1500 and 2250 mg/L. During the operation, the contamination removal efficiencies from 89 to 97 percent were achieved in 9 experimental runs. The results demonstrate that in organic loading rate from 750 to 4500 gr.COD/m³/day in the mentioned status the reactor's efficiency is satisfactory. In addition, some kinetic prevalent models were tested with the experimental data. Results show that according to the regression coefficients, Grau second order kinetic model and modified Stover-Kincannon model are appropriate for predicting similar reactors situations and designing new reactors, and the related equations were derived.

Keywords: Biofilm, Fixed bed, Aerobic, Wastewater of Sugar Beet Factory, Pumice Stone.

چکیده

در این پژوهش قابلیت به کارگیری سنگ پامیس در فرآیند بیوفیلمی با بستر ثابت برای تصفیه فاضلاب سینتیک نسبتاً غلیظ کارخانه قند مورد بررسی گرفته است. سنگ پامیس نوعی بازالت است که در مناطقی از کشورمان به طور فراوان یافت شده و دارای قیمت بسیار مناسب در مقایسه با سایر آکنه‌های تجاری موجود در بازار می‌باشد. آزمایشها بر روی راکتور جریان رو به بالا با بستر ثابت سنگ پامیس و با حجم مؤثر ۱۴/۲ لیتر سیال انجام گرفت. پس از طی دوره راه اندازی، با راهبری راکتور به مدت ۲۲۲ روز در زمانهای ماند هیدرولیکی ۱۲، ۱۶ و ۲۴ ساعت و COD محلول ورودی ۲۲۵۰، ۱۵۰۰ و ۷۵۰ میلی‌گرم در لیتر، راندمان حذف سوبسترات ۸۹ تا ۹۷ درصد در طی ۹ حالت مختلف بارگذاری حاصل گردید. نتایج حاصل نشان می‌دهند که در بارگذاری‌های ارگانیک بین ۷۵۰ تا ۴۵۰۰ mg.COD/m³.day با شرایط فوق الذکر، راندمان سیستم با استفاده از آکنه های پامیس راضی کننده و قابل توجه است. همچنین در ادامه، مدل‌های سینتیک مرتبه اول گراو و استور-کن کانون در چارچوب داده‌های تجربی به دست آمده مورد بررسی قرار گرفتند. نتایج نشان داد که مدل‌های گراو و استور-کن کانون ضرایب همبستگی خوبی را ارائه می‌دهند. همچنین بر اساس این مدل‌های سینتیک و پارامترهای حاصل شده از این پژوهش، روابطی برای طراحی بیوفیلترهای مشابه ارائه شده است.

واژه‌های کلیدی: بیوفیلم، بستر ثابت، تصفیه بیولوژیکی، هوازی، فاضلاب کارخانه قند، سنگ پامیس.

1- Graduate Student of Environmental Engineering, Dept. of Civil Engineering, Sharif University of Technology- m_a_maleki@yahoo.com
2- Associated Prof., Dept. of Chemical and Petroleum Engineering, Sharif University of Technology

۱- کارشناس ارشد مهندسی عمران- محیط زیست، دانشگاه صنعتی شریف
m_a_maleki@yahoo.com
۲- دانشیار دانشکده مهندسی شیمی و نفت، دانشگاه صنعتی شریف

مواد غذایی [۹]، نمونه هایی از این پژوهشها می باشند. در همه این مطالعات، هدف بررسی عملکرد نوعی آکنه و یافتن و پیشنهاد یک بستر مناسب برای کاربرد در سیستم های بیوفیلمی می باشد. در نگاه اول، سنگ پامیس^۲ به لحاظ اقتصادی بسیار مقرون به صرفه تر از سایر آکنه های ثابت موجود در بازار می باشد. از سوی دیگر، این پژوهش، با توجه به در دسترس بودن سنگ پامیس در نقاط مختلف کشور، این پژوهش تلاشی در جهت بومی کردن فرآیندهای تصفیه فاضلاب می باشد.

۲- مواد و روشها

۲-۱- مشخصات فاضلاب ورودی

فاضلاب مورد استفاده در این تحقیق در واقع فاضلاب سنتز شده خروجی کارخانه قند بود. برای تهیه این فاضلاب مصنوعی، از محلول ملاس چغندر در آب به علاوه برخی مواد مغذی لازم نظیر اوره و فسفات آمونیوم استفاده گردید. نکته قابل توجه در تهیه خوراک، دستیابی به نسبت تقریبی بهینه COD/N/P برابر ۱۰۰/۵/۱ می باشد [۱۰].

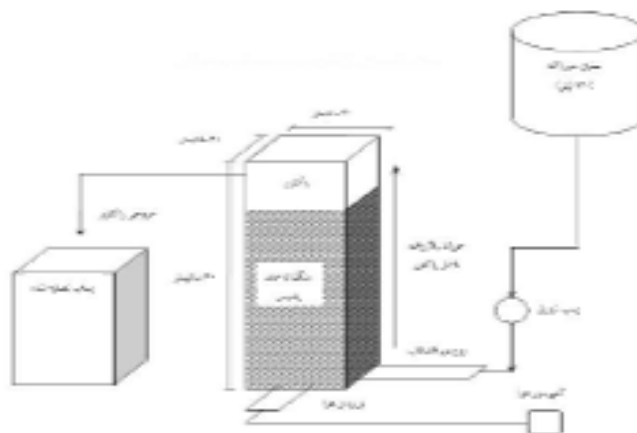
۲-۲- مشخصات راکتور آزمایشگاهی

در این تحقیق، پایلوتی از جنس شیشه ۱۰ میلی متری ساخته شد. برای اطمینان از هوادهی مناسب از پمپ آکواریومی به ظرفیت ۳۰ لیتر بر دقیقه که قابلیت تنظیم نرخ هوادهی را نیز دارا بود استفاده گردید. پمپ خوراک دهی از نوع واتسن^۳ با قابلیت تنظیم دبی مشخص انتخاب شد. سپس راکتور تا ۷۰ درصد ارتفاع از آکنه ها پر شد. شکل ۱ سایر مشخصات پایلوت مورد استفاده را نمایش می دهد.

در سالهای اخیر رویکرد جهانی به استفاده از سیستم های بیوفیلمی در فرآیند تصفیه بیولوژیکی پسابها افزایش یافته است. در این میان نسلهای جدیدی از سیستم های بیوفیلمی هوازی با بسترهای ثابت متفاوت، روز به روز در جهان در حال گسترش هستند. هزینه بالای احداث این بیوفیلترهای هوازی به دلیل قیمت بالای آکنه های تجاری موجود، مشکل اصلی در راه گسترش و فراگیر شدن این سیستمها می باشد. در صورت حل این مسئله، این نسل از فیلترهای هوازی مستغرق^۱ در کشورهای در حال توسعه و به ویژه در ایران گسترش زیادی خواهند یافت؛ به ویژه که پس از مرحله احداث و راه اندازی، مدیریت و راهبری این نوع راکتورها بسیار ساده تر از سیستم های متداول رشد معلق می باشد [۱].

در سالهای اخیر مطالعات و پژوهشهایی بر روی سیستم های بیوفیلمی با بستر ثابت انجام شده است. مطالعاتی از قبیل بررسی استفاده از ماسه کوارتزی به عنوان آکنه در تصفیه پساب کارخانه های لبنیات سازی [۲]، استفاده از آکنه های از جنس زغال سنگ و شیشه در تصفیه پساب حاوی فنل [۳]، بررسی مقایسه ای استفاده از آکنه های ماسه ای با آکنه های پلاستیکی در حذف پرکلرات [۴]، نحوه استفاده از آکنه از جنس کربن فعال گرانوله در تصفیه فاضلاب کارخانه روغن زیتون [۵]، استفاده از آکنه های سرامیکی و زئادات پلاستیکی در یک بیوفیلتر هوازی مستغرق دو طبقه [۶]، بررسی میزان حذف نیترات از آبهای شور در بیوفیلتر هوازی مستغرق با استفاده از نوعی آکنه تجاری [۷]، مقایسه بیوفیلترهای هوازی مستغرق با استفاده از نوعی آکنه تجاری و راکتور لجن فعال در تصفیه فاضلاب کارخانه الکل سازی [۸] و استفاده از آکنه های خاص سرامیکی در تصفیه پساب کارخانه های

^۱ Submerged Aerated Filter (SAF)



شکل ۱- شمای راکتور مورد استفاده در این تحقیق

^۲ Pumice Stone
^۳ Watson

جدول ۱- برخی مشخصات فیزیکی و شیمیایی سنگ پامیس [۱]

مقدار	پارامتر
	ترکیب شیمیایی (درصد)
۷۱/۷۵	سیلیکا (SiO ₂)
۱۲/۳۳	آلومینا (Al ₂ O ₃)
۱/۹۸	اکسید فریک (Fe ₂ O ₃)
۰/۷۰	آهک (CaO)
۰/۱۲	اکسید منگنز (MgO)
۳/۵۹	اکسید سدیم (Na ₂ O)
۴/۴۷	اکسید پتاسیم (K ₂ O)
۰/۱۸	اکسید گوگرد (SO ₃)****
۴/۸۸	دیگر موارد
۵۰-۸۵	تخلخل (درصد)
۰/۷-۱/۲	چگالی (gr/cm ³)

صورت کاملاً "جدا از بقیه قرار گرفته‌اند که در آنها گازهای آتشفشانی همانند گازهای گوگرد دار از سالیان بسیار دور محبوس می‌باشند (شکل ۲).

در ایران در اغلب نقاط کوهستانی شمال غرب، غرب، مرکز و جنوب، لایه‌های سنگ پامیس کم و بیش یافت شده و توسط سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی ایران به ثبت رسیده‌اند. در مناطقی چون حوالی کوه‌های تفتان در جنوب ایران، در حوالی منطقه آبعلی در شمال ایران، در اطراف شهر قزوین به ویژه جاده قزوین-رشت در منطقه‌ای بنام روستای بکنندی و در غرب شهر همدان (شرق استان کردستان) در منطقه قروه، بر طبق نقشه‌های سازمان زمین‌شناسی، توده‌ها و لایه‌های عظیم سنگهای متخلخل پامیس یافت شده است. بررسی‌های انجام شده نشان داد که قیمت هر مترمکعب پامیس به منظور استفاده به عنوان بستر در راکتور بیولوژیکی حدود ۲ درصد قیمت هر مترمکعب بسترهای تجاری می‌باشد.

۳-۲- سنگ پامیس به عنوان بستر ثابت

۱-۳-۲- سنگ پامیس

پامیس، فوم، فوم آتشفشانی^۱ یا پامیسایت^۲ در واقع شیشه‌هایی سیلیسی و غالباً با رنگ روشن هستند، گرچه انواع تیره رنگ آنها هم وجود دارد. به طور معمول این مواد در اثر انباشته شدن روانه‌های آتشفشانی ساخته می‌شوند که با انفجار از دهانه آتشفشانها به بیرون پرتاب می‌شوند. نامگذاری آنها بیشتر بر پایه اندازه دانه‌ها انجام می‌شود. بدین ترتیب، توده‌های ساخته شده از دانه‌های بزرگتر از ۲ یا ۳ میلی‌متر را پامیس و توده‌های پدید آمده از دانه‌های ریز تر را پامیسایت نامیده‌اند [۱۱ و ۱۲]. برخی از خواص این سنگ در جدول ۱ ذکر گردیده است.

سنگ پامیس به لحاظ ساختاری از یک سری از حفرات نامنظم تشکیل شده که برخی از آنها به یکدیگر متصل و برخی نیز به

¹ Volcanic Foam
² Pumicite



شکل ۲- تصویری از سنگ آذرین پامیس

جدول ۲- مشخصات دانه‌بندی سنگدانه‌های آکنه مورد استفاده

۲۴ میلی‌متر	D_{10}
۲۸ میلی‌متر	D_{30}
۳۱ میلی‌متر	D_{60}
۱/۲۹	${}^1C_u = D_{60}/D_{10}$
۱/۰۵	${}^2C_c = D_{30}^2 / (D_{10}D_{60})$

درصد حجمی از این لجن پر و سپس داخل راکتور آب ریخته شد و هوادهی به راکتور در حالت ناپیوسته آغاز شد. پس از گذشت ۱۵ روز بیوفیلم محسوسی روی آکنه‌ها مشاهده شد که موجب لزجی محسوس آکنه‌ها گردید. با افزایش خوراک دهی در انتهای هفته چهارم، بیوفیلم کاملاً بروی آکنه‌ها تشکیل شد و نهایتاً در هفته ششم بیوفیلم مناسبی برای فرآیند تصفیه در راکتور شکل گرفت. دما، pH و اکسیژن محلول در طی این دوره اندازه‌گیری می‌شد، که مقدار هر یک به ترتیب ${}^{\circ}C$ ۲۴، ۱/۸-۲/۷ و ۳/۵-۴/۵ میلی‌گرم در لیتر بود.

۲-۵- بهره‌برداری از راکتور

در این تحقیق آزمایشها در سه زمان ماند ۱۶ و ۱۲ ساعت انجام شد. از طرف دیگر غلظت خوراک نیز بر طبق برنامه مشخصی از ۷۵۰ به ۱۵۰۰ و سپس به ۲۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر افزایش داده شد. بدین صورت که هر غلظت خوراک ورودی در سه زمان مختلف به سیستم القا می‌شد. بنابراین به طور کلی ۹ دوره بهره‌برداری برای سیستم تعریف و اجرا شد.

در طول مدت راهبری سیستم به صورت پیوسته که ۲۲۲ روز به طول انجامید، عوامل مختلف مانند میزان COD ورودی و خروجی، اکسیژن محلول، اسیدیته و جرم میکروبی موجود در راکتور و خروجی با فواصل زمانی مشخص اندازه‌گیری می‌شد [۱۴]. همچنین هر ۴۸ ساعت یکبار سیستم به کمک جریان‌ات نسبتاً قوی هوا که از همان مجاری هوادهی سیستم وارد راکتور می‌شد، شستشو می‌شد. این امر به ویژه در مورد غلظتهای بالای ۱۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر ضروری و موجب حفظ شدن راندمان حذف آلاینده در سیستم در حالت نرمال، تشخیص داده شد.

در سطح دنیا نیز همانند ایران، سنگ پامیس از مناطقی به دست می‌آید که به لحاظ زمین شناسی دورانهای آتشفشانی را به خود دیده باشد. امروزه کشور ایتالیا با تولید حدود ۴۰ درصد از کل تولیدات سنگ پامیس در دنیا، مقام اول را دارد و بعد از آن کشور ترکیه قرار گرفته است [۱۳].

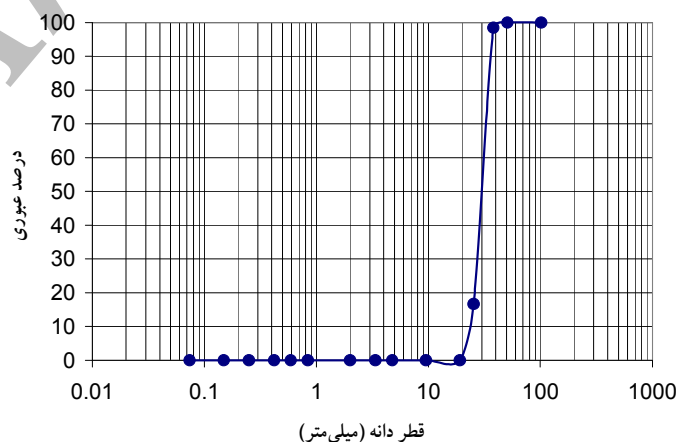
۲-۳-۲- مشخصات سنگدانه‌های پامیس

یکی از نکات مهم در طراحی سیستم در این تحقیق، انتخاب قطر مؤثر در خصوص سنگدانه‌ها بود. به طور کلی با کاهش قطر دانه‌ها سطح مؤثر افزایش می‌یابد. از طرفی اگر دانه‌ها از حد خاصی کوچک‌تر باشند علاوه بر ایجاد افت هیدرولیکی قابل توجه، پدیده گرفتگی^۴ و کانالیزه شدن جریان در راکتور به وقوع خواهد پیوست. از سوی دیگر با افزایش قطر دانه‌ها به دلیل چگالی کم سنگ پامیس، برخی از سنگدانه‌ها در سطح آب شناور می‌شوند. لذا در این مطالعه پیدا کردن قطر بهینه به روش سعی و خطا انجام شد. منحنی دانه‌بندی آکنه‌ها و اطلاعات مربوط به آن در جدول ۲ و شکل ۳ آمده است.

۲-۴- راه‌اندازی راکتور

برای راه‌اندازی راکتور، از لجن جریان برگشتی حوض لجن فعال تصفیه خانه شهرک غرب تهران استفاده شد. راکتور تا ۲۰

- ¹ Effective Diameter
- ² Uniformity Coefficient
- ³ Coefficient of Gradation
- ⁴ Clogging



شکل ۳- منحنی دانه‌بندی سنگدانه‌های پامیس مورد استفاده در راکتور

۳- نتایج و بحث

۳-۱- داده‌های جمع آوری شده در طول دوره بهره برداری

شکل‌های ۴، ۵ و ۶ داده‌های جمع آوری شده در طول ۲۲۲ روز راهبری راکتور بر اساس ۹ نوع بارگذاری متفاوت را نشان می‌دهند. در شکل ۷ نیز تغییرات راندمان حذف آلاینده بر حسب تغییرات غلظت خوراک در زمان ماند های متفاوت نشان داده شده است. نکته بارز در بررسی اولیه شکل، این است که راندمان حذف بطور کلی در غلظت خوراک ورودی ۱۵۰۰ میلی گرم بر لیتر بالاتر از راندمان راکتور در غلظتهای ۲۲۵۰ و ۷۵۰ در هر یک از زمانهای ماند می‌باشد. در این خصوص می‌توان گفت که راندمان حذف با غلظت ورودی در حالت ایده آل رابطه مستقیم دارد، یعنی با افزایش غلظت ورودی به دلیل افزایش جرم میکروبی، باید انتظار افزایش راندمان را داشت. اما کاهش راندمان با افزایش غلظت از ۱۵۰۰ به ۲۲۵۰ میلی گرم در لیتر را می‌توان این گونه توضیح داد که این کاهش راندمان با پدیده انسداد^۱ جریان سیال در اثر افزایش بیش از حد جرم میکروبی ارتباط دارد.

۳-۲- مدل سازی سینتیکی داده‌های جمع آوری شده

۳-۲-۱- مدل حذف آلاینده مرتبه اول

تغییرات در سرعت حذف آلاینده در راکتور، با در نظر گرفتن درجه اول بودن واکنش برای حذف آلاینده می‌تواند به صورت زیر بیان شود [۱۵]

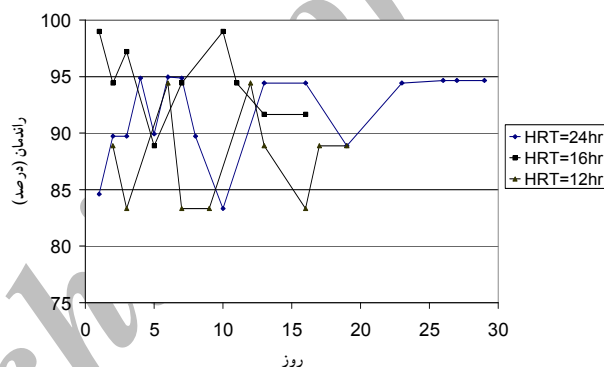
$$-\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V}S_0 - \frac{Q}{V}S - k_1S \quad (1)$$

که در آن S_0 و S غلظت خوراک ورودی و خروجی و k_1 ثابت سینتیکی درجه اول می‌باشد. در شرایط دائمی^۲ می‌توان از تغییرات در حذف غلظتهای آلاینده $-\frac{dS}{dt}$ صرف نظر کرد. لذا رابطه ۱ را می‌توان به صورت رابطه زیر نوشت

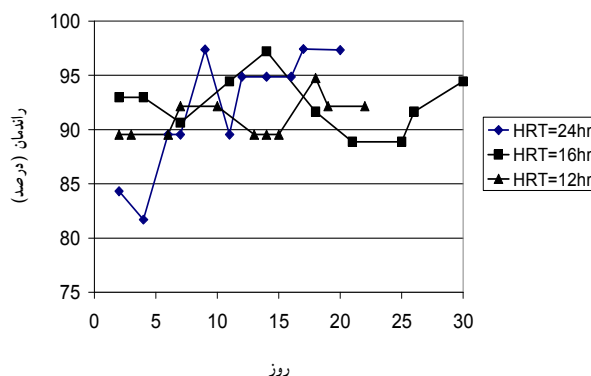
$$\frac{S_0 - S}{\theta_H} = k_1S \quad (2)$$

² Steady-State

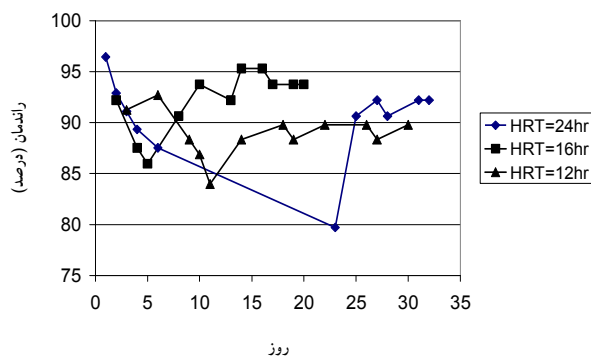
^۱ Clogging



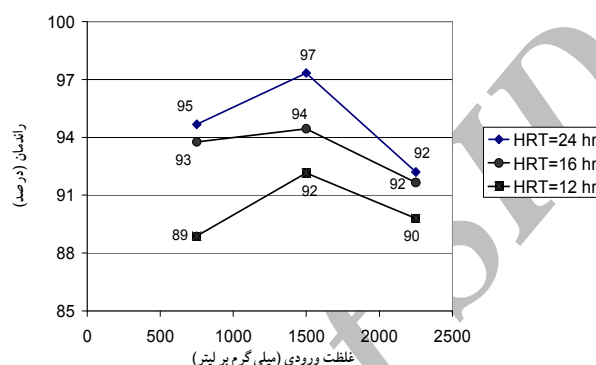
شکل ۴- تغییرات کارایی حذف آلاینده در طول روزهای آزمایش ($COD_{in} = 750$ میلی گرم بر لیتر)



شکل ۵- تغییرات کارایی حذف آلاینده در طول روزهای آزمایش ($COD_{in} = 1500$ میلی گرم بر لیتر)



شکل ۶- تغییرات کارایی حذف آلاینده در طول روزهای آزمایش (۲۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر = COD_{in})



شکل ۷- تغییرات راندمان حذف بر حسب تغییرات غلظت خوراک در زمان ماند های مختلف

$$\frac{S_0 \times \theta_H}{S_0 - S} = \theta_H - \frac{S_0}{k_S \times X} \quad (4)$$

حال اگر بخش دوم سمت راست رابطه ۴ را به صورت عدد ثابت فرض کنیم، رابطه ۵ به دست خواهد آمد

$$\frac{S_0 \times \theta_H}{S_0 - S} = n \times \theta_H + m \quad (5)$$

در واقع برای ساده سازی می توان گفت که $\frac{S_0 - S}{S_0}$ عملاً راندمان حذف آلاینده در سیستم است. پس به جای آن می توان پارامتر E را وارد رابطه کرد

$$\frac{\theta_H}{E} = m + n \times \theta_H \quad (6)$$

با استفاده از رابطه ۶، شکل ۹ ترسیم شده است. در این نمودار همچنان که مشخص است ضریب همبستگی ۰/۹۹ می باشد. می توان گفت که با توجه به این ضریب همبستگی، مدل گراو، مدل مناسبی برای بررسی وضع و پیش بینی حالاتی مشابه وضع راکتور مورد تحقیق می باشد. برای محاسبه m، n و k_S از خط رسم شده استفاده می کنیم. پارامتر m دارای واحد day و پارامتر n بدون واحد می باشد. مقادیر m و n به ترتیب ۰/۰۴۷۵ و ۱/۰۰۷۱ می باشد.

که θ_H زمان ماند هیدرولیکی می باشد. در این حالت k_1 می تواند از ترسیم $\frac{S_0 - S}{\theta_H}$ در مقابل S، طبق رابطه فوق که از ساده سازی رابطه ۱ حاصل شده است به دست آید. همان طور که از شکل ۸ نیز قابل مشاهده است، مقدار k_1 را می توان از شیب خط رسم شده نیز محاسبه کرد. بر همین اساس مقدار k_1 با واحد 1/day برابر ۱۴/۵۵ خواهد بود. همچنین مقدار ضریب همبستگی همان طور که مشخص است برابر ۰/۷۴۲ می باشد.

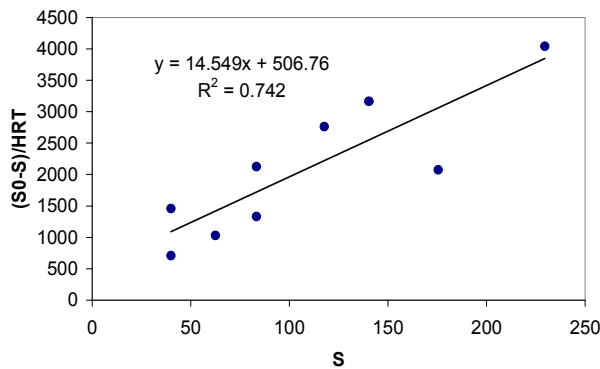
۳-۲-۲- مدل گراو^۱

رابطه گراو در واقع بیانگر سینتیک درجه دوم می باشد که می توان آن را طبق رابطه زیر بیان کرد [۱۶]

$$-\frac{dS}{dt} = k_S \times X \times \left(\frac{S}{S_0}\right)^2 \quad (3)$$

که k_S ثابت سرعت حذف و X غلظت جرم میکروبی در راکتور می باشد. با حل معادله دیفرانسیلی ۳ خواهیم داشت

¹ Grau



شکل ۸- نمودار رسم شده جهت بررسی مدل حذف مرتبه اول آلاینده

$$\frac{dS}{dt} = \frac{U_{max} \left(\frac{QS_0}{V} \right)}{K_B + \left(\frac{QS_0}{V} \right)} \quad (7)$$

با نوشتن موازنه جرم در اطراف سیستم خواهیم داشت:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} (S_0 - S) \quad (8)$$

بنابراین با مساوی قرار دادن طرفهای دوم رابطه خواهیم داشت:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} (S_0 - S) = \frac{U_{max} \left(\frac{QS_0}{A} \right)}{K_B + \left(\frac{QS_0}{A} \right)} \quad (9)$$

با خطی سازی رابطه ۹ خواهیم داشت:

$$\left(\frac{dS}{dt} \right)^{-1} = \frac{V}{Q(S_0 - S)} = \frac{K_B}{U_{max}} \left(\frac{V}{QS_0} \right) + \frac{1}{U_{max}} \quad (10)$$

در این روابط که مقادیر U_{max} یا حداکثر سرعت حذف آلاینده و K_B یا ثابت میزان اشباع جایگذاری شده‌اند، U_{max} بر حسب $g/L.day$ و K_B نیز به طور مشابه بر حسب $g/L.day$ می‌باشد.

حال با رسم $\frac{V}{Q(S_0 - S)}$ ، در مقابل $\frac{V}{QS_0}$ ، خط راستی حاصل خواهد شد. طبق شکل ۱۰، عرض از مبدأ و شیب این خط به ترتیب مقادیر U_{max} و K_B یعنی $1.01/0$ و $1.06/8$ به دست می‌آید. همان

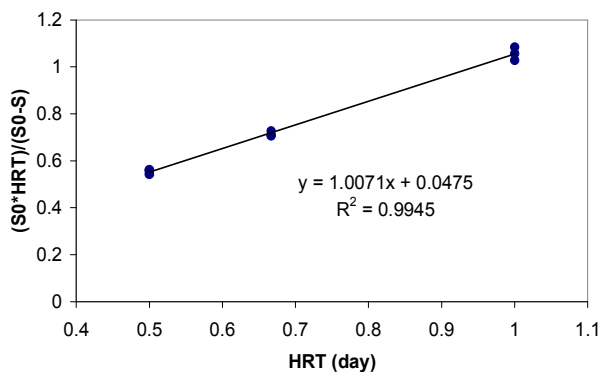
همچنین ثابت سرعت حذف آلاینده یا K_S از رابطه $m = \frac{S_0}{(K_S \times X)}$ و با واحد $1/day$ برابر با $3/582$ به دست خواهد آمد.

در واقع در خصوص پارامترهای m و n می‌توان گفت که افزایش هر یک از این دو پارامتر، مستقیماً بر روی راندمان تأثیر منفی دارد. طبق آنچه که از رابطه ۶ می‌توان مشاهده کرد با کاهش این پارامترها در حقیقت راندمان حذف در راکتور افزایش می‌یابد. همان طور که نشان داده شد m نیز طبق رابطه $m = S_0 / (K_S \times X)$ تحت تأثیر عوامل دیگر قرار دارد. با افزایش ثابت سرعت حذف آلاینده یا K_S و یا به طور مشابه با افزایش میزان $MLVSS$ داخل راکتور، مقدار m کاهش و در نتیجه مقدار راندمان افزایش می‌یابد. در خصوص غلظت اولیه خوراک راکتور هم به سادگی می‌توان استدلال کرد.

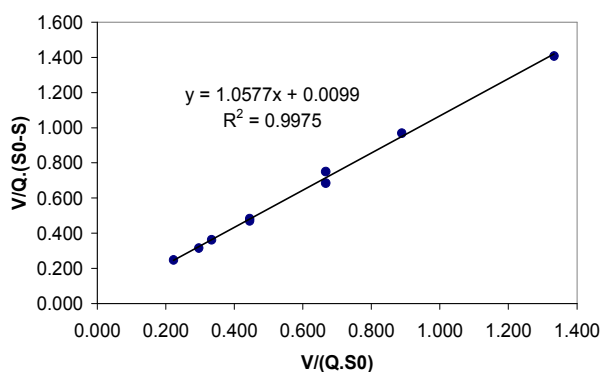
۳-۲-۳- مدل استور-کن کانون^۱

این مدل به صورت زیر بیان می‌گردد، که در آن U_{max} و K_B به ترتیب سرعت حذف حداکثر و میزان ثابت اشباع می‌باشند [۱۷]

^۱ Stover-Kincannon



شکل ۹- نمودار رسم شده جهت بررسی مدل گراو



شکل ۱۰- نمودار رسم شده جهت بررسی مدل استور-کن کانن

جدول ۳- مقایسه پارامترهای سینتیکی دو مدل استور-کن کانن و گراو

مرجع	نوع فاضلاب	S_0 (mg/L)	زمان ماند (روز)	پارامتر سینتیکی			مدل
				U_{max}	K_B		
[۱۸]	فاضلاب سویا	۷۵۲۰-۱۱۴۵۰	۱/۰-۱/۴۵	۸۴/۳	۸۵/۵		استور-کن کانن
[۱۹]	فاضلاب ساختگی	۴۲۱۴	۰/۲۵-۴/۱۶	۷/۲	۸/۲		استور-کن کانن
[۲۰]	فاضلاب ساختگی	۸۰۰-۳۲۰۰	۰/۵-۱/۰	۱۸/۰۵	۲۴/۸۶		استور-کن کانن
این پژوهش	فاضلاب ساختگی	۷۵۰-۲۲۵۰	۰/۵-۱/۰	۱۰/۱۰	۱۰۶/۸		استور-کن کانن
				k_s	m	n	
[۱۹]	فاضلاب شهری	۲۳۰-۴۴۵	۰/۲۵-۱/۰	۰/۲۱۷	۰/۰۰۲	۱/۳۴۶	گراو
[۱۹]	شیرابه محل دفن زباله	۹۰۰۰-۲۵۰۰۰	۱/۷-۲/۸	۳۸/۵	۰/۰۱۳	۱/۰۶۶	گراو
[۱۵]	فاضلاب کارخانه قند	۲۰۰۰-۱۵۰۰۰	۰/۵-۲/۰	۱۰/۸۱	۰/۰۳۳	۱/۱۹۲	گراو
[۱۹]	فاضلاب ساختگی	۴۲۱۴	۰/۲۵-۴/۱۶	۰/۳۳۷	۰/۵۶۲	۱/۰۹۵	گراو
این پژوهش	فاضلاب ساختگی	۷۵۰-۲۲۵۰	۰/۵-۱/۰	۳/۵۸۲	۰/۰۴۷	۱/۰۰۷	گراو

طور که دیده می شود، R^2 برابر با ۰/۹۹ می باشد. بنابراین می توان گفت که این مدل نیز در کنار مدل گراو برای طراحی راکتورهای بیوفیلیمی مشابه، مدل مناسبی محسوب می شود. با افزایش مقدار U_{max} ، میزان راندمان نیز افزایش می یابد. با افزایش پارامتر سینتیکی K_B ، میزان راندمان در سیستم به طور کلی کاهش می یابد. لذا می توان نتیجه گرفت که اگر در سیستمی مقدار K_B حداقل و مقدار U_{max} حداکثر باشد، آن سیستم دارای راندمان بهتر، حجم کمتر و یا خروجی با کیفیت بهتر خواهد بود.

تعیین میزان این پارامترها دارد [۱۵]. در مدل گراو، پارامتر k_s یا همان ثابت حذف سوبسترات، برابر ۳/۵۸ به دست آمده است که در بازه سایر اعداد به دست آمده از

۳-۳ نتایج حاصل از مدل سازی جدول ۳ خلاصه ای از پارامترهای به دست آمده در تحقیقات قبلی و مقایسه آنها با پارامترهای حاصل شده در این پژوهش را در

برابر با ۰/۹۹ می باشد. بنابراین می توان گفت که این مدل نیز در کنار مدل گراو برای طراحی راکتورهای بیوفیلیمی مشابه، مدل مناسبی محسوب می شود. با افزایش مقدار U_{max} ، میزان راندمان نیز افزایش می یابد. با افزایش پارامتر سینتیکی K_B ، میزان راندمان در سیستم به طور کلی کاهش می یابد. لذا می توان نتیجه گرفت که اگر در سیستمی مقدار K_B حداقل و مقدار U_{max} حداکثر باشد، آن سیستم دارای راندمان بهتر، حجم کمتر و یا خروجی با کیفیت بهتر خواهد بود.

۳-۳ نتایج حاصل از مدل سازی

جدول ۳ خلاصه ای از پارامترهای به دست آمده در تحقیقات قبلی و مقایسه آنها با پارامترهای حاصل شده در این پژوهش را در

- کاهش راندمان در غلظتهای بالای آلاینده ورودی به راکتور، در نتیجه افزایش بیش از حد جرم میکروبی در مسیر سیال در بین آکنه‌ها و در نتیجه بروز پدیده انسداد جریان و پدیده گرفتگی ارزیابی می‌شود.

- راندمان حذف سوبسترات در سیستم در ۹ حالت بارگذاری بین ۸۹ و ۹۷ درصد متغیر بود. اصولاً مشاهده شد که غلظت سوبسترات اولیه ۱۵۰۰ میلی گرم بر لیتر در مقایسه با غلظتهای دیگر، به دلیل تولید میزان بهینه جرم میکروبی، راندمان بالاتری را در سیستم، از خود نشان می‌دهد.

- به طور کلی این نکته تجربه شده، که میزان مناسب و بهینه جرم میکروبی عاملی مهمتر از غلظت فاضلاب ورودی به این نوع سیستم‌های تصفیه فاضلاب می‌باشد.

- برای بررسی سینتیک واکنشهای انجام گرفته در درون راکتور، از سه مدل بیولوژیکی استفاده شد و مشخص شد که دو مدل سینتیکی گراو و استور-کن مدل‌های مناسبی برای بررسی رفتار راکتورهای مشابه می‌باشند.

- ثوابت مورد نیاز برای طراحی در شرایط محیطی مشابه و روابط طراحی بیوراکتورهای مشابه بر مبنای هر یک از مدل‌های مورد مطالعه ارائه شده‌اند.

۵- قدرتانی

نویسندگان این مقاله از مرکز بیوشیمی و کنترل محیط زیست دانشگاه صنعتی شریف به خاطر فراهم کردن امکانات آزمایشگاهی برای پژوهش و نیز از آقای دکتر منوچهر قریشی سرپرست پژوهشکده سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی ایران به خاطر همکاریهای مفید انجام شده در به دست آوردن اطلاعات زمین شناسی قدرتانی می‌نمایند.

پژوهشهای قبلی می‌باشد. این پارامتر به میزان بسیار زیادی از مقادیر غلظت خوراک ورودی و میزان MLVSS موجود در راکتور تأثیر می‌پذیرد. اما در خصوص پارامتر n در جدول باید گفت که بهترین حالت از بین ۵ حالت موجود، مربوط به این پژوهش است، زیرا کمترین عدد را به خود اختصاص داده است [۱۹].

با هدف دستیابی به روابطی برای طراحی بیوفیلترهای مستغرق مشابه، می‌توان با بازنویسی رابطه ۲، رابطه ۱۱ را برای به دست آوردن حجم بیوراکتور مشابه نوشت. به صورت کاملاً مشابه، با بازنویسی رابطه ۵، رابطه ۱۲ و همچنین با ترکیب دو رابطه ۸ و ۹، رابطه ۱۳ حاصل خواهد شد که با جایگذاری پارامترهای ارائه شده توسط این پژوهش یا پژوهشهای مشابه آتی می‌تواند به ترتیب روابط طراحی از طریق مدل‌های مرتبه اول، گراو و استور-کن کائن باشند

$$V = \frac{(S_0 - S)Q}{k_1 S} \quad (11)$$

$$V = \frac{mQ}{\left(\frac{S_0}{S_0 - S} - n\right)} \quad (12)$$

$$V = \frac{QS_0}{\left(\frac{U_{max} S_0}{S_0 - S}\right) - K_B} \quad (13)$$

۴- نتیجه گیری

با توجه به نتایج و یافته‌های به دست آمده در این تحقیق می‌توان موارد زیر را نتیجه گرفت:

- راندمان سیستم بیولوژیکی مورد مطالعه در حذف آلاینده‌های فاضلاب، در غلظتهای ورودی مختلف و در زمان ماندهای مختلف خوب و راضی کننده ارزیابی می‌شود. دستیابی به راندمان حذف آلاینده ۸۹ تا ۹۷ درصد دال بر این موضوع می‌باشد.

۶- مراجع

- 1- Schroeder, E. D. (1977). *Water and wastewater treatment*, McGraw Hill Inc., New York.
- 2- Qingwei, Liu, Mancl, K., M., and Tuovinen, O. H. (1998). "Effect of Incullation on the Biodegradation of Butterfat-Detergent Mixture in Fixed-Film Sand Columns." *J. Bioresource Technology*. 64, 27-32.
- 3- Spigno, G., Zilli, M., and Nicolella, C. (2004). "Mathematical Modelling and Simulation of Phenol Degradation in Biofilters." *J. Biochemical Engineering* 19, 267-275.
- 4- Booki, M., et al. (2004). "Perchlorate Removal in Sand and Plastic Media Bioreactors." *J. Water Research*. 38, 47-60.
- 5- Bertin, L., et al. (2004). Performances and Microbial Features of a Granular Activated Carbon Packed-bed Biofilm Reactor Capable of an Efficient Anaerobic Digestion of Olive mill Wastewaters. *FEMS Microbiology Ecology*. 48, 413-423.

- 6- Osorio, F., and Hontoria, E. (2002). "Wastewater Treatment with a Double-Layer Submerged Biological Aerated Filter, Using Waste Materials as Biofilm Support." *J. Environmental Management*, 65, 79-84.
- 7- Morsyleide, F. R. et al. (1998). "Biofilm Development and Ammonia Removal in the Nitrification of a Saline Wastewater." *J. Bioresource Tech.* 65, 135-138.
- 8- Petruccioli, M., et al. (2000). "High-rate Aerobic Treatment of Winery Wastewater Using Bioreactors with Free and Immobilized Activated Sludge." *J. Bioscience and Bioengineering*, 90, 381-386.
- 9- Kariminiaae-Hamedani, H., et al. (2003). "Wastewater Treatment with Bacteria Immobilized on to a Ceramic Carrier in an Aerated System." *J. Bioscience and Bioengineering*, 95, 128-132.
- 10- Hosseiny, S.H., and Borghei, S.M. (2002). "Modeling of Organic Removal in a Moving Bed Biofilm Reactor." *J. Scientia Iranica*, 9, 53-58.
- ۱۱- قربانی، م. (۱۳۷۸). *پرلیت و پوکه‌های معدنی، انتشارات سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور*.
- 12- Cavaleri, L., Miraglia, N., and Papia, M. (2003). "Pumice Concrete for Structural Wall Panels." *J. Engineering Structures*, 25, 115-125.
- 13- Kocadagistan, B., et al. (2005). "Wastewater Treatment with Combined Upflow Anaerobic Fixed-bed and Suspended Aerobic Reactor Equipped with a Membrane Unit." *J. Process Biochem*, 40, 177-182.
- 14- APHA-AWWA-WEF. (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19th Ed., American Public Health Assoc., Washington DC.
- 15- Büyükkamacı, N., and Filibeli, A. (2002). "Determination of Kinetic Constants of an Anaerobic Hybrid Reactor." *J. Process Biochem.* 38, 73-79.
- 16- Grau, P., Dohanyas, M., and Chudoba, J. (1975). "Kinetic of Multicomponent Substrate Removal by Activated Sludge." *J. Water Res*; 9, 637-642.
- 17- Kincannon, D. F., Stover, E. L. (1982). "Design Methodology for Fixed Film Reactor-RBC's and Biological Towers." *Civil Eng. for Practicing and Design Eng.*, 2, 107-124.
- 18- Yu, H., Wilson, F., and Tay, J. (1998). "Kinetic Analysis of an Anaerobic Filter Treating Soybean Wastewater." *J. Water Res*, 32, 3341-3352.
- 19- Isik, M., and Sponza, D.T., (2004). "Substrate Removal Kinetics in an Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor Decolorising Simulated Textile Wastewater." *J. Process Biochem*.
- ۲۰- کاوسی، ا. (۱۳۸۳). *بررسی استفاده از پوکه‌های معدنی به عنوان ساپورت بیوفیلم در تصفیه بیولوژیکی فاضلاب، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه صنعتی شریف.*