

مدل سازی ریاضی حذف گاز هیدروژن سولفاید در یک بیوفیلتر

امیر رحیمی^{*۱}

سمانه سامی^۲

تاریخ دریافت: ۸۷/۷/۱۵

تاریخ پذیرش: ۸۸/۲/۲۸

چکیده

در این مطالعه، یک مدل ریاضی به منظور توصیف فرآیند حذف H_2S در حالت‌های عملکردی شبه پایدار و ناپایدار در یک بیوفیلتر ارائه شده است. مدل مربوط شامل معادلات موازنه جرم برای جزء آلاینده و اکسیژن در ناحیه گاز و توده فیلم میکروبی می‌باشد که بر اساس قوانین بقا استخراج گردیده است. حل همزمان و عددی این معادلات، تغییرات غلظت آلاینده را در طول ارتفاع بیوفیلتر و ضخامت توده زیستی به دست می‌دهد. محاسبات برای یافتن مقادیر بازده و ظرفیت حذف در سه شدت جریان مختلف گاز 0.03 ، 0.07 و $0.14 \text{ m}^3/\text{hr}$ با غلظت‌های ورودی متفاوت صورت گرفته و نتایج آن توسط نمودارهایی با داده‌های تجربی ارائه شده توسط Oyarzun و همکاران مورد مقایسه قرار گرفته است. در شرایط ناپایدار نیز مقایسه نتایج حاصل از مدل با نتایج تجربی در غلظت ورودی 1100 ppm از آلاینده H_2S ارائه شده است. یافته‌های حاصل از این بررسی‌ها نشان می‌دهد که این مدل با دقت قابل قبولی قادر به برازش نتایج تجربی بوده و بنابراین از آن می‌توان به عنوان یک ابزار مناسب، برای طراحی بیوفیلتر استفاده نمود. همچنین، اثر پارامترهای مختلف عملیاتی شامل: سطح مخصوص بستر، ارتفاع بستر پر شده، تخلخل بستر و شدت جریان حجمی گاز بر عملکرد بیوفیلتر مورد بررسی قرار گرفته است.

واژه های کلیدی: بیوفیلتر، مدل‌سازی ریاضی، هیدروژن سولفاید.

۱- استادیار، گروه مهندسی شیمی، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه اصفهان* (مسئول مکاتبات).

۲- دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

مقدمه

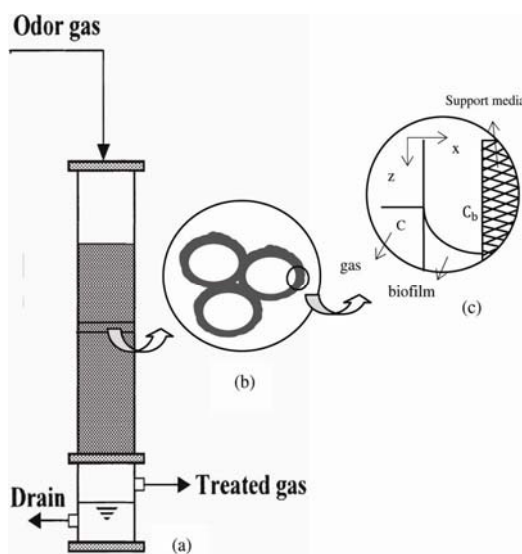
است (۲). تلاش‌هایی نیز صورت گرفته تا مدل‌های میکروسینتیکی^۵ که قادر به لحاظ کردن کلیه پدیده‌های بیولوژیکی و انتقال جرم در سیستم بیوفیلتر می‌باشند، توسعه داده شوند. مدل میکروسینتیک Van و Ottengraf^۶ و den Oever (۳) هنوز نیز به عنوان یک مرجع پایه و مشترک برای بسیاری از مدل‌های اخیر به شمار می‌رود. این مدل در مقادیر غلظت پایین از سینتیک مرتبه اول پیروی می‌کند ولی در غلظت‌های بالا به سینتیک مرتبه صفر تغییر می‌یابد. Hodge و Devlinny (۴) به توصیف پدیده‌های انتقال و فرایندهای بیولوژیکی بیوفیلتراسیون پرداخته- اند. Shareefdeen و همکاران (۵) یک مدل شبه پایدار^۱ برای سیستم با فرض واکنش مرتبه اول برای آلاینده آلی و اکسیژن ارائه نموده اند. در توصیف یک مدل سیستم ناپایدار^۷ Hodge و Devlinny (۴) یک مدل جریان پیستونی با توزیع محوری و مدل نیرو محرکه خطی (LDF) برای تخمین سینتیک‌های انتقال جرم میان فازی ارائه نمودند. در این مدل، بستر جامد و توده فیلم میکروبی به صورت یک فاز واحد دارای یک غلظت متوسط در نظر گرفته می‌شوند. لازم به ذکر است که انتخاب سینتیک واکنش بر مبنای آلاینده‌ها و میکروارگانیسم‌های مورد استفاده متفاوت بوده، اگر چه سینتیک مرتبه اول غیر برگشتی رایج تر است (۶). مدل ارائه شده توسط Amannulla و همکاران (۶)، اثر پارامترهای مختلف از قبیل عدد پکلت، ضخامت توده فیلم میکروبی، ضریب جذب گاز-جامد، سطح مخصوص بستر و ... را بر روی سیستم، مورد بررسی قرار می- دهد. با وجود تمامی تلاش‌های صورت گرفته بر روی این سیستم‌ها برای ایجاد یک زمینه مناسب در طراحی آن‌ها، محققان همچنان قادر به درک دقیق فرآیند بیوفیلتراسیون نبوده و در خیلی از موارد ترجیح می‌دهند که از دیگر روش‌های موجود جهت حذف آلاینده‌ها استفاده نمایند.

افزایش تولید و انتشار آلاینده‌های زیست محیطی، ناشی از فعالیت‌های صنعتی و غیر صنعتی در دنیای کنونی موجب رشد روزافزون دامنه تحقیقات در زمینه حذف این گونه آلاینده‌ها گردیده است. آلاینده‌هایی از قبیل ترکیبات آلی فرار، ویا ترکیبات غیر آلی مانند هیدروژن سولفاید و آمونیاک اگر به صورت تجزیه نشده در محیط پراکنده شود، افزون بر خطرات سلامتی باعث بروز مشکلات زیست محیطی عدیده‌ای می‌شود. در میان روش‌ها و تکنیک‌های متعدد جهت حذف آلاینده‌های گازی از قبیل سوزاندن، اوزوناسیون و ...، استفاده از بیوفیلترها^۱ یکی از تکنیک‌های نوین و به صرفه از جنبه‌های مختلف بوده، که استفاده از آن با استقبال کم‌نظیر کشورهای توسعه یافته روبه‌رو شده است. از سویی امروزه استفاده از تکنیک مدل‌سازی ریاضی کمک قابل توجهی به درک صحیح و اصولی بیوفیلتراسیون^۲، بهینه کردن روند آزمایش‌ها و مطالعات تجربی و همچنین توسعه روش‌های کم هزینه و ساده طراحی سیستم- های تصفیه بیولوژیکی بشمار می‌آید (۱). در میان محققان مدل- سازی، یک توافق نسبی در خصوص سازوکار عملکرد انواع بیوفیلترها وجود دارد. آلاینده‌های همراه جریان هوا با سرعتی اندک از درون بیوفیلتر عبور داده می‌شوند همان‌طور که جریان هوا در طول بستر بیوفیلتر عبور می‌کند، آلاینده‌ها به اعماق توده فیلم میکروبی^۳ نفوذ می‌کنند و میکروارگانیسم‌های درون توده فیلم میکروبی آلاینده را جذب کرده و واکنش زیستی توسط آن‌ها شکل می‌گیرد. بسیاری از راکتورها به شکل هوایی بوده و بنابراین اکسیژن و مواد مغذی در آب یا توده فیلم میکروبی حل شده و به درون میکروارگانیسم‌ها نفوذ می‌کنند. آلاینده‌های آلی در طی این واکنش‌ها به آب، دی‌اکسیدکربن و توده‌زیستی^۴ تبدیل می‌شوند. علی‌رغم پیچیدگی‌های عملیاتی فرایند بیوفیلتراسیون، در سال‌های اخیر مطالعات مدل‌سازی زیادی جهت پیش‌بینی عملکرد این سیستم‌ها صورت گرفته

استفاده شده و نفوذ جزء در توده فیلم میکروبی با کمک مدل نفوذ همراه با واکنش در توده فیلم میکروبی بیان شده است.

۱- مدل ریاضی

شماتیک یک بیوفیلتر و نمایی جزئی تر از اجزا درون آن، در شکل ۱ نشان داده شده است. در این بخش به کمک قوانین بقا، معادلات حاکم بر عملکرد یک سیستم فیلتراسیون بیولوژیکی به دست آمده است. فرضیات مورد استفاده در تبیین معادلات حاکم به شرح زیر می باشند:



شکل ۱- (a) شماتیک پابلوت بیوفیلتر. (b) مواد پرکن که تماماً توسط توده فیلم میکروبی احاطه شده اند. (c) ساختار توده فیلم میکروبی ناحیه مورد بررسی.

متغیر بودن آن وجود دارد. بررسی های آزمایشگاهی، (۱۱) نشان داده است که به ازای حدود ۶۰٪ کاهش در این پارامتر بازدهی حذف تنها ۲۰٪ افزایش می یابد، لذا تغییر محسوسی در سیستم اتفاق نمی افتد، بنابراین پارامتر هنری به کار رفته در این مدل ثابت فرض می شود.

۴. مطابق داده های آزمایشگاهی و به دلیل محدوده عدد رینولدز ($0.2 < Re < 0.5$) جریان گاز آرام فرض می شود. هیچ گونه تلاطمی در مقیاس بزرگ اتفاق نمی افتد. سرعت ناچیز جریان ورودی موجب داشتن زمان ماند بالاتر و بازدهی حذف بهتر خواهد شد (۱۲).

در این تحقیق، به منظور بررسی هر چه بهتر عملکرد سیستم های بیوفیلتراسیون، یک واحد بیوفیلتر که با هدف حذف آلاینده H_2S طراحی گردیده است تحت مدل سازی ریاضی قرار می گیرد. با پذیرش اصول عمومی پذیرفته شده در خصوص فرایند بیوفیلتراسیون و بررسی های صورت گرفته در مطالعات قبلی و با اعمال فرضیات قابل پذیرش، فرایند حذف H_2S در یک بیوفیلتر تحت مدل سازی ریاضی قرار می گیرد. در مدل سازی بخش انتقال جزء جداسونده از فاز گاز از تئوری دوفیلمی

۱. غلظت آلاینده دفع شده از ناحیه راکتور زیستی به طور پیوسته مطابق با زمان عملیات تغییر می کند. علی رغم این موضوع، به دلیل روند کند تغییرات، حالت شبه پایدار (علاوه بر حالت ناپایدار) در حل معادلات مدل حاضر مفروض است. بسیاری از محققان این فرض را در مقالات خود پذیرفته اند (۱۰-۷).

۲. عملیات جذب H_2S همدم فرض می شود.
۳. غلظت های تعادلی در فصل مشترک گاز-مایع از قانون هنری پیروی می کنند. پارامتر هنری برای یک سیستم ویژه ثابت باقی می ماند و در مورد بیوفیلتر به دلیل تغییر در طبیعت توده فیلم میکروبی احتمال

معادله (۱) به صورت معادله (۲) قابل ساده سازی است:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_g \frac{\partial^2 C}{\partial Z^2} - V_z \frac{\partial C}{\partial Z} - \frac{a}{\varepsilon} N_{gb} \quad (2)$$

در حالت شبه پایدار: $(\frac{\partial C}{\partial t} = 0)$

$$D_g \frac{\partial^2 C}{\partial Z^2} - V_z \frac{\partial C}{\partial Z} - \frac{a}{\varepsilon} N_{gb} = 0 \quad (3)$$

که در معادلات (۲) و (۳) خواهیم داشت:

$$N_{gb} = -D_b \frac{\partial C}{\partial x} \quad (4)$$

موازنه جرمی اکسیژن در فاز گاز:

$$\frac{\partial C_{O_2}}{\partial t} = D_{O_2,g} \frac{\partial^2 C_{O_2}}{\partial Z^2} - V_z \frac{\partial C_{O_2}}{\partial Z} - \frac{a}{\varepsilon} N_{O_2,gb} \quad (5)$$

در حالت شبه پایدار: $(\frac{\partial C_{O_2}}{\partial t} = 0)$

$$D_{O_2,g} \frac{\partial^2 C_{O_2}}{\partial Z^2} - V_z \frac{\partial C_{O_2}}{\partial Z} - \frac{a}{\varepsilon} N_{O_2,gb} = 0 \quad (6)$$

در هر دو معادلات (۵) و (۶) خواهیم داشت:

$$N_{O_2,gb} = -D_{O_2,b} \frac{\partial C_{O_2}}{\partial x} \quad (7)$$

یافتن تغییرات غلظت آلاینده در فاز گاز در دو حالت پایدار و ناپایدار هدف از حل معادلات فوق است. بدین منظور ضروری است میزان انتقال جرم از فاز گاز به درون توده فیلم میکروبی به دست آید. بدین ترتیب با برقراری موازنه جرم جزء آلاینده در درون توده فیلم میکروبی داریم:

$$A_b \Delta x \frac{\partial C_b}{\partial t} = A_b J_b \Big|_x - A_b J_b \Big|_{x+\Delta x} - A_b \Delta x r_b \quad (8)$$

ساده سازی معادله (۸) منجر به معادله (۹) خواهد شد.

$$D_b \frac{\partial^2 C_b}{\partial x^2} - r_b = \frac{\partial C_b}{\partial t} \quad (9)$$

برای حالت شبه پایدار خواهیم داشت:

$$D_b \frac{\partial^2 C_b}{\partial x^2} - r_b = 0 \quad (10)$$

۵. همانند مدل بیان شده توسط Van و Ottengraf و Den Oever (۳) فرض شده که ذرات پرکن به طور کامل و یکنواخت به وسیله توده فیلم میکروبی پوشیده شده‌اند.

۶. به دلیل میزان سرعت ناچیز و ضریب نفوذ کم جریان گاز به درون فاز مایع و سپس توده فیلم میکروبی، امکان نفوذ کامل این جریان به درون توده فیلم میکروبی وجود نداشته و بنابراین از انتقال جرم بین توده فیلم میکروبی و پایه بستر (فاز جامد) می‌توان صرف نظر نمود.

۷. Picioreanu (۱۳)، توانست با انجام روش‌های متعدد سه بعدی در زمینه ابعاد توده فیلم میکروبی نشان دهد که مدل صفحه صاف هنوز هم برای مدل سازی سیستم فیلتراسیون بیولوژیکی مناسب است. همچنین می‌توان ضخامت توده فیلم میکروبی را یکنواخت فرض نمود.

۸. میزان رطوبت و PH درون سیستم ثابت فرض شده است بنابراین ثابت‌های موجود در معادله سرعت واکنش که وابسته به این دو پارامتر هستند، بدون تغییر باقی می‌مانند.

۹. میزان دانسیته توده فیلم میکروبی ثابت فرض شده است.

معادلات حاکم

مطابق با فرضیات پیش گفته و همچنین با در نظر گرفتن المانی طولی از بیوفیلتر به ارتفاع Δz و به کمک معادلات بقا، معادلات مربوط به تغییر غلظت H_2S در فاز گاز و همچنین جذب همراه با واکنش آن در توده فیلمی به دست می‌آید.

موازنه جرمی جزء آلاینده در فاز گاز:

$$A_T \Delta z \varepsilon \frac{\partial C}{\partial t} = A_T \varepsilon J_g \Big|_z - A_T \varepsilon J_g \Big|_{z+\Delta z} + V_A (C \Big|_z - C \Big|_{z+\Delta z}) - A_T \Delta z a N_{gb} \quad (1)$$

$$x=0 \quad C_b = \frac{C}{H} \quad C_{O_2,b} = \frac{C_{O_2}}{H^*} \quad (22)$$

$$x=\delta \quad \frac{\partial C_b}{\partial x} = 0 \quad \frac{\partial C_{O_2,b}}{\partial x} = 0 \quad (23)$$

$$t=0 \quad C_b = 0 \quad C_{O_2,b} = 0 \quad (24)$$

همان‌گونه که در بخش مدل‌سازی ریاضی ملاحظه می‌شود، وابستگی معادلات موازنه جرم درون فاز گاز و توده فیلم میکروبی توسط N_{fit} برقرار می‌شود. برای حل معادلات موجود از روش اختلاف محدود^۲ استفاده شده است. الگوریتم حل معادلات در شرایط شبه پایدار بدین صورت است که غلظت آلاینده در جریان گاز از ورودی در بالای بیوفیلتر تا انتهای سیستم حدس زده می‌شود، بعد از آن توزیع غلظت درون ناحیه توده فیلم میکروبی به دست آمده و به کمک آن معادله توزیع غلظت در ناحیه گازی قابل حل خواهد بود. در صورت نزدیکی مقادیر محاسبه شده جدید برای غلظت آلاینده با مقادیر حدس زده شده محاسبات خاتمه یافته و توزیع غلظت آلاینده در طول ارتفاع بیوفیلتر به دست می‌آید. در صورت وجود اختلاف متناسب با خطای تعریف شده محاسبات تکرار می‌شوند. در حل معادلات شرایط ناپایدار باید به این نکته توجه کنیم که توزیع غلظت درون فاز گاز و توده فیلم میکروبی در هر مرحله، در حل معادله و یافتن توزیع غلظت در زمان بعدی حایز اهمیت می‌باشد.

۲- نتایج

۲-۱ بررسی دقت مدل:

برای بررسی دقت نتایج حاصل از مدل ریاضی تبیین شده، از نتایج تحقیقات آزمایشگاهی انجام شده توسط گروه Oyarzun و همکاران (۱۶)، استفاده گردید. بدین ترتیب تمامی متغیرهای عملیاتی و ساختاری لازم از این مقاله استخراج و در حل معادلات به کار رفته‌اند. جدول (۲) خلاصه‌ای از مشخصات

از آنجا که، سرعت مصرف آلاینده برابر سرعت مصرف میکروارگانسیم‌ها (SOB') می‌باشد، خواهیم داشت:

$$r_b = r_{SOB} \quad (11)$$

$$r_b = \frac{\mu_{\max} C_b}{K_{m,H_2S} + C_b} \times \frac{C_{O_2,b}}{K_{m,O} + C_{O_2,b}} \times \left[1 - \frac{C_b}{K_{I,H_2S}} \right] X \quad (12)$$

معادله سرعت داده شده در رابطه (۱۲) با توجه به سینتیک اصلاح شده Monod ارایه شده است. شایان ذکر است که ثابت‌های موجود در معادله سرعت واکنش در جدول (۱) به همراه مرجع هر یک ارایه شده‌اند.

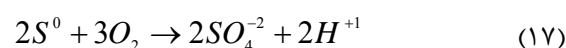
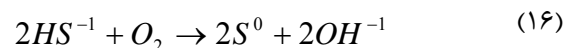
ساده‌سازی معادله (۱۳) منجر به معادله (۱۴) خواهد شد:

$$D_{O_2,b} \frac{\partial^2 C_{O_2,b}}{\partial x^2} - r_{O_2,b} = \frac{\partial C_{O_2,b}}{\partial t} \quad (14)$$

برای حالت شبه پایدار خواهیم داشت:

$$D_{O_2,b} \frac{\partial^2 C_{O_2,b}}{\partial x^2} - r_{O_2,b} = 0 \quad (15)$$

در معادله بالا با توجه به روابط زیر خواهیم داشت:



$$r_{O_2,b} = 2r_b \quad (18)$$

شرایط مرزی و اولیه لازم برای حل معادلات حاکم به شرح زیر می‌باشد.

شرایط مرزی و اولیه مربوط به معادلات (۲) و (۳)، (۴) و (۵) و (۶):

$$z=0 \quad C = C_i \quad C_{O_2} = C_{O_2,i} \quad (19)$$

$$z=L \quad \frac{\partial C}{\partial z} = 0 \quad \frac{\partial C_{O_2}}{\partial z} = 0 \quad (20)$$

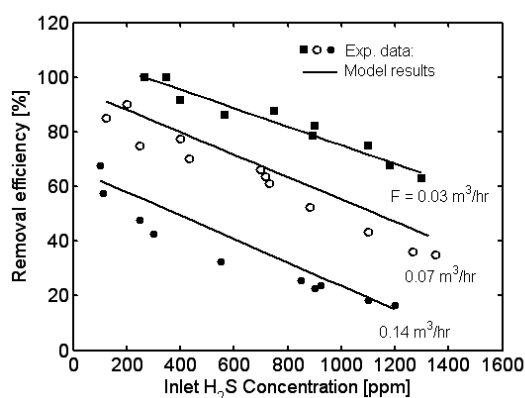
$$t=0 \quad C = C_i \quad C_{O_2} = C_{O_2,i} \quad (21)$$

شرایط مرزی و اولیه مربوط به معادلات (۹) و (۱۰)، (۱۴) و (۱۵):

ساختاری سیستم بیوفیلتر آزمایشگاهی به کار رفته در کار گروه Oyarzun و همکاران (۱۶) را نشان می‌دهد.

جدول ۱- مقادیر ثوابت موجود در معادله سرعت واکنش

Parameter	Reference	Value	Usual range in biofilters
F_{max}	14	0.0004167	0.000001-0.01
K_{m,H_2S}	15	0.0847	Strongly dependent on the kinetic expression used
K_{1,H_2S}	This work	0.1	Strongly dependent on the kinetic expression used
K_{m,O_2}	15	0.00026	Strongly dependent on the kinetic expression used
X	This work	11	Alonso et al.,1997 1-25



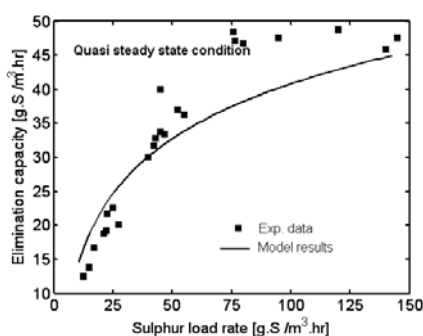
شکل ۲- نمودار تغییرات بازدهی حذف با میزان غلظت ورودی آلاینده H_2S در سه شدت جریان مختلف

با توجه به نمودار حاصل می‌توان افزایش میزان بازدهی حذف را با کاهش میزان شدت جریان گاز ورودی و همچنین با کاهش غلظت ورودی آلاینده H_2S مشاهده نمود که این مسئله به دلیل افزایش زمان ماند جریان گاز درون سیستم مربوط قابل پیش بینی است. با توجه به نمودار می‌توان حداکثر بازدهی حذف را در شدت جریان $0.03 \text{ m}^3/\text{hr}$ و به میزان ۱۰۰٪ مشاهده نمود. تطابق بسیار نزدیک داده‌های آزمایشگاهی با یافته‌های ناشی از حل مدل، بیانگر دقت مدل ارائه شده می‌باشد. شکل ۳ تغییرات ظرفیت حذف با غلظت

جدول ۲- خلاصه‌ای از ویژگی‌های سیستم بیوفیلتر آزمایشگاهی مورد استفاده توسط Oyarzun و همکاران (۱۶)

Parameter	Unit	Value
Diameter	m	0.055
Hieght	m	0.6
Hiegh of packed bed	m	0.4
Valume of biofilter	Lit	1
Temprature	$^{\circ}C$	30

نتایج حاصل از حل معادلات مدل به صورت خطوط ممتد در کلیه نمودارها مشخص گردیده است و داده‌های آزمایشگاهی Oyarzun و همکاران (۱۶)، به صورت نقاط پراکنده بر روی نمودارها با نتایج بدست آمده از مدل قابل مقایسه می‌باشد. شکل ۲ تغییرات بازده جداسازی در غلظت‌های ورودی مختلف از آلاینده H_2S را در سه شدت جریان مختلف $0.03 \text{ m}^3/\text{hr}$ ، $0.07 \text{ m}^3/\text{hr}$ و $0.14 \text{ m}^3/\text{hr}$ از گاز نشان می‌دهد.



شکل ۴- نمودار ظرفیت حذف با میزان گوگرد ورودی در شدت جریان $0.3 \text{ m}^3/\text{hr}$

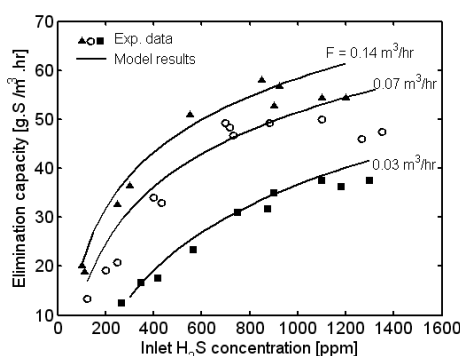
زیرا در انواع دیگری از این نوع میکروارگانیسم (T. thioparus) میزان ظرفیت حذف از $25 \text{ g/m}^3.\text{h}$ تجاوز نمی- نماید. کلیه نتایج بدست آمده در حالت شبه پایدار توانسته تغییرات مشابهی با نتایج تجربی داشته باشد و بدین ترتیب صحت تقریبی مدل سازی انجام یافته، با فرضیات اعمالی و معادله سرعت مورد استفاده، تأیید می گردد.

حل معادلات (۲) و (۶) ما را قادر به یافتن غلظت آلاینده در طول بیوفیلتر طی زمان های مختلف می سازد. با به دست آمدن غلظت خروجی از بیوفیلتر در زمان های مختلف در هر غلظت ورودی مشخص می توان شکل ۵ را رسم نمود. با مقایسه این نتایج با داده های آزمایشگاهی مشخص شده بر روی نمودار، می توان تقریباً این مدل را قادر به برازش نتایج تجربی دانست. همان گونه که شکل ۵ نشان می دهد در زمان های بالاتر به دلیل افزایش زمان ماند درون بستر بیوفیلتر میزان غلظت خروجی آلاینده از سیستم کاهش یافته و پارامتر مربوط به محور عمودی افزایش می یابد. بدین ترتیب با افزایش زمان کارکرد بیوفیلتر و یا افزایش $EBRT^1$ سبب کاهش غلظت آلاینده در هر مقطع و از جمله خروجی سیستم قابل انتظار است.

ورودی آلاینده H_2S را نشان می دهد که در آن ظرفیت حذف به شکل زیر تعریف شده است:

$$Elimination\ Capacity\ (E_C) = \frac{F(C_i - C_o)}{V} \quad (25)$$

با افزایش میزان شدت جریان گاز، افزایش در میزان ظرفیت حذف سیستم دیده شده است که روند تغییرات مقادیر تجربی صحت این موضوع را به اثبات می رساند. حداکثر میزان ظرفیت حذف مطابق داده های تجربی $55 \text{ g/m}^3.\text{h}$ بوده که در شدت جریان $0.14 \text{ m}^3/\text{hr}$ رخ می دهد. این مقدار در نتایج به دست آمده از مدل میزان $58 \text{ g/m}^3.\text{h}$ را نشان می دهد. تطابق قابل قبول داده های تجربی با نتایج حاصل از مدل بار دیگر مؤید دقت مدل ارایه شده می باشد.



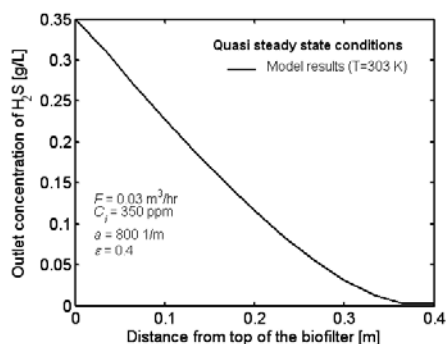
شکل ۳- نمودار تغییرات ظرفیت حذف با میزان غلظت ورودی آلاینده H_2S در سه شدت جریان مختلف

تغییرات ظرفیت حذف با میزان گوگرد ورودی در شکل ۴ به نمایش در آمده است. میزان ظرفیت گوگرد در جریان گاز طبق رابطه زیر قابل اندازه گیری است:

$$L_S = \frac{FC_S}{V} \quad !!! \quad (26)$$

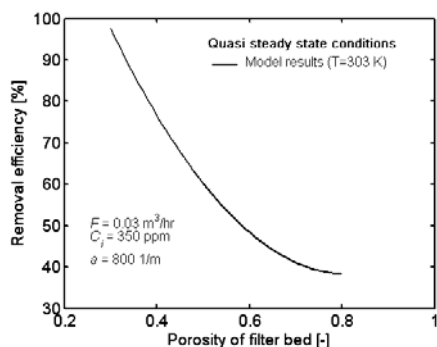
نتایج حاصل از شکل ۴ نشان می دهد که میان دو پارامتر موجود رابطه مستقیم برقرار بوده و میزان حداکثر ظرفیت حذف، توسط مدل مقدار $58 \text{ g/m}^3.\text{h}$ را نشان می دهد که این میزان بالا را ناشی از نوع میکروارگانیسم مورد استفاده نیز می توان دانست.

ارتفاع میزان بازدهی نیز افزایش می‌یابد. عمده‌ترین دلیل آن بالا رفتن میزان انتقال جرم و کاهش زیستی با افزایش ارتفاع بستر که موجب بالا رفتن زمان ماند جریان گاز در سیستم می‌گردد، است.



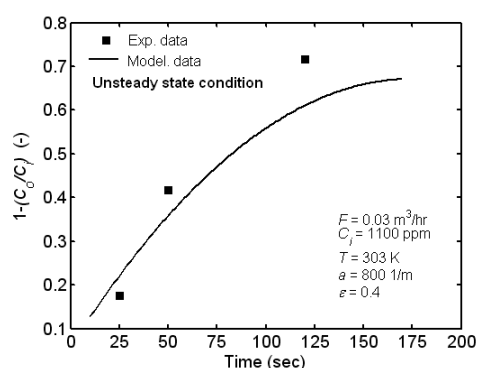
شکل ۷- اثر ارتفاع بستر پر شده بر روی بازدهی حذف

شکل ۸ تاثیر میزان تخلخل را بر روی بازدهی حذف به نمایش می‌گذارد. افزایش میزان تخلخل موجب کاهش سطح انتقال جرم گشته و نیز مقاومت انتقال جرم افزایش خواهد یافت که موجب کاهش میزان بازدهی خواهد شد.



شکل ۸- اثر میزان تخلخل بر روی بازدهی حذف

اثر تغییرات شدت جریان حجمی گاز بر روی بازدهی حذف در شکل ۹ نشان داده شده است. افزایش این سرعت و یا بالا رفتن شدت جریان حجمی ورودی به سیستم موجب کاهش زمان ماند جریان گاز و بالا رفتن غلظت خروجی از سیستم می‌شود که در هر حال با کاهش بازدهی حذف همراه است.

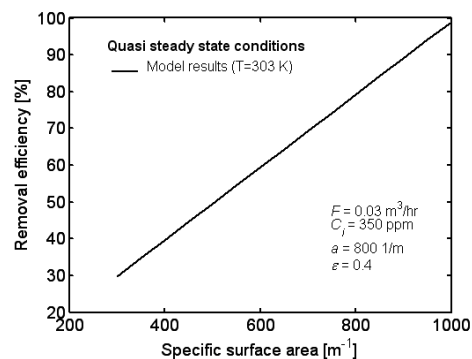


شکل ۵- تغییرات غلظت آلاینده بر حسب زمان

۳-۲ بررسی تاثیر پارامترهای عملیاتی بر عملکرد

بیوفیلتر

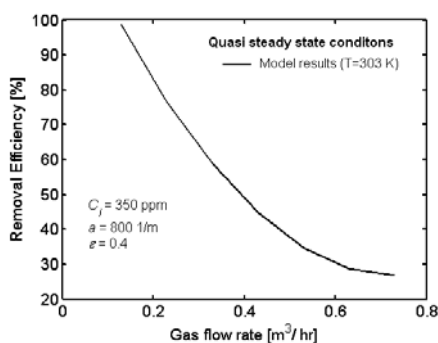
در این بخش اثر پارامترهای عملیاتی بر بازدهی حذف مورد بررسی قرار گرفته است. شکل ۶ اثر سطح ویژه بستر بر روی میزان بازدهی حذف را نشان می‌دهد. همان‌طور که در این شکل دیده می‌شود با افزایش میزان سطح ویژه پرکن‌ها مقادیر بازدهی حذف در حال افزایش است.



شکل ۶- اثر سطح ویژه بستر بر روی میزان بازدهی حذف

با توجه به این که با افزایش سطح مواد پرکن، سطح مشترک میان فاز گاز و توده فیلم میکروبی زیاد شده و موجب افزایش سطح انتقال جرم و بنابراین بالا رفتن شدت انتقال جرم از ناحیه گاز به درون منطقه واکنش زیستی می‌شود، این روند توجیه پذیر است.

اثر ارتفاع بستر پر شده بر روی بازدهی حذف سیستم در شکل ۷ به نمایش گذاشته شده است. با افزایش این



شکل ۹- تاثیر میزان شدت جریان حجمی گاز بر روی بازدهی حذف

۳- نتیجه گیری نهایی

عملکرد یک بیوفیلتر بستر ثابت برای حذف گاز هیدروژن سولفاید مورد مدل سازی قرار گرفت. مدل ریاضی برای دو حالت شبه پایا و ناپایدار حل و نتایج حاصل از مدل ریاضی با داده های تجربی ارایه شده در مراجع مقایسه گردید. نتایج حاصل از مقایسه نتایج مدل با داده های تجربی حاکی از دقت مدل ارایه شده می باشد. به دلیل روند بسیار کند تغییرات در این نوع فیلترها به نظر می رسد استفاده از مدل شبه پایا برای دوره های زمانی مشخص از عملیات می تواند پاسخ گوی نیازهای طراحی اولیه باشد. همچنین تاثیر پارامترهای عملیاتی بر عملکرد بیوفیلتر مورد بررسی قرار گرفته است. بر اساس بررسی های به عمل آمده، مدل ارایه شده در این تحقیق جهت حذف گاز آلاینده هیدروژن سولفاید برای اولین بار ارایه شده است.

علائم

$(\text{kg/m}^2.\text{s})$	$N_{O_2,gb}$	انتقال جرم اکسیژن از گاز به درون توده فیلم میکروبی $(\text{kg/m}^2.\text{s})$
(m^2/s)	D_g	ضریب نفوذ اکسیژن درون فاز گاز
(m^2/s)	$D_{O_2,b}$	ضریب نفوذ اکسیژن درون توده فیلم میکروبی
(بدون بعد)	x	جهت محور مختصات در امتداد عرض بیوفیلتر
(kg/m^3)	C_b	غلظت آلاینده درون توده فیلم میکروبی
(kg/m^3)	C_{O_2}	غلظت اکسیژن در فاز گاز
(بعد)	H	ثابت هنری آلاینده- توده فیلم میکروبی
(kg/m^3)	C_i	غلظت ورودی آلاینده در بیوفیلتر
(kg/m^3)	C_o	غلظت خروجی آلاینده در بیوفیلتر
(s)	t	زمان
(s^{-1})	μ_{\max}	حداکثر سرعت مخصوص رشد
(kg/m^3)	K_{m,H_2S}	ثابت نیمه اشباع هیدروژن سولفاید
(بعد)	H^*	ثابت هنری اکسیژن- توده فیلم میکروبی
(m^2/s)	D_g	ضریب نفوذ آلاینده درون فاز گاز
(kg/m^3)	C	غلظت آلاینده در فاز گاز
$(\text{kg/m}^2.\text{s})$	J_g	شدت نفوذ آلاینده درون فاز گاز
$(\text{kg/m}^2.\text{s})$	J_b	شدت نفوذ آلاینده درون توده فیلم میکروبی
(m^2/s)	D_b	ضریب نفوذ آلاینده درون توده فیلم میکروبی
(kg/m^3)	K_{I,H_2S}	ثابت بازدارنده هیدروژن سولفاید
(kg/m^3)	$C_{O_2,b}$	غلظت اکسیژن درون توده فیلم میکروبی
(kg/m^3)	K_{m,O_2}	ثابت نیمه اشباع اکسیژن
(kg/m^3)	X	دانشیته توده زیستی
(kg/m^3)	C_s	غلظت ورودی آلاینده در بیوفیلتر

(m^2)	A_T	سطح مقطع بیوفیلتر
(m^2)	A_b	مساحت توده فیلم میکروبی
(m^2/m^3)	a	سطح مخصوص بستر
(بدون بعد)	Z	جهت محور مختصات در امتداد طول بیوفیلتر
(بدون بعد)	ε	تخلخل بستر
(kg/m^3)	N_{gb}	انتقال جرم از گاز به درون توده فیلم میکروبی

6. Amannullah, Md., Farooq, S., Viswanathan, Sh., 1999. Modeling and Simulation of a Biofilter. Industrial Engineering Chemchemical Res, Vol. 38 (7), pp. 2765–2774.
7. Deshusses, M. A., Harmer, G., Dunn, I. J., 1995. Behavior of biofilters for wasted air biotreatment. 2. Experimental evaluation of a dynamic model. Environmental Science Technology, Vol. 29(4), pp. 1059-1068.
8. Shareefdeen, Z., Baltzis, B. C., 1994. Biofiltration of toluene vapor under steady state and transient conditions: theory and experimental results. Chemical Engineering Science, Vol. 49, pp. 4347-4360.
9. Ottengraf, S. P. P., 1986. Exhaust gas purification. Rehm, Reed, editors. Biotechnology Verlag Chemistry, Vol. 8.
10. Tang H. M., Hwang, S. J., Hwang, S. Z., 1996. Waste gas treatment in biofilters. Journal of Air Waste Management Associate, Vol. 46, pp. 349-354.
11. Alonso, C., Zhu, X., Suidan, M.T., Kim B.R., Kim, B.J., 2001. Mathematical model of biofiltration of VOCs: effect of nitrate concentration and backwashing. Journal of Environmental Engineering, Vol. 127(7), pp. 655-664.
12. Agarwal, G. K., Ghoshal, A. S., 2008. Packed bed dynamics during microbial treatment of wastewater: Modelling and simulation, Vol. 99(9), pp. 3765-73.
13. Picioreanu, C., van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J., 1998. Mathematical modeling of biofilm structure with a hybrid differential-discrete cellular
- شدت جریان گاز ورودی (m^3/s) F
- حجم بیوفیلتر (m^3) V
- ضخامت توده فیلم میکروبی (m) δ
- ارتفاع بیوفیلتر (m) L
- غلظت ورودی اکسیژن در بیوفیلتر (kg/m^3) $C_{O_2,i}$
- واکنش اکسیژن درون توده فیلم میکروبی ($kg/m^3.s$) $r_{O_2,b}$
- شدت نفوذ اکسیژن درون توده فیلم میکروبی ($kg/m^2.s$) $J_{O_2,b}$!
- سرعت ظاهری جریان گاز (m/s) V_A
- سرعت واقعی جریان گاز (m/s) V_z
- منابع**
1. Devinny, J. S., Ramesh, J., 2007. A phenomenological review of biofilter models. Chemical Engineering Journal, Vol. 113, pp. 187-196.
2. Arjmand, M., Safekordi, A., Farjadfard, S., 2007. Simulation of biofilter used for removal of air contaminants (ethanol). International Journal of Environmental Science. Techechnology, Vol. 2 (1), pp. 69-82.
3. Ottengraf, S. P. P., Van Den Oever, A. H. C., 1983. Kinetics of organic compound removal from waste gases with a biological filter. Biotechnology and Bioengineering, Vol. 25(12), pp. 3089-102.
4. Hodge, D. S.; Devinny, J. S., 1995. Modeling removal of air contaminants by biofiltration. Journal of Environmental Engineering Div, Vol. 121 (1), pp. 21-32.
5. Shareefdeen, Z., Baltzis, B. C., Oh, Y.-S., Bartha, R., 1993. Biofiltration of Methanol Vapour. Biotechnology Bioengineering, Vol. 41, pp. 512.

- Methanethiol, Dimethyl Sulfide and Dimethyl Disulfide by Thiobacillus thioparus DW44 Isolated from Peat Biofilter. Journal of Fermentation and Bioengineering, Vol. 71, pp. 6.
16. Oyarzun, P., Arancibia, F., Canales, Ch., Aroca, G., 2003. Biofiltration of high concentration of hydrogen sulfide using Thiobacillus thioparus, Vol. 39, pp. 165-170.
- automaton approach. Biotechnology and Bioengineering, vol. 58, pp. 101-116.
14. Zarook, S. M., Shaikh, A. A., 1997. Analysis and comparison of biofilter modes. Chemical Engineering Journal, Vol. 65, pp. 55-61.
15. Kyeoung-suk, C., Mitsuyo, H., Makoto, SH., 1991. Degradation Characteristics of Hydrogen Sulfide,