

مدل‌سازی فرآیند بیوفیلتراسیون برای حذف وینیل کلراید از جریان هوا با استفاده از مدل اوتنگراف اصلاح شده

پژوهش‌نفت

سال بیست و چهارم

شماره ۷۹

صفحه، ۲۱-۳۰ ۱۳۹۳

تاریخ دریافت مقاله: ۹۱/۱۱/۱۷

تاریخ پذیرش مقاله: ۹۲/۶/۳۰

سید حمید اسماعیلی فرج، محسن نصر اصفهانی* و یونس امینی
دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران

حرفه‌ای آمریکا OSHA، لازم است دبی خروجی و زمان ماند بستر خالی به ترتیب به $0.129 \text{ m}^3/\text{h}$ و 196 s برسد که متناظر با بازده حذف ۹۰٪ می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: بیوفیلتراسیون، وینیل کلراید، مدل‌سازی، مدل اوتنگراف و بازده حذف

مقدمه

خطر مواد آلاینده به‌طور روز افزون محیط زیست و سلامت بشر را تهدید می‌کند، لذا تحقیق و مطالعه در خصوص راه‌های جلوگیری از انتشار این مواد به محیط زیست اهمیت زیادی دارد. از جمله ترکیبات بسیار خطرناک و آلاینده محیط زیست، می‌توان به ترکیبات آلی فرار اشاره نمود که حجم بالایی از آلودگی‌های زیست محیطی را شامل می‌شود. ترکیبات آلی فرار طیف وسیعی از ترکیبات شیمیایی را در بر می‌گیرند که می‌توانند در کوتاه مدت یا بلند مدت اثرات جبران ناپذیری بر سلامت انسان داشته باشند [۱].

چکیده

در این مقاله به‌منظور مدل‌سازی فرآیند بیوفیلتراسیون از مدل ریاضی اوتنگراف اصلاح شده استفاده شده است که امکان در نظر گرفتن همزمان محدودیت در واکنش بیولوژیکی و محدودیت در نفوذ آلاینده به فاز بیوفیلم را فراهم می‌کند. مزیت اصلی این مدل در مقایسه با سایر مدل‌ها سادگی و داشتن حل تحلیلی است. نتایج مدل‌سازی نشان می‌دهد که مدل اوتنگراف اصلاح شده، داده‌های آزمایشگاهی حذف وینیل کلراید از جریان هوا را با ضریب تبیین (R^2) بالاتر از ۰/۹۵ پیش‌بینی می‌نماید به‌طوری‌که خطای نسبی مدل و داده‌های تجربی به‌ترتیب ۰/۵۹، ۰/۵۴ و ۰/۵۴ درصد برای ستون‌های اول، دوم و سوم محاسبه شده است. پارامترهای سینتیکی مانند ثابت سرعت واکنش بیولوژیکی که به‌صورت تجربی به‌سختی قابل اندازه‌گیری است، توسط برازش مدل به ترتیب برابر ۱، ۱/۰۴۲ و $0.9957 \text{ g/m}^3 \cdot \text{h}$ برای سه ستون محاسبه شده است. با استفاده از پارامترهای به‌دست آمده، امکان پیش‌بینی عملکرد بیوفیلتر فراهم می‌گردد. برای رسیدن به غلظت مجاز برای یک شیفت کاری ۸ ساعته، مطابق استاندارد مدیریت سلامت و ایمنی

و بدبو می‌باشد که در آنها امکان بررسی اثرات متقابل بین ترکیبات مختلف را فراهم می‌نماید.

به دلیل پیچیدگی مدل‌سازی روش‌های بیولوژیکی، مطالعات محدودی به منظور مدل‌سازی، بهینه‌سازی و پیش‌بینی احتمالی رفتار بیوفیلتر در حذف ترکیبات آلی فرار صورت گرفته است. اولین مدل ارائه شده توسط اوتنگراف و واندن اوور در سال ۱۹۸۳ می‌باشد که با وجود سادگی بسیار، مورد استفاده محققین قرار گرفته است. مهم‌ترین ضعف این مدل در نظر گرفتن تنها یکی از عامل واکنش و یا نفوذ به عنوان عامل مؤثر بر بیوفیلتراسیون است. در این مدل هیچ‌گاه دو عامل به عنوان عوامل تأثیرگذار بر فرآیند به‌طور هم‌زمان لحاظ نمی‌شود. از نقاط قوت این مدل می‌توان به دسترسی راحت به پارامترهای مورد نیاز و داشتن حل تحلیلی اشاره نمود [۷ و ۲۱].

شریف دین و سینگ با استفاده از نتایج مدل اوتنگراف، یک مدل جدید پیشنهاد دادند که با در نظر گرفتن شرایط گذرا^۲ و اثرات جذب سطحی بر روی بازده حذف به دست می‌آید [۲]. دشوزز و همکاران نفوذ در بیوفیلتر را در نظر گرفتند و مدلی دینامیکی که سه فاز مختلف گاز، بیوفیلتر و جامد را دربر می‌گیرد، ارائه دادند [۲۲]. هاج و دیوینی یک مدل دینامیکی برای بیوفیلتر ارائه کردند که در آن سرعت انتقال جرم بیشتر از سرعت تخریب زیستی فرض می‌شود. [۲۳].

در یک پژوهش حذف تری کلرواتیلن با استفاده از فرآیند بیوفیلتراسیون و مدل‌سازی فرآیند با مدل اوتنگراف اصلاح شده بررسی گردیده است. در این مدل، واکنش شیمیایی و نفوذ به‌طور هم‌زمان در نظر گرفته شده است. مزیت اصلی این مدل قابلیت حل تحلیلی آن و نیز تطابق مناسب با داده‌های تجربی عنوان شده است [۷].

به طور کلی مدل‌های ارائه شده در زمینه بیوفیلترها را می‌توان به دو دسته تقسیم نمود. دسته اول مدل‌هایی که فقط قادر به تحلیل سیستم در حالت پایدار هستند و از آن جمله می‌توان مدل اوتنگراف را نام برد. دسته دوم

گروه ترکیبات آلی کلردار از جمله دی کلرو اتان، تری کلرو اتان و وینیل کلراید در بین ترکیبات آلی فرار اهمیت زیادی دارند، زیرا به دلیل داشتن استخلاف‌های کربن-کلر بسیار سمی و خطرناک هستند. اغلب این مواد زیست تخریب‌پذیری پایین داشته و در فرآیندهای بیولوژیکی به راحتی قابل تخریب نیستند. سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی هوا که مهم‌ترین آنها فرآیند بیوفیلتراسیون می‌باشد، مبتنی بر قابلیت میکروارگانیسم‌ها در تغییر فرم مواد آلاینده آلی یا غیر آلی به مواد کمتر سمی و یا بدون بو می‌باشند. آلاینده‌های موجود در هوا طی فرآیند تخریب میکروبی به محصولات نهایی دی‌اکسیدکربن، آب، سولفات و نترات تبدیل می‌شوند [۲-۴].

یک بیوفیلتر در حقیقت راکتور با بستر ثابت است که میکروارگانیسم‌ها بر روی پرکن‌های این بستر نشانداده شده و تکثیر می‌شوند و پس از مدتی لایه‌ای لزج تحت عنوان بیوفیلتر را تشکیل می‌دهند. ترکیبات آلاینده در فاز بیوفیلتر حل شده و در آنجا توسط میکروارگانیسم‌ها به صورت بیولوژیکی تخریب^۱ می‌شوند [۵ و ۶].

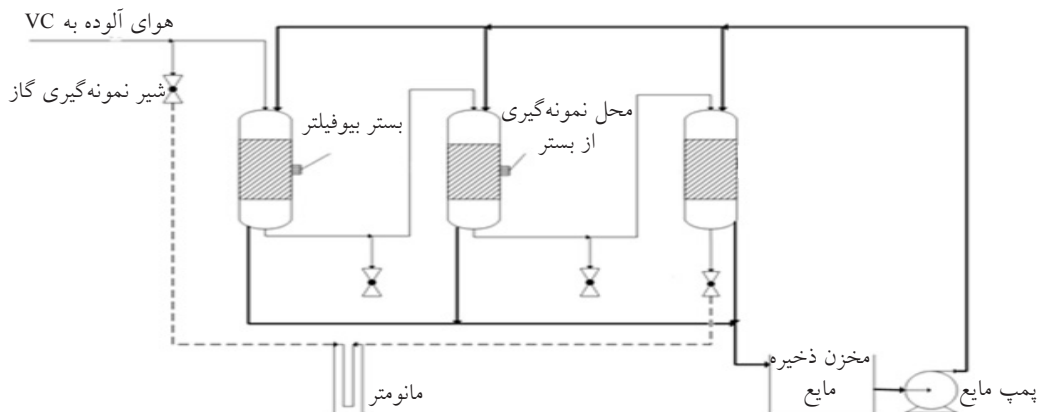
بیوفیلتراسیون برای نخستین بار برای کنترل مواد بدبو مورد استفاده قرار گرفت. کارخانجات تولید کمپوست، دامداری‌ها، تصفیه‌خانه‌های پساب و فاضلاب مهم‌ترین مکان‌های کاربرد بیوفیلترها می‌باشند. مهم‌ترین ترکیبات بدبو عبارتند از ترکیبات گوگردی، آمونیاک و اسیدهای چرب با وزن مولکولی کم [۷]. علاوه بر محدودیت در حلالیت و میزان تخریب‌پذیری ترکیبات، نمی‌توان در فرآیند بیوفیلتراسیون از بارهای حجمی زیاد و غلظت‌های بالا استفاده نمود. همچنین برای ترکیبات با قابلیت تخریب‌پذیری پایین مانند وینیل کلراید باید از تکنیک‌های متنوعی جهت افزایش بازده حذف استفاده نمود [۸]. جهت برطرف نمودن برخی از این محدودیت‌ها مطالعات گسترده‌ای صورت گرفته است [۹-۱۸]. کنس و تالاسو [۱۹] و ایران‌پور و همکاران [۲۰] شرح کاملی از مطالعات صورت گرفته روی بیوفیلترهای معمولی و چکنده برای ترکیبات مختلف در مقیاس آزمایشگاهی، نیمه صنعتی و صنعتی ارائه نموده‌اند. برخی از این مطالعات مربوط به کاربرد بیوفیلتراسیون در تصفیه مخلوط ترکیبات آلاینده

1. Biodegradation
2. Transient Condition
3. Transient Condition

مطابق تحقیقات قبلی، شمانیک جریان فرآیند در شکل ۱ آمده است. وینیل کلراید در دمای محیط گازی بی‌رنگ، با بویی نسبتاً شیرین است که تحت فشار به حالت مایع در می‌آید. وینیل کلراید از هوا سنگین‌تر بوده و دمای جوش نرمال آن $13/4^{\circ}\text{C}$ است. این ماده حلالیت نسبتاً پایینی در آب دارد (۰/۱۱٪ وزنی)، اما تقریباً در همه حلال‌های آلی محلول می‌باشد. در اثر احتراق وینیل کلراید در هوا، کلرید هیدروژن تولید می‌شود، در صورتی که در غیاب هوا و در دمای محیط، بسیار پایدار و غیر خورنده است [۲۵]. جریان هوای آلوده به وینیل کلراید از بالای ستون اول وارد شده و پس از عبور از هر سه بستر، نهایتاً از پایین ستون سوم از طریق مسیر تعبیه شده به بیرون هدایت می‌گردد. مایع در یک مخزن ذخیره قرار دارد و پس از ارسال توسط یک پمپ سانتریفیوژ به سه انشعاب تقسیم شده که هر شاخه آن به یک ستون هدایت می‌گردد، مایع مذکور پس از عبور در طول بستر از انتهای ستون خارج شده و به مخزن ذخیره آب برگشت داده می‌شود. میکرواورگانیزم‌های به‌کار رفته، لجن فعال واحدهای تصفیه پساب صنعتی مرتبط با ماده وینیل کلراید است [۲۴]. پارامترهای عملیاتی مؤثر در بیان نحوه عملکرد بیوفیلتر در جدول ۱ ارائه شده است.

نتایج حاصل از آزمایش

هنگام انجام آزمایش پارامترهای مختلفی مورد ارزیابی قرار گرفته‌اند که برخی از آنها به‌طور مستقیم اندازه‌گیری شده‌اند. از جمله پارامترهای اندازه‌گیری شده می‌توان به افت فشار، pH، شدت جریان هوای ورودی به ستون‌ها، شدت جریان مایع گردش و غلظت وینیل کلراید در جریان‌های ورودی و خروجی از هر ستون اشاره نمود.



شکل ۱- نمودار جریان فرآیند

مدل‌هایی هستند که علاوه بر حالت پایا قادر به تحلیل سیستم در حالت گذرا نیز می‌باشند [۲۲ و ۲۳]. همان‌گونه که ذکر شد مدل اوتنگراف که جریان گاز در آن پیستونی فرض می‌شود، ساده‌ترین مدل موجود است. این مدل برای حالت پایدار قابل کاربرد بوده و فقط قادر به تحلیل سیستم با یک ترکیب آلاینده می‌باشد. همچنین در این مدل بیوفیلیم از لحاظ هندسی مسطح در نظر گرفته شده و از اثرات پراکندگی صرف‌نظر شده است.

هر یک از فرضیات مذکور در واقع به ساده شدن مسأله کمک می‌کند، اما از طرف دیگر دقت مدل را نیز کاهش می‌دهد. مدل‌هایی که پس از اوتنگراف ارائه شده هر یک به نحوی درصد بالا بردن دقت مدل و ایجاد تطابق با داده‌های تجربی برآمده است [۷].

در تحقیقی که توسط اسماعیلی و همکاران در سال ۲۰۱۲ به چاپ رسیده است [۲۴]، با استفاده از فرآیند بیوفیلتراسیون برای حذف وینیل کلراید از جریان هوا، کارایی سیستم جهت حذف وینیل کلراید مورد بررسی قرار گرفته است. در این مقاله نتایج آزمایشات مذکور توسط مدل اوتنگراف اصلاح شده مدل‌سازی شده است و با استفاده از نتایج مدل‌سازی رفتار احتمالی بیوفیلتر پیش‌بینی شده است.

مطالعه آزمایشگاهی

روش آزمایش

همان‌گونه که ذکر گردید، حذف وینیل کلراید به‌عنوان یک ترکیب آلی فرار در یک بیوفیلتر چکننده به‌صورت آزمایشگاهی قبلاً مورد بررسی قرار گرفته است [۲۴].

روز مختلف غلظت با افزایش طول راکتور کاهش می‌یابد. بررسی شدت و میزان تغییر غلظت در فواصل مختلف نشان می‌دهد که در ۳۰ cm اول از طول بستر، حدود ۵۰٪ از میزان وینیل کلراید حذف می‌شود.

مدل‌سازی

مدل اوتنگراف یک مدل ریاضی برای تحلیل رفتار سیستم‌های بیوفیلتراسیون است. مزیت اصلی این مدل بر سایر مدل‌های موجود برای فرآیند بیوفیلتراسیون، داشتن حل تحلیلی است. در مدل اوتنگراف اصلاح شده فرض حالت پایا و سینتیک واکنش بیولوژیکی از درجه صفر برای غلظت سوبسترا در نظر گرفته می‌شود. مقدار اکسیژن معمولاً اضافی است و روی سینتیک اثری نخواهد داشت. ضخامت بیوفیلم در مقابل قطر ذرات پرکن ناچیز و مقدار آن در تمام طول بیوفیلتر ثابت فرض شده است. بیوفیلتر به صورت دوفازی شامل یک فاز گاز و یک فاز آب-بیوفیلم در نظر گرفته شده است. نفوذ آلاینده در فاز آب-بیوفیلم مطابق قانون فیک صورت می‌گیرد. تعادل دوفاز در سطح مشترک توسط قانون هنری بیان می‌شود. همچنین جریان گاز پیستونی و بدون پراکندگی محوری فرض می‌شود. این مدل برای حضور فقط یک نوع آلاینده کاربرد دارد [۲]. تغییرات غلظت آلاینده در فاز گاز را می‌توان توسط رابطه زیر بیان نمود [۷]:

$$NA_s = -U_g \frac{dC_g}{dh} \quad (1)$$

موازنه جرم در فاز آب-بیوفیلم به صورت زیر است [۷]:

$$D \frac{d^2 C_l}{dx^2} - k_0 = 0 \quad (2)$$

در مدل اوتنگراف دو اثر انتقال جرم و واکنش بیولوژیکی که روی عملکرد بیوفیلتر اثر قابل توجهی دارند، به طور جداگانه بررسی می‌شود. شکل ۴ تصویر شماتیک بیوفیلم در بستر بیوفیلتر را نشان می‌دهد. همان‌گونه که در شکل مشاهده می‌شود در صورتی که غلظت ورودی پایین باشد (پروفایل غلظتی ۲) به دلیل محدودیت نیروی محرکه ناشی از انتقال جرم، مقدار آلاینده عبوری از فاز مایع، چندان زیاد نخواهد بود. لذا هر مقدار آلاینده که با بیومس تماس داشته باشد، به طور کامل حذف خواهد شد.

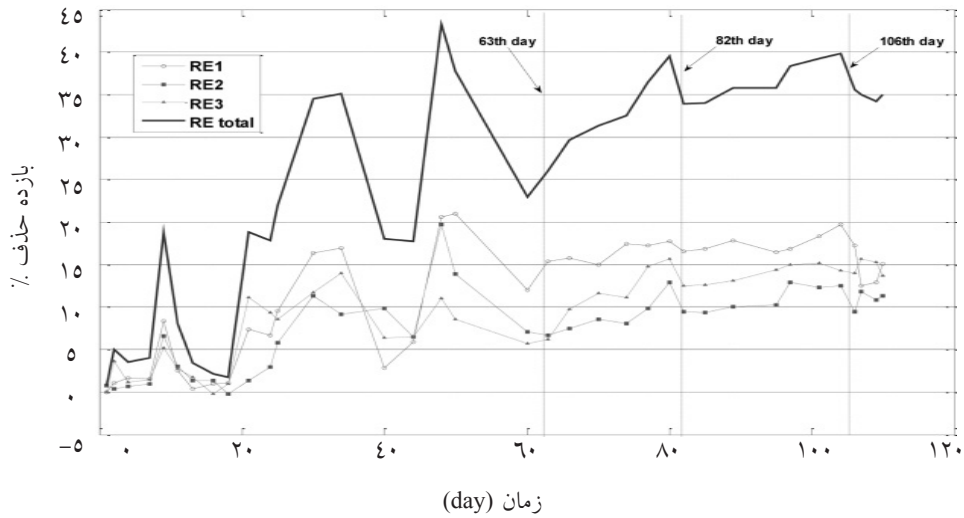
جدول ۱- پارامترهای عملیاتی موثر بر عملکرد بیوفیلتر

$L = \frac{C_{g,in} Q_v}{V}$	سرعت بارگذاری جرمی
$EC = \frac{(C_{g,in} - C_{g,out}) Q_v}{V}$	ظرفیت حذف
$EBRT = \frac{V}{Q_v}$	زمان ماند بستر خالی
$RE = \frac{(C_{g,in} - C_{g,out})}{C_{g,in}} \times 100$	بازده حذف

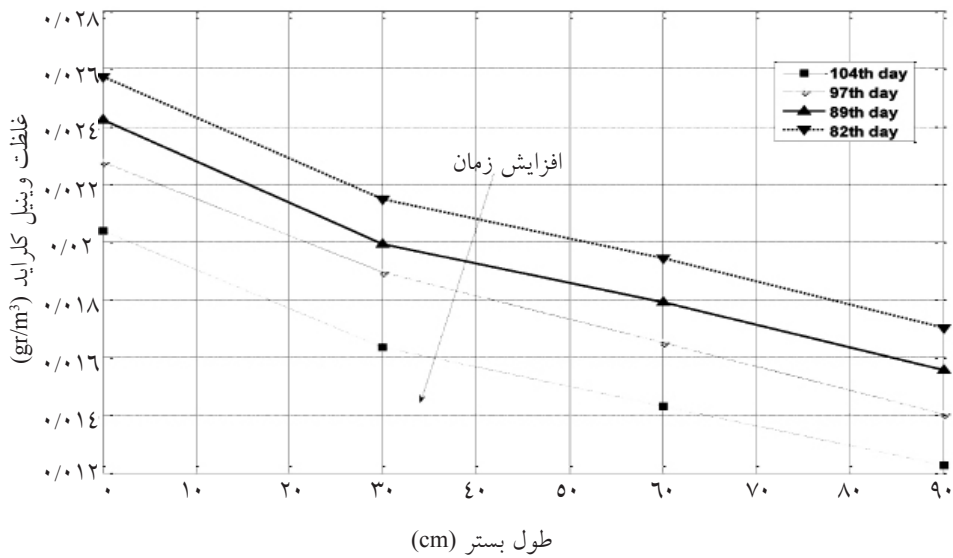
مقادیر پارامترهای عملیاتی شامل بازده حذف، زمان ماند بستر خالی، بارگذاری جرمی و ظرفیت حذف نیز با استفاده از پارامترهای اندازه‌گیری شده محاسبه شده‌اند. جهت اطلاعات بیشتر در خصوص نحوه انجام آزمایشات و نتیجه‌گیری، خوانندگان به مرجع [۲۴] مراجعه نمایند. تغییرات بازده حذف برحسب زمان در شکل ۲ ارائه شده است. از روی شکل مذکور می‌توان کل زمان عملیات بیوفیلتراسیون را به دو دوره تفکیک نمود. دوره اول از ابتدا تا روز ۶۲ که دوره سازگاری میکرواورگانسیم‌ها با سوبسترا (وینیل کلراید) می‌باشد. طی این دوره میکرواورگانسیم‌ها جهت سازگاری در تماس با جریان حاوی وینیل کلراید قرار داشتند. دوره دوم از روز ۶۳ تا پایان زمان فرآیند است که دوره پایداری سیستم نامیده می‌شود. در این بازه غلظت وینیل کلراید ورودی به سیستم ثابت نگه‌داشته شد. میکرواورگانسیم‌های به کار رفته، لجن فعال واحدهای تصفیه پساب صنعتی مرتبط با ماده وینیل کلراید است.

با توجه به شکل ۲ می‌توان دریافت که در مجموع سه ستون، ۳۵ تا ۴۰٪ حذف صورت گرفته است. نکته قابل ذکر اینکه علی‌رغم وجود نوسانات جزئی در میزان بازده حذف که ناشی از تغییر در غلظت ورودی به ستون‌ها است، می‌توان یک روند صعودی را برای بازده کل در نظر گرفت که به سمت افزایش بازده به حدود ۴۰٪ پیش می‌رود.

افزایش طول بستر باعث افزایش زمان ماند جریان هوا می‌شود، لذا مدت زمان تماس آلاینده با بیومس بیشتر شده و بازده حذف افزایش می‌یابد. در شکل ۳ اثر طول راکتور بر غلظت وینیل کلراید در دوره پایداری بین روز ۸۲ تا ۱۰۴ بررسی شده است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود، در چهار



شکل ۲- نتایج بازده حذف هر سه ستون برحسب طول دوره



شکل ۳- بررسی افزایش طول بستر بر روی میزان غلظت وینیل کلراید در محدوده زمانی روز ۸۲ تا روز ۱۰۴

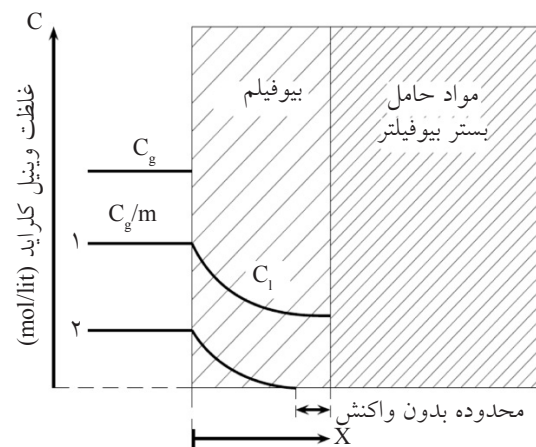
در این مرحله، نفوذ تعیین کننده سرعت خواهد بود. برای غلظت‌های بالاتر گاز ورودی (پروفایل غلظتی ۱) با افزایش انتقال جرم، مقدار آلاینده عبوری از فاز مایع محلول افزایش می‌یابد. در نتیجه بیومس نمی‌تواند به طور کامل آن را تخریب نماید. در این شرایط واکنش بیولوژیکی محدود کننده سرعت فرآیند خواهد بود [۲، ۷، ۲۲ و ۲۳]. معادلات حاکم برای دو حالت اشاره شده به صورت زیر می‌باشد:

الف- زمانی که واکنش محدود کننده باشد:

در این حالت با در نظر گرفتن شرایط مرزی زیر می‌توان معادلات مدل را حل نمود:

$$x = 0 \quad C_1 = \frac{C_g}{m} \quad (۳)$$

$$x = \delta \quad \frac{dC_1}{dx} = 0 \quad (۴)$$



شکل ۴- شمای بیوفیلیم در مدل اوتنکراف، پروفایل غلظتی ۱ مربوط به محدودیت واکنش و پروفایل ۲ مربوط به محدودیت نفوذ می‌باشد [۲].

خواهد بود. از طرف دیگر زمانی که سرعت بارگذاری بالا باشد، حذف آلاینده به شدت تحت تأثیر واکنش بیولوژیکی خواهد بود و ظرفیت حذف مستقل از بارگذاری خواهد شد. در مدل اوتنگراف اصلاح شده هر دو حالت فوق به طور همزمان در نظر گرفته می‌شود در نتیجه مقدار ظرفیت حذف به صورت رابطه ۱۵ بیان می‌شود [۷]:

$$EC = EC_{rl} + \frac{(EC_{dl} - EC_{rl})}{1 + \left(\frac{L}{L^*}\right)^p} \quad (15)$$

در رابطه اخیر L^* مقدار بارگذاری در زمانی است که گذار بین دو حالت محدودیت واکنش و نفوذ اتفاق می‌افتد. زمانی که $L \ll L^*$ باشد، مخرج جمله دوم در سمت راست برابر ۱ شده و در این شرایط $EC = EC_{dl}$ می‌شود. چنانچه $L \gg L^*$ باشد، جمله دوم سمت راست صفر شده و $EC = EC_{rl}$ می‌گردد.

پارامتر p بیان کننده سرعت انتقال بین دو حالت محدود کننده می‌باشد که توسط برازش معادله فوق بر داده‌های تجربی تعیین می‌شود.

با جای گذاری تعاریف دو پارامتر L و EC از جدول ۱ در معادله ۱۵، می‌توان روابطی برای بازده حذف و غلظت خروجی برحسب غلظت ورودی به دست آورد که در زیر ارائه شده است [۷ و ۲]:

$$(16)$$

$$RE = \frac{\left(A_s k_0 \delta + \frac{C_{g,in} Q \left[1 - \left(1 - A_s \frac{V}{Q} \sqrt{\frac{k_0 D}{2m C_{in}}} \right)^2 \right]}{1 + \left(\frac{C_{g,in}}{C^*} \right)^p} \right)}{\frac{C_{g,in} Q}{V}}$$

$$C_{out} = C_{in} - \left(\frac{Q A_s k_0 \delta}{V} + \frac{C_{in} \left[1 - \left(1 - A_s \frac{V}{Q} \sqrt{\frac{k_0 D}{2m C_{in}}} \right)^2 \right] - A_s k_0 \delta}{1 + \left(\frac{C_{in}}{C^*} \right)^p} \right) \quad (17)$$

در رابطه فوق C^* غلظتی است که در آن، به شرط شدت جریان گاز و حجم ثابت، بارگذاری برابر با I^* می‌باشد. با توجه به اینکه تعیین مقدار تجربی سه پارامتر A_s ، k_0 و δ به دلیل تغییرات به وجود آمده در بستر، کار ساده‌ای نیست، این سه پارامتر به همراه دو پارامتر دیگر مدل یعنی I^* و p از برازش معادله ۱۷ بر داده‌های آزمایشی تعیین می‌گردند.

حل مدل با استفاده از شرایط فوق به صورت زیر به دست می‌آید:

$$\frac{C_l}{C_{g/m}} = 1 + \frac{1}{2} \frac{\varphi^2}{C_g/C_{g,in}} (\sigma^2 - 2\sigma) \quad (5)$$

φ ضریب تالیلی است که از رابطه زیر محاسبه می‌شود [۲]:

$$\varphi = \delta \sqrt{\frac{k_0 m}{D C_{g,in}}} \quad (6)$$

با استفاده از این تعاریف، N از معادله زیر به دست می‌آید:

$$N = -\frac{D}{\delta} \left(\frac{dC_l}{d\sigma} \right)_{\sigma=0} = k_0 \delta \quad (7)$$

با جای گذاری معادله ۷ در رابطه ۱ و به کمک شرط مرزی

در $C_g = C_{g,in}$ ، $h=0$ جواب مدل به صورت زیر می‌باشد:

$$\frac{C_{g,out}}{C_{g,in}} = 1 - \frac{A_s k_0 \delta H}{C_{g,in} U_g} \quad (8)$$

با استفاده از معادله ۸ و تعریف ظرفیت حذف می‌توان نوشت:

$$EC = EC_{rl} = EC_{max} = A_s k_0 \delta \quad (9)$$

ب- زمانی که نفوذ محدود کننده باشد:

در این حالت باید موازنه جرم در فاز آب- بیوفیلم را حل نمود. با تعریف γ به عنوان فاصله از سطح مشترک گاز و مایع که در آن $C_l=0$ است، خواهیم داشت [۷]:

$$x = \gamma, \quad \frac{dC_l}{dx} = 0 \quad (10)$$

حل معادله ۲ با استفاده از شرط مرزی فوق، به رابطه زیر منجر می‌شود [۷]:

$$\frac{C_l}{C_{g/m}} = 1 + \frac{1}{2} \frac{\varphi^2}{C_g/C_{g,in}} (\sigma^2 - 2\sigma \frac{\gamma}{\delta}) \quad (11)$$

برای حذف γ از معادله ۱۱ کافی است در $\sigma = \frac{\gamma}{\delta}$ مقدار $C_l=0$ جای گذاری می‌شود:

$$\gamma = \sqrt{\frac{2 D C_g}{k_0 m}} \quad (12)$$

در شرایط جدید، مقدار N برابر با $k_0 \gamma$ می‌باشد و حل مدل منجر به معادله غلظت زیر خواهد شد:

$$\frac{C_{g,out}}{C_{g,in}} = \left(1 - \frac{A_s H}{U_g} \sqrt{\frac{k_0 D}{2 C_{g,in} m}} \right)^2 \quad (13)$$

ظرفیت حذف متناظر با این پروفایل غلظت برابر است با:

$$EC_{dl} = L \left[1 - \left(1 - A_s \sqrt{\frac{k_0 D}{2m}} \sqrt{\frac{V}{QL}} \right)^2 \right] \quad (14)$$

مدل اوتنگراف تنها در یکی از دو حالت محدود کننده یعنی شرایطی که نفوذ محدود کننده است و یا شرایطی که واکنش محدود کننده است، قابل تعریف می‌باشد. زمانی که مقدار بارگذاری پایین است، نفوذ کنترل کننده سرعت

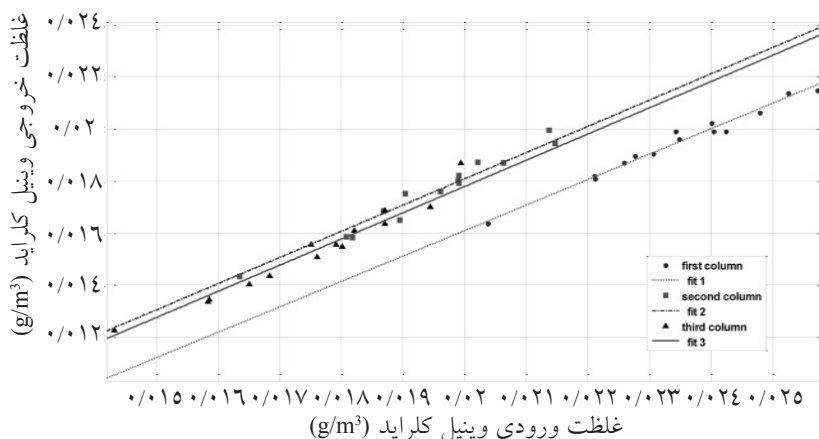
نتایج و بحث

که بر پاسخ مدل تأثیر بالایی دارد، میزان سطح ویژه است زیرا بیشترین تغییرات در غلظت خروجی ناشی از تغییر این پارامتر است. کمترین حساسیت مدل نیز مربوط به ضخامت بیوفیلیم می‌باشد [۲۶]. مطابق استاندارد مدیریت سلامت و ایمنی حرفه‌ای^۱ آمریکا (OSHA) برای ۱۵ دقیقه تماس حداکثر غلظت مجاز وینیل کلراید برابر $12/8 \text{ mg/m}^3$ و برای یک شیفت ۸ ساعته کار در معرض این ترکیب، حداکثر غلظت $2/6 \text{ mg/m}^3$ می‌باشد [۲۵]. با توجه به نتایج اسماعیلی و همکاران [۲۴] غلظت ورودی به ستون اول در دوره پایدار حدود 25 mg/m^3 است لذا برای اینکه غلظت وینیل کلراید در جریان خروجی از ستون سوم کمتر از حد مجاز باشد، شرایط عملیاتی با استفاده از مدل اوتنگراف اصلاح شده قابل تخمین است.

با استفاده از نتایج حاصل از مدل می‌توان گفت با کاهش دبی جریان گاز آلوده به وینیل کلراید به $0/240 \text{ m}^3/\text{h}$ که منجر به حصول زمان ماند حدود ۱۰۵ s می‌شود، می‌توان به بازده حذف کلی ۵۲٪ رسید که در این حالت غلظت خروجی از ستون سوم برابر 12 mg/m^3 خواهد بود. نتایج حاصل از عملکرد این شرایط برای بیوفیلتر در جدول ۳ ارائه شده است. به منظور رسیدن به غلظت مجاز وینیل کلراید برای یک شیفت کاری ۸ ساعته، دبی جریان باید به $0/129 \text{ m}^3/\text{h}$ کاهش یابد که معادل با زمان ماند بستر خالی، ۱۹۶ s است. در این شرایط بازده حذف کلی ۹۰٪ و غلظت خروجی از ستون سوم به $2/4 \text{ mg/m}^3$ خواهد بود.

در شکل ۵ نمودار برازش مدل اوتنگراف اصلاح شده (معادله ۱۷) بر نتایج تجربی در شرایط پایداری سیستم (۱۴ نقطه) [۲۴] به صورت غلظت خروجی وینیل کلراید بر حسب میزان غلظت ورودی به بیوفیلتر با استفاده از نرم‌افزار MATLAB ارائه شده است. همان‌گونه که ملاحظه می‌شود، مدل اوتنگراف اصلاح شده با دقت قابل قبولی قادر به پیش‌بینی نتایج تجربی است، به طوری که ضریب تبیین (R^2) برای برازش مذکور برای ستون‌های اول، دوم و سوم به ترتیب برابر $0/9758$ ، $0/9621$ و $0/9555$ و میانگین خطای نسبی بین داده‌های تجربی و مدل به ترتیب $0/41$ ، $0/59$ و $0/54$ محاسبه شده است. به کمک این برازش پارامترهای اثرگذار بر فرآیند بیوفیلتراسیون تعیین می‌گردد که نتایج آن در جدول ۲ ارائه شده است.

نتایج حاصل از برازش نشان می‌دهد که تطابق مناسبی بین داده‌های تجربی و مدل اوتنگراف اصلاح شده وجود دارد و این مدل قادر به پیش‌بینی پارامترهای عملیاتی و رفتار سیستم در قبال تغییرات ایجاد شده می‌باشد. با انجام آنالیز حساسیت بر روی پارامترهای فوق‌الذکر میزان حساسیت مدل به تغییر پارامتر مورد بررسی قرار گرفت. همان‌گونه که در جدول ۲ نشان داده شده، به ازای ۱۰٪ افزایش، هر پارامتر، با ثابت بودن سایر پارامترها، مقدار متوسط تغییر غلظت به دست می‌آید. با توجه به نتایج آنالیز حساسیت می‌توان گفت مهم‌ترین پارامتر



شکل ۵- نمودار برازش مدل اوتنگراف اصلاح شده بر نتایج تجربی بیوفیلتراسیون وینیل کلراید

جدول ۲- مقادیر پارامترهای سیستم و مدل، حاصل از برازش مدل بر داده‌های تجربی و بررسی تغییر غلظت آلاینده ایجاد شده به ازای ۱۰٪ تغییر در مقدار هر پارامتر

پارامتر	نشانه	مقادیر	تغییر غلظت آلاینده (%)
پارامترهای ثابت			
شدت جریان گاز (m^3/h)	Q	۰/۴۴۴	-
حجم هر بستر (m^3)	V	۰/۰۰۲۳	-
ضریب نفوذ (m^2/h)	D	$3/32 \times 10^{-6}$	-
ضریب توزیع تعادلی (g/g)	m	۰/۵۴	-
پارامترهای برازش شده			
سطح ویژه (m^2/m^3)	A_s	ستون اول: ۱۶۷۰ ستون دوم: ۱۵۹۰ ستون سوم: ۱۶۱۰	۴/۱۳
ضخامت بیوفیلم (m)	δ	$7/760 \times 10^{-9}$ $1/443 \times 10^{-9}$ $2/518 \times 10^{-9}$	۰/۵۴
ثابت سرعت ($g/m^3 \cdot h$)	k_0	۱/۰۰۰ ۱/۰۴۲ ۰/۹۹۵۷	۲/۳۱
سرعت بارگذاری جرمی بحرانی ($g/m^3 \cdot h$)	L^*	۲/۲۸۶ ۲/۱۴۸ ۲/۱۴۸	۱/۶۹
نما (پارامتر مدل) بدون بعد	p	۱ ۱ ۱	۰/۶۸
ضریب تبیین	R^2	۰/۹۷۵۸ ۰/۹۶۲۱ ۰/۹۵۵۵	-
میانگین خطا بین مدل و نتایج تجربی (%)	e	۰/۴۱ ۰/۵۹ ۰/۵۴	-

جدول ۳- پارامترهای عملیاتی پیش‌بینی شده توسط مدل اوتنگراف اصلاح شده

پارامتر عملیاتی	واحد	مقادیر پیش‌بینی شده توسط مدل مربوط به غلظت مجاز در ۸ ساعت تماس مداوم	مقادیر پیش‌بینی شده توسط مدل مربوط به غلظت مجاز در ۱۵ دقیقه تماس
دبی جریان گاز	m^3/h	۰/۱۲۹	۰/۲۴۰
زمان ماند بستر خالی	sec	۱۹۶/۴۱	۱۰۵/۵۷
بازده حذف کلی	%	۹۰/۳	۵۲
غلظت خروجی	mg/m^3	ستون سوم: ۲/۴ ستون دوم: ۸/۱ ستون اول: ۱۵/۶	ستون سوم: ۱۲ ستون دوم: ۱۵/۹ ستون اول: ۱۹/۸
بارگذاری جرمی	$g/m^3 \cdot h$	۰/۴۴۵۷	۰/۸۵۵۱
بازده حذف هر ستون	%	۷۰/۱۳	۴۷/۸۸
ظرفیت حذف	$g/m^3 \cdot h$	۰/۳۱۲۵	۰/۴۰۹۴

نتیجه‌گیری

ضریب تبیین (R^2) نزدیک به یک بیان‌گر تطابق بالای مدل با نتایج تجربی است. پس از حصول اطمینان از نزدیکی مدل به نتایج تجربی، شرایطی که طی آن غلظت آلاینده در خروجی به کمتر از حد مجاز می‌رسد، محاسبه گردید. نتایج نشان می‌دهد که برای غلظت خروجی 12 mg/m^3 و 196 s و $2/4 \text{ mg/m}^3$ ، زمان ماند بستر خالی به ترتیب ۱۰۵ و ۱۹۶ s می‌باشد که با کاهش شدت جریان خوراک یا افزایش طول بستر می‌توان به این غلظت‌ها در خروجی رسید.

در این تحقیق فرآیند بیوفیلتراسیون جهت حذف ترکیبات آلی فرار توسط مدل اوتنگراف اصلاح شده با معادله سینتیکی درجه صفر به عنوان مدل ریاضی به‌کار رفته است. این مدل قادر است دو حالتی که واکنش و یا نفوذ آلاینده به فاز بیوفیلم محدود کننده باشد را به‌طور هم‌زمان در نظر بگیرد. با برازش مدل اوتنگراف اصلاح شده بر داده‌های تجربی، پارامترهای سینتیکی و مجهول مدل به‌دست آمد.

علائم و نشانه‌ها

N: شار جرمی سوبسترای عبوری از گاز به مایع ($\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$)	A_s : سطح ویژه (m^2/m^3)
p: پارامتر مدل اوتنگراف اصلاح شده	$C_{g,in}$: غلظت آلاینده در جریان گاز ورودی (g/m^3)
Q_v : سرعت جریان حجمی گاز آلوده (m^3/h)	C_L : غلظت آلاینده در مایع (g/m^3)
U_g : سرعت ظاهری گاز (m/h)	D: ضریب نفوذ (m^2/h)
V: حجم بستر (m^3)	h: ارتفاع راکتور (m)
x: جهت عمود بر سطح مشترک گاز-مایع	k_0 : ثابت سرعت واکنش مرتبه صفر ($\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$)
δ : ضخامت بیوفیلم (m)	m: ضریب توزیع آب-هوا در فصل مشترک گاز و بیوفیلم
σ : مختصات بدون بعد، $\sigma = x/\delta$	

مراجع

- [1]. Wang L. K., Pereira N. C. and Hung Y.T. ., "Biological treatment processes", Humana Press, Vol. 8, 2009.
- [2]. Shareefdeen Z. and Singh A., *Biotechnology for odor and air pollution control*, Springer, Berlin, 2005.
- [۳]. تقی‌پور ح.، بررسی حذف بیولوژیکی آمونیاک با استفاده از روش بیوفیلتراسیون سه بستری و تک بستری از جریان گاز و تاثیر سولفید هیدروژن در فرآیند حذف آمونیاک، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی اصفهان، ایران، ۱۳۸۶.
- [۴]. رستمی ح.، بررسی اثرات منفرد و ترکیبی پارامترهای طراحی و عملیاتی بر فرآیند حذف آلاینده هیدروژن سولفاید توسط راکتور بیوفیلتراسیون و بررسی سینتیکی آن، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی اصفهان، ایران، ۱۳۷۹.
- [5]. Nukunya T., *Biofiltration of ethanol vapor: Head-Loss studies of heavily loaded systems*, Ph.D. Thesis, Chemical Engineering Faculty of USC, USA, 2004.
- [6]. Schwarz B., *Studies in biofiltration for cleanup of landfill gas*, Ph.D. Thesis, Chemical Engineering Faculty of USC, USA, 2001.
- [7]. Vedova L. D., *Biofiltration of industrial waste gases in trickling-bed bioreactors*, Ph.D. Thesis, Universit`adegliStudi di Padova, Italy, 2008.
- [۸]. اسماعیلی فرج س. ح.، نصر اصفهانی م.، زیلویی ح. و کدیور م.، بررسی میزان حذف وینیل کلراید با استفاده از فرآیند بیوفیلتراسیون، دومین همایش ملی سوخت، انرژی و محیط زیست، کرمانشاه، ایران، ۱۳۸۸.
- [9]. Porter R. S., "Biofilter testing using composting for styrene and methyl ethyl ketone", Proceedings of the 1998 Conference, Composting in the South East, Georgia, Athens, pp. 97-102, 1998.
- [10]. Sukesan S. and Watwood M. E., "Continuous vapor phase trichloroethylene biofiltration using hydrocarbon-enriched compost as filtration matrix", Appl. Microbiol. Biotechnol., Vol. 48, pp. 671-676, 1997.
- [11]. Veenstra J. N., Sanders D. A., and Johan J., "Removal of air-phase 1,2-dichloroethane in a biofilter: A comparison of cometabolism using pre-loaded phenol and concurrent phenol addition", Journal of Environmental Science and Health, Vol. 34, No. 8, pp. 1569-1589, 1999.
12. Nicolai R. E., Janni K. A., Jacobson L. D. and Schmidt R. D., *Biofilter demonstration project, Final report prepared*.

for the Minnesota Department of Agriculture and the Minnesota Agricultural Experiment Station, Dept. of Biosystems and Agricultural Engineering, University of Minnesota, USA, 1999.

[13]. Okkerse W. J. H., Ottengraf S. P. P., Diks R. M. M., Kuipers B. O., and Jacobs P., "Long term performance of biotrickling filters removing a mixture of volatile organic compounds from an artificial waste gas: dichloromethane and methylmethacrylate", *Bioprocess Engineering*, Vol. 20, pp. 49-57, 1999.

[14]. Seignez C., Atti A., Adler N. and Peringer P., "Effect of Biotrickling filter Operating Parameters on Chlorobenzenes Degradation", *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 128, No. 4, pp. 360-366, 2002.

[15]. Webster T. S., Albritton C. and Togna A. P., *Adapting Biofilter Processes to Treat Spray Painting Exhausts: Concentration and Leveling of Vapor Delivery Rates and Enhancement of Destruction by Exhaust Recirculation*, Industrial report, Envirogen, 2001.

[16]. Cox H. H. J. and Deshusses M. A., "Effect of Starvation on the Performance and Re-acclimation of Biotrickling Filters for Air Pollution Control", *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 36, pp. 3069-3073, 2002.

[17]. Field J. A. and Alvarez R. S., "Biodegradability of chlorinated solvents and related chlorinated aliphatic compounds", *Reviews in Environmental Science & Bio/Technology*, Vol. 3, pp. 185-254, 2004.

[18]. Duhamel M., Wehr S. D., Yu L., Rizvi H., Seepersad D., Dworatzeka, S., Cox, E. E., and Edwards E. A., "Comparison of anaerobic dechlorinating enrichment cultures maintained on tetrachloroethene", trichloroethene, cis-dichloroethene and vinyl chloride, *Water Research*, Vol. 36, pp. 4193-4202, 2002.

[19]. Kennes C. and Thalasso F., "Waste gas biotreatment technology", *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, Vol. 72, pp. 303-319, 1998.

[20]. Iranpoure R., Cox H. H. J., Deshusses M. A., and Schroder E. D., "Literature review of air pollution control biofilters and biotrickling filters for odor and volatile organic compound removal", *Environmental Process*, Vol. 24, No. 3, pp. 254-267, 2005.

[21]. Lim K. H., and Lee E. J., "Biofilter Modeling for Waste Air Treatment: Comparisons of Inherent Characteristics of biofilter models", *Korean J. Chem. Eng.*, Vol. 20, No. 2, pp. 315-327, 2003.

[22]. Vedova L. D., Colussi I., Cortesi A. and Gall, V., *Biofiltration of TCE vapors in a mixed compost-inert carrier trickle bed*, Industrial Biotechnology International Conference, Naples, Italy, 2008.

[23]. Ardjmand M., Safekordi A. and Farjadfar S., "Simulation of biofilter used for removal of air contaminants (ethanol)", *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, Vol. 2, No. 1, pp. 69-82, 2005.

[24]. Esmaeili Faraj S. H., Nasr Esfahany M., Kadivar M., and Zilouei H., "Vinyl chloride removal from an air stream by biotrickling filter", *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, Vol. 47 No. 14, pp. 2263-2269, 2012.

[25]. *IPCS International Programme on Chemical Safety*, Vinyl Chloride, Health and Safety Guide No. 109, Geneva, 1999.

[26]. Esmaeili Faraj S. H., Amini Y. and Nasr Esfahany M., *Modeling of Biofiltration process for VC Removal from an Air Stream and Optimization of Model Parameters by Genetic Algorithm*, The 7th International Chemical Engineering Congress & Exhibition (IChEC), Kish, Iran, 2011.