

مدل سازی فرایند حذف هگزان در فیلتر زیستی قارچی با دمای متغیر و بارگذاری پیوسته و ناپیوسته

رضا صالح احمدی، رویین حلاج*⁺

تهران، دانشگاه صنعتی امیرکبیر، دانشکده مهندسی شیمی، صندوق پستی ۴۴۱۳-۱۵۱۷۵

سید مرتضی ضمیر

تهران، دانشگاه تربیت مدرس، دانشکده مهندسی شیمی، گروه بیوتکنولوژی، صندوق پستی ۱۴۳-۱۴۱۱۵

چکیده: در سال های اخیر مطالعه فیلترهای زیستی در تصفیه هوای صنعتی به عنوان یک جایگزین برای روش های معمول فیزیکی - شیمیایی مورد توجه قرار گرفته است. با وجود اینکه دما از پارامترهای تأثیرگذار در این فرایند به حساب می آید ولی مدلسازی آن به دلیل پیچیدگی، کمتر مورد توجه قرار گرفته است. در این پژوهش یک مدل ریاضی برای بررسی اثر تغییر دما و نوع هوادهی بر فرایند حذف یک آلاینده فرار با در نظر گرفتن پدیده پخش در فاز گاز، نفوذ در فیلم زیستی و محدودیت اکسیژن در سینتیک واکنش ارایه شده است. نتیجه های به دست آمده از مدلسازی با نتیجه های یک پژوهش تجربی که حذف بخار هگزان را از جریان هوا در فیلتر زیستی در دمای بین 30°C - 45°C در دو حالت بارگذاری پیوسته و ناپیوسته ارایه داده بود، اعتبار سنجی شد. نتیجه ها نشان می دهد که در بارگذاری ناپیوسته در بازه دمای 30°C - 35°C و در بارگذاری پیوسته در بازه 30°C - 40°C تطابق خوبی بین مدل و نتیجه های آزمایشگاهی برقرار می باشد. آزمون حساسیت نشان می دهد که در بارهای ورودی بالا کاهش دمای بستر باعث می شود هنجار عملیاتی فیلم زیستی از حالت محدودیت سرعت زیستی به محدودیت نفوذ تغییر یابد که در آن بخشی از فیلم زیستی غیر فعال شود.

واژه های کلیدی: فیلتر زیستی، هگزان، بارگذاری ناپیوسته، بارگذاری پیوسته، دما، مدل سازی.

KEY WORDS: Biofilter, Hexane, Intermittent loading, Continuous loading, Temperature, Modeling.

مقدمه

مصرف انرژی پایین، پایداری فرایند برای تصفیه حجم های زیاد و غلظت های کم مواد آلاینده، مورد پذیرش عمومی قرار گرفته است [۱]. به طور کلی فیلتر زیستی راکتوری است که از آکنه های آلی و یا غیر آلی مثل پرلیت، کمپوست، خاک و ... پر شده است. میکروارگانیسم ها که توانایی تجزیه ترکیب های آلی فرار را دارند روی سطح آکنه ها رشد می نمایند و فیلم زیستی را تشکیل می دهند.

افزایش دانش عمومی در مورد آلاینده های زیست محیطی باعث وضع قوانین سخت گیرانه ای در زمینه کنترل و انتشار آلاینده ها به محیط اطراف شده است. ترکیب های آلی فرار از صنایع گوناگون مانند پتروشیمی، غذایی، رنگ و کاغذ به هوا نشر می یابند. در سال های اخیر استفاده از فیلتر زیستی نسبت به دیگر روش های متداول فیزیکی و شیمیایی به دلیل برخی برتری ها مانند ارزانی،

*E-mail: halladj@aut.ac.ir

*عهد دار مکاتبات

دما یکی از پارامترهای کلیدی و تأثیرگذار در فرایندهای زیستی می‌باشد. دما به‌طور مستقیم بر نرخ رشد و سینتیک واکنش زیستی تأثیرگذار بوده و در بازه بهینه خاصی فعالیت‌های میکروبی صورت می‌پذیرد [۱۶]. برخی پژوهشگران بازه دمای بهینه برای فیلتر زیستی را $35-25^{\circ}\text{C}$ گزارش نموده اند [۱۷، ۱۸]. کیانگ و همکاران [۱۹] گزارشی از مطالعه اثر دما بر فرایند فیلتر زیستی بنزن و تولوئن ارائه نموده و نتیجه‌گیری کرده‌اند که دما در بازه $30-40^{\circ}\text{C}$ و رطوبت $40-50\%$ بهینه می‌باشد. لو و همکاران [۲۰] اثر دما را در یک فیلتر زیستی چکنده برای حذف مواد آروماتیک مورد بررسی قرار داده و دیده‌اند که افزایش دما از 15°C تا 30°C باعث بهبود عملکرد بستر و بالاتر از 30°C منجر به کاهش بازده می‌شود. در کنار این موردها، افزایش دما باعث کاهش پدیده جذب سطحی و همچنین بالا رفتن میزان تبخیر آب و فرار گازهای آلاینده از بستر می‌شود.

در عمل فرایندهای ناپیوسته به دلیل تغییر در شدت جریان، غلظت و دیگر شرایط عملیاتی بسیار متداول تر از حالت پیوسته می‌باشد. از آنجایی که گازهای ورودی به فیلتر زیستی فرآورده‌ی جانبی یک فرایند دیگر به شمار می‌رود، به دلیل‌های گوناگون مانند ناپیوسته بودن سامانه تولید بالا دست، عملکرد بد فرایند، تعطیلات آخر هفته، ساعت کاری محدود روزانه و تعمیرهای برنامه‌ریزی شده، خوراک ورودی به بستر قطع و یا دچار نوسان می‌شود. ایجاد شوک در فرایند زیستی می‌تواند باعث ناپایداری فرایند، اختلال در حالت پایدار و در بدترین حالت غیر ممکن ساختن فرایند تصفیه شود [۲۱]. این تغییرها در مقیاس‌های زمانی گوناگون وجود دارد و فیلتر زیستی باید بتواند ضمن تحمل چنین شرایطی، بیشینه‌ی حذف آلاینده را نیز انجام دهد [۲۱].

مدلسازی فیلتر زیستی در حالت ناپایدار به وسیله پژوهشگران گوناگونی ارائه شده است. شریف‌الدین و بالتیریس [۲۲] مدلی برای تعیین رفتار فیلتر زیستی با در نظر گرفتن پدیده جذب سطحی در حالت ناپایا ارائه دادند. هاج و دوینی [۲۳] سامانه را به صورت دو فاز گاز و فاز فیلم زیستی/ جامد در نظر گرفتند. آنها ضریب پخش را در مدل خود لحاظ نمودند ولی پدیده نفوذ را در فیلم زیستی به صورت مجزا لحاظ نکردند. دسلاس و همکاران [۲۴] برای فرایند فیلتر زیستی مخلوط متیل اتیل کتون و متیل ایزوبوتیل کتون، با در نظر گرفتن جریان قالبی ایده آل سامانه را به صورت سه فاز مدل نمودند.

هوای آلوده وارد بستر شده و آلاینده به فاز ساکن انتقال یافته و توسط میکروارگانیسم‌ها از بین می‌رود. بنابراین در فیلتر زیستی از تجزیه آلاینده‌ها به‌عنوان منبع انرژی برای فعالیت و رشد میکروبی استفاده می‌شود [۲]. تجزیه زیستی مواد آب‌گریز با حلالیت کم در فیلم زیستی (که از درصد بالای آب تشکیل شده) در این سامانه‌ها با دشواری‌هایی روبه‌رو است [۳]. به ویژه در مورد فیلترهای زیستی دارای باکتری‌ها این مشکل بیشتر دیده می‌شود [۴، ۵].

پژوهشگران زیادی استفاده از گونه‌های قارچی را برای حذف مواد آب‌گریز در بستر فیلتر زیستی مناسب دانسته اند [۶-۱۱]. قارچ‌ها دارای امتیازهای چندی نسبت به باکتری‌ها می‌باشند که از آن‌ها می‌توان به سطح تماس بسیار بالای آن برای انتقال آلاینده از فاز گاز به فاز زیستی [۱۴، ۱۲ - ۹]، تحمل شرایط زیستی سخت‌تر از نقطه نظر کاهش رطوبت و pH [۴، ۱۵] و ضریب توزیع بهتر آلاینده [۴] اشاره نمود. استفاده از رطوبت کم در فیلتر زیستی منجر به کاهش ضخامت آب بین فاز گاز و فیلم زیستی و سرانجام سرعت بهتر انتقال جرم می‌شود [۱۵]. در کنار این برتری‌ها تولید مواد واسطه بیشتر در زمان واکنش [۷] و افت فشار بالاتر، از عیب‌های بهره‌گیری از قارچ‌ها در فیلتر زیستی به شمار می‌رود [۱۵].

هگزان نیز از مواد فرار آب‌گریز است که توسط صنایع غذایی و شیمیایی به هوا پخش می‌شود. استفاده از فیلترهای زیستی قارچی برای حذف هگزان توسط پژوهشگران گوناگون در سال‌های اخیر گزارش شده است. اسپینگو و همکاران [۴] میزان حذف بخار هگزان از جریان هوا را در دو راکتور متوالی توسط یک گونه قارچی در شدت جریان ثابت ۴ لیتر بر ساعت و غلظت هگزان در بازه‌ی ۲ تا ۲۰ میلی‌گرم بر متر مکعب مورد آزمایش قرار داده و به ظرفیت حذف بیشینه ۲۰۰ گرم بر مترمکعب بر ساعت و بازده حذف بزرگتر از ۸۰٪ دست یافتند. همچنین اسپینگو و فاورری [۱] آزمایش‌هایی را به منظور اندازه‌گیری ضریب پخش و پارامترهای سینتیکی در دمای ثابت 30°C و شرایط پایدار ترتیب داده و در مدل خود به کار بردند و تطابق خوبی را بین مدل و داده‌های آزمایشگاهی به دست آوردند.

اثر محیط رشد یک گونه قارچی بر روی ضریب توزیع و حلالیت هگزان توسط فرنانز و همکاران [۴] مورد آزمایش قرار گرفته و نشان داده شده که حلالیت هگزان در توده زیستی به میزان ۲۰۰ برابر بیشتر از حلالیت آن در آب می‌باشد. آنها ضریب توزیع بهتر را به ماهیت فیلم زیستی و به میزان هیدروفوبین، لیپید و لیپوپروتئین‌ها مربوط دانسته اند.

عملیات سازگاری میکروارگانیسم‌ها با محیط در دمای °C ۲۵-۲۱ و در مدت ۲۰ روز انجام شد. پس از سپری شدن دوره سازگاری با انتخاب شرایط ناپیوسته - ۱۰ ساعت هوادهی در روز و ۶ روز در هفته - دمای سامانه به ترتیب بر روی اعداد ۳۰، ۳۵، ۴۰ و ۴۵ درجه سانتیگراد تنظیم شده و عملکرد فیلتر زیستی از روش نمونه‌گیری در پایان ۱۰ ساعت هوادهی، مورد بررسی قرار می‌گرفت. از روز ۲۲۸ تا ۲۶۱ سامانه به صورت ناپیوسته هوادهی شده و شرایط دمایی ۳۵، ۴۰ و ۴۵ درجه سانتیگراد و بارهای کم، متوسط و زیاد به بستر اعمال شد.

بخش نظری

مدل سازی ریاضی

فرضیه‌های مدل:

- فرضیه‌های استفاده شده در مدل ریاضی به قرار زیر می‌باشد:
- فیلم زیستی تنها در سطح خارجی مواد جامد رشد می‌نماید و هیچ گونه واکنشی درون حفره‌ها انجام نمی‌شود.
- فیلم زیستی به‌طور یکنواخت بر روی بستر جامد وجود دارد.
- ضخامت فیلم زیستی نسبت به قطر مواد جامد کوچک بوده و مختصات به صورت کارترین فرض می‌شود.
- ثابت سرعت تجزیه و وابستگی آن به دما از معادله آرنیوس پیروی می‌کند.
- با توجه به غلظت بالای هگزان در آزمایش‌ها، میزان اکسیژن به صورت اضافی در نظر گرفته نشده و در معادله واکنش موند محدودیت آن وارد می‌شود.
- غلظت اکسیژن در فصل مشترک گاز و فیلم زیستی از قانون هنری تبعیت می‌نماید.
- غلظت هگزان در فصل مشترک گاز و فیلم زیستی از روش متداول قانون هنری تبعیت نکرده و از روی داده‌های آزمایشی صورت گرفته توسط پژوهشگران پیشین [۴] در مدل اعمال می‌شود.
- رژیم جریان فاز گاز به‌صورت قالبی و با در نظر گرفتن پدیده پخش محوری مدل می‌شود.
- لایه مرزی فاز گاز در فصل مشترک هوا و فیلم زیستی وجود ندارد، بنابراین مقاومت فاز گاز ناچیز انگاشته می‌شود [۱].
- دانسیته فیلم زیستی ثابت بوده و هیچ گونه تجمعی از توده زیستی در بستر وجود ندارد.
- ویژگی‌های فیلم زیستی (ضخامت، سطح ویژه، دانسیته) در تمام طول بستر و در شرایط عملیاتی گوناگون ثابت می‌باشد.

در کار دیگری شریف‌الدین و همکاران [۲۵] با در نظر گرفتن پخش در فاز گاز، پتانسیل محدودیت اکسیژن را نیز در سینتیک واکنش وارد نمودند.

مرور مقاله‌ها نشان می‌دهد که کلیه مدل‌سازی‌های پیشین با در نظر گرفتن شرایط دمای ثابت در بستر فیلتر زیستی به دست آمده است. در سال ۲۰۰۹ میلادی شریف‌الدین و همکاران [۱۶] با در نظر گرفتن حالت پایدار مدلی را برای تخمین رفتار فیلتر زیستی در شرایط دمای متغیر ارائه نموده‌اند. مدل ایشان شامل معادله‌های موازنه جرم و انرژی بود ولی در این پژوهش اعتبار مدل با داده‌های آزمایشگاهی مورد ارزیابی قرار نگرفته است.

با توجه به اهمیت و نقش دما و تغییر بار ورودی بر فرایند زیستی، وجود مدلی دینامیک که در برگیرنده همزمان این دو پارامتر باشد برای طراحی بسیار سودمند است. در این پژوهش بر پایه موازنه جرم در فاز گاز و فیلم زیستی در حالت ناپایا، مدل ریاضی برای پیش بینی رفتار فیلتر زیستی گازی برای تجزیه زیستی مواد آلی فرار در دماهای گوناگون ارائه شده است. در ادامه با استفاده از داده‌های فردوسی و همکاران [۲۶] که تجزیه زیستی هگزان را توسط گونه‌های قارچی در یک بستر فیلتر زیستی در حالت بارگذاری ناپیوسته و پیوسته و در بازه دمای °C ۳۰-۴۵ مورد بررسی و آزمایش قرار داده اند، اعتبار مدل مورد ارزیابی قرار گرفته است. همچنین با استفاده از آزمون حساسیت اثر پارامترهای گوناگون بر روی عملکرد فیلتر زیستی مورد ارزیابی قرار گرفته است.

بخش تجربی

شرایط آزمایش

کالیبراسیون و اعتباردهی مدل از روش داده‌های آزمایشی به‌دست آمده توسط فردوسی و همکاران [۲۶] صورت گرفته است. آنها در مدت ۲۶۱ روز بازده و ظرفیت حذف یک بستر فیلتر قارچی را برای حذف آلاینده هگزان در شدت جریان، غلظت و دماهای گوناگون در حالت بار گذاری ناپیوسته و پیوسته مورد بررسی قرار داده‌اند. آزمایش‌ها به‌طور کلی در ۸ فاز انجام گرفته است. میکروارگانیسم انتخاب شده از یک مجموعه میکروبی نامشخص از کمپوست تهیه شده و در یک محیط آنتی باکتریال رشد داده شده است. این کار به‌منظور فراهم نمودن شرایط رشد برای قارچ و جلوگیری از رشد باکتری صورت گرفته است. با توجه به اینکه رفتار این میکروارگانیسم‌ها در برابر دما از پیش تعیین شده نبود، آزمایش‌هایی به‌منظور بررسی اثر دما بر عملکرد عملیات حذف در بستر فیلتر زیستی در ۸ فاز صورت پذیرفته است. در فاز صفر،

$$\mu^*(T) = \mu_{opt}^* \exp\left\{\frac{E_a}{RTT_{opt}}(T_{opt} - T)\right\} \quad (5)$$

با توجه به اینکه عملیات تصفیه در دمای نزدیک دمای محیط انجام می‌شود، مقدار $\frac{E_2}{RTT_{opt}}$ در معادله آرنیوس به تقریب ثابت بوده [۲۱] و با m نشان داده می‌شود.

$$\mu^*(T) = \mu_{opt}^* e^{m(T_{opt}-T)} \quad (6)$$

$$\mu^*(T) = \mu_{opt}^* \theta^{(T_{opt}-T)} \quad (7)$$

$$\mu = \frac{\mu_{opt}^* + S_j}{K_S + S_j} \frac{S_O}{K_O + S_O} \theta^{(T_{opt}-T)} \quad (8)$$

شرایط مرزی و اولیه برای هگزان و اکسیژن در فاز فیلم زیستی به شکل زیر می‌باشد:

$$\text{At } x = 0, \quad S_j = \frac{C_j}{m_j}; \quad S_O = \frac{C_O}{m_O} \quad (9)$$

$$\text{At } x = \delta, \quad \frac{\partial s_j}{\partial x} = 0, \quad \frac{\partial s_O}{\partial x} = 0 \quad (10)$$

$$\text{At } t = 0, \quad S_j = S_j(\cdot, x, z) \quad (11)$$

$$\text{At } t = 0, \quad S_O = S_O(\cdot, x, z) \quad (12)$$

موازنه جرم در فاز گاز:

- هگزان

$$\varepsilon D \frac{\partial^2 C_j}{\partial z^2} - u_g \frac{\partial C_j}{\partial z} + f(X_v) D_{jw} \frac{\partial S_j}{\partial x} \Big|_{x=0} A_s = \varepsilon \frac{\partial C_j}{\partial t} \quad (13)$$

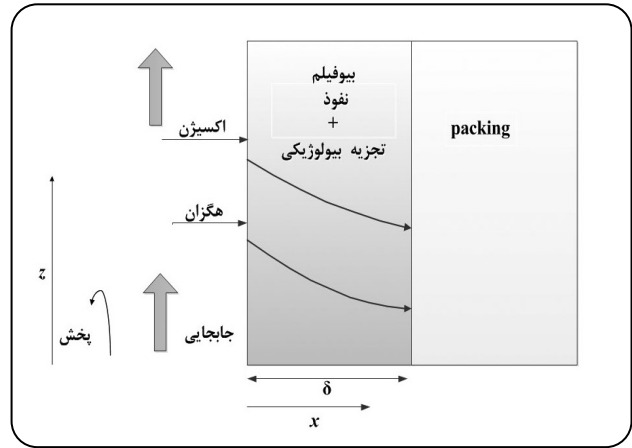
- اکسیژن

$$\varepsilon D \frac{\partial^2 C_O}{\partial z^2} - U_g \frac{\partial C_O}{\partial z} + D_{Oof} \frac{\partial S_j}{\partial x} \Big|_{x=0} A_s = \varepsilon \frac{\partial C_O}{\partial t} \quad (14)$$

شرایط مرزی و اولیه معادله‌های انتقال جرم در فاز گاز به شکل زیر می‌باشد:

$$d \text{At } z = 0, \quad \varepsilon D \frac{\partial C_j}{\partial z} = U_g \left(C_j \Big|_{o+} - C_{ji} \right) \quad (15)$$

$$\text{At } z = 0, \quad \varepsilon D \frac{\partial C_O}{\partial z} = U_g \left(C_O \Big|_{o+} - C_{Oi} \right) \quad (16)$$



شکل ۱- پدیده‌های در نظر گرفته شده در مدل ریاضی.

معادله‌های انتقال جرم در فاز فیلم زیستی و گاز

مدل ارائه شده که بر اساس موازنه جرم استوار است، شامل پدیده‌های جابه‌جایی و پخش در فاز گاز و نفوذ مولکولی و در نظر گرفتن اثر دما بر روی سرعت تجزیه زیستی در فاز فیلم زیستی در حالت ناپایا می‌باشد. معادله‌های موازنه جرم که بر اساس اطلاعات نگارنده برای اولین بار برای فیلتر زیستی قارچی ارائه شده، با افزودن جمله زمان به معادله‌های شریف‌الدین و همکاران [۱۶] که در حالت پایا ارائه شده بود، نوشته شده است. شکل ۱ پدیده‌های در نظر گرفته شده در مدل را نشان می‌دهد.

موازنه جرم در فاز بیوفیلم:

- هگزان

$$f(X_v) D_{jw} \frac{\partial^2 S_j}{\partial X^2} - \frac{X_F}{Y_j} \mu(S_j, S_O, T) = \frac{\partial S_j}{\partial t} \quad (1)$$

- اکسیژن

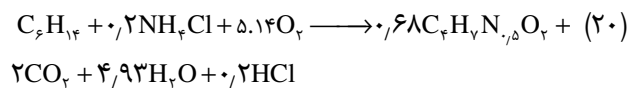
$$D_{Oof} \frac{\partial^2 S_O}{\partial X^2} - \frac{X_F}{Y_O} \mu(S_j, S_O, T) = \frac{\partial S_O}{\partial t} \quad (2)$$

با توجه به اینکه افزایش دمای بستر بالاتر از دمای بهینه باعث کاهش تجزیه زیستی می‌شود، با استفاده از معادله آرنیوس معادله سرعت واکنش به شکل زیر نوشته می‌شود:

$$\mu = \frac{\mu^*(T) S_j}{K_S + S_j} \frac{S_O}{K_O + S_O} \quad (3)$$

$$\mu^*(T) = \mu_{opt}^* \exp\left\{\frac{-E_a}{R} \left(\frac{1}{T_{opt}} - \frac{1}{T}\right)\right\} \quad (4)$$

و در مدل اعمال شده است. همچنین با توجه به عدددهای گزارش شده [۳] برای بازده هگزان (Y)، ماده عمومی تولید شده در واکنش‌های زیستی به دست آمده از فعل و انفعال قارچ‌ها به شکل $C_4H_7N_{0.5}O_2$ [۷] و ماده مغذی NH_4Cl مورد استفاده در آزمایش [۲۶] ضریب بازده اکسیژن (Y_O) از روش واکنش زیر محاسبه شده است.



با در دست بودن X_v , Y , r_{max} مقدار μ_{max} محاسبه شده که در جدول ۱ آمده است.

بخش محوری

انحراف از حالت جریان قالبی ایده آل به دلیل بروز پدیده پخش در بستر پر شده صورت می‌پذیرد. به علت غیر هم شکل و هم اندازه بودن آکنه‌های موجود در بستر و نبود امکان تقسیم یکنواخت خوراک به درون بستر، کانال‌ها و مناطق ساکنی در بستر تشکیل می‌شود که بر روی مخلوط شدن گاز درون فیلتر زیستی تأثیر می‌گذارد [۲۸، ۱]. ضریب پخش از روی آزمایش پخش زمان اقامت مطابق آنچه که *لوشپیل* [۲۹] ارایه نموده، با استفاده از یک ردیاب و اندازه گیری غلظت خروجی ماده مورد نظر در طول زمان و محاسبه‌های دیگر انجام می‌شود و به صورت یک پارامتر در معادله موازنه جرم در فاز گاز بستر وارد می‌شود.

در کار دیگری *زاروک* و *همکاران* [۲۸] به انجام آزمایش پخش زمان اقامت در یک بستر پر شده از پیت برای حذف تولوئن پرداخته و عدد پکلت را در بازه ۷،۴۵-۶،۰۳ به دست آورده و نتیجه گرفته‌اند که پخش محوری قابل اغماض نبوده و بایستی در مدل گنجانده شود. با توجه به زمان بر بودن این آزمایش و نبود داده‌های تجربی در مورد پخش محوری در بستر فیلتر زیستی مورد آزمایش، از معادله تجربی زیر که توسط *راتوین* [۳۰] برای محاسبه پخش محوری بر اساس تخلخل بستر، قطر پورکن و سرعت گاز درون بستر ارایه شده، در مدل مورد استفاده قرار گرفته که نتیجه محاسبه‌ها در جدول ۱ آمده است.

$$D = (0.45 + 0.55\varepsilon)D_{jA} + 0.5d_p U_g / \varepsilon \quad (21)$$

اثر دما بر روی ضریب نفوذ هگزان در فاز گاز با استفاده از معادله فولر که توسط *پری* [۳۱] ارایه شده، گنجانده شده است.

$$\text{At } z = H, \quad \frac{\partial C_j}{\partial z} = 0, \quad \frac{\partial C_O}{\partial z} = 0 \quad (17)$$

$$\text{At } t = 0, \quad C_j = C_j(0, z) \quad (18)$$

$$\text{At } t = 0, \quad C_O = C_O(0, z) \quad (19)$$

پارامترهای مدل

پارامترهای سینتیکی

مطالعه مقاله‌ها نشان می‌دهد که پارامترهای سینتیکی حذف هگزان در سامانه قارچی اندک بوده و اطلاعات کمی در دسترس می‌باشد. *اسپیگنو* و *فاوری* [۱] با استفاده از داده‌های آزمایشگاهی و همچنین اطلاعات به دست آمده از واحدهای عملی به تخمین پارامترهای سینتیکی ثابت نیمه اشباع (K_s)، ضریب بازده (Y)، سرعت بیشینه μ_{max} و سرعت تجزیه بیشینه r_{max} پرداخته و در مدل خود اعمال نموده‌اند. آنها به دلیل کافی نبودن آزمایش‌های سینتیکی برای به دست آوردن X_v ، Y ، کل پارامتر را به عنوان یک پارامتر $r_{max} (X_v \mu_{max} / Y =)$ در نظر گرفته و با استفاده از داده‌های آزمایشگاهی و سینتیک تجزیه موند، عدد ثابت نیمه اشباع و ظرفیت حذف بیشینه را به دست آورده‌اند.

در کار دیگری *فرناندز* و *همکاران* [۴] با استفاده از اندازه‌گیری کربن دی اکسید آزاد شده در آزمایش‌های سینتیکی، به تخمین پارامترهای سینتیک *هالدین* پرداخته‌اند. *شریف‌الدین* و *همکاران* [۲۷] مدلی برای حذف متانول در یک بستر فیلتر زیستی با در نظر گرفتن پتانسیل محدودیت اکسیژن و آلاینده در فیلم زیستی ارایه داده‌اند. براساس پیش بینی‌های به دست آمده از مدل و همچنین داده‌های آزمایشگاهی گزارش کرده‌اند که فرایند به‌وسیله نفوذ اکسیژن محدود شده است. آنها مفهوم ضخامت مؤثر فیلم زیستی را به‌عنوان فاصله‌ای از فصل مشترک هوا و فیلم زیستی که در آن غلظت اکسیژن یا آلاینده به صفر می‌رسد، در مدلسازی وارد نمودند. *شریف‌الدین* و *بالتریس* [۲۲] نشان دادند که در فرایند حذف مواد آب گریز به دلیل مقاومت بالای انتقال جرم و ضریب نفوذ پایین آن در فیلم زیستی در مقایسه با ماده آب دوستی مثل متانول، محدودیت اکسیژن کمتر بروز می‌نماید. روشن است که این محدودیت در غلظت‌های بالای آلاینده قابل دیدن باشد. با توجه به بازه غلظتی بالای مورد استفاده در آزمایش‌های مورد مطالعه، در این کار با استفاده از معادله سینتیکی موند و با در نظر گرفتن پتانسیل محدودیت اکسیژن [۱۶] و داده‌های سینتیکی به دست آمده توسط *اسپیگنو* و *فاوری* [۱]، سرعت واکنش تجزیه، محاسبه

$$\frac{D_{jA}(T_r)}{D_{jA}(T)} = \left(\frac{T_r}{T}\right)^{1.75} \quad (22)$$

ضریب توزیع هگزان در فاز گاز و فیلم زیستی

در اغلب مدل سازی‌ها، ضریب توزیع آلاینده هوا/ فیلم زیستی همان ضریب توزیع آلاینده هوا/ آب در نظر گرفته می‌شده که به وسیله قانون هنری بیان می‌شود [۲، ۱۶، ۳۲]. این فرض برای مواد آب دوست مانند الکل‌ها معقول به نظر می‌رسد، چرا که قسمت بیشتری از فیلم زیستی را آب تشکیل داده و حلالیت این دسته مواد در فیلم زیستی زیاد است. برای مواد آب گریز مانند هگزان استفاده از این نسبت منطقی به نظر نمی‌رسد، چرا که وجود میکروارگانیسم‌ها و لیپیدها در فیلم زیستی باعث حلالیت بیشتر آن می‌شود [۱۴]. فرناندز و همکاران [۴] با انجام آزمایش‌هایی ضریب توزیع هگزان در فیلم زیستی را ۰/۲ به دست آورده‌اند و نتیجه‌گیری نمودند که این مقدار از ثابت هنری هگزان در آب (۵۹) به مراتب پایین‌تر می‌باشد. مک کی [۳۳] روشی را برای به دست آوردن ضریب توزیع مواد آب گریز در یک محیط ارایه نموده است. در این روش با استفاده از میزان کربن آلی موجود در محیط، دانسیته محیط، ضریب توزیع آلاینده در سامانه اکتانل و آب و ثابت هنری می‌توان ضریب توزیع آلاینده در سامانه هوا / فیلم زیستی را محاسبه نمود. با استفاده از روابط داده شده توسط مک کی [۳۳] و ضریب‌های توزیع اکتانل / آب و هوا/ آب که در منابع گزارش شده [۳۴]، ضریب توزیع هگزان در سامانه هوا/ فیلم زیستی در بازه دمایی °C ۳۰-۴۵-۰/۳۷-۰/۱۹ به دست می‌آید که با عدد ۰/۲ گزارش شده توسط فرناندز و همکاران [۴] که در این مقاله نیز استفاده شده مطابقت دارد.

ضریب نفوذ اکسیژن و هگزان در فیلم زیستی

ضریب نفوذ مؤثر مواد در فیلم زیستی دانسیته سلولی تأثیر می‌پذیرد [۳۶، ۳۵] و از مقدار آن در آب به‌طور چشمگیری کوچکتر است. بیشاپ و ژانگ [۳۵] نشان داده‌اند که ضریب نفوذ مؤثر مواد آلی در ابتدای لایه فیلم زیستی % ۸۱-۶۸ و در انتهای فیلم زیستی % ۳۵-۴۵ مقدار آن در آب می‌باشد. محسنی و آلن [۳۷] برای حذف آلفاینن با استفاده از دانسیته سلولی گزارش شده توسط شریف‌الدین و همکاران [۲۷]، ضریب نفوذ مؤثر را % ۴۰ مقدار آن در آب به دست آورده‌اند. در اینجا نیز از همین نسبت و با استفاده از ضریب نفوذ هگزان در آب [۳۱] ضریب نفوذ مؤثر، به دست آمده است.

جدول ۱- پارامترهای مورد استفاده در مدل.

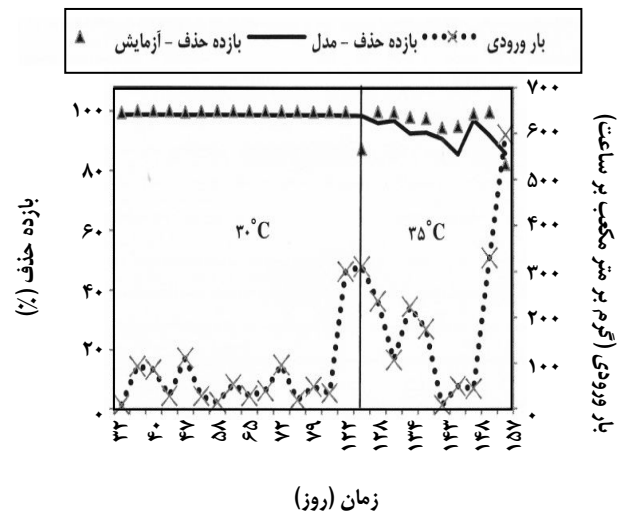
| پارامتر | مقدار | واحد | مرجع |
|----------------|------------------|-------------|----------|
| A_s | ۷۶۰ | m^2/m^2 | همین کار |
| δ | ۳۵ | μm | [۱۶] |
| ε | ۰/۴۵ | - | [۲۶] |
| $f(X_v)$ | ۰/۴ | - | [۳۵] |
| X_v | ۱۰۰ | kg/m^3 | [۱۶] |
| m_j | ۰/۲ | - | [۴] |
| m_o | ۳۴/۴ | - | [۱۶] |
| D_{jA} | $5/76e-6$ | m^2/s | [۳۱] |
| D | $(1/07-2/38)e-5$ | m^2/s | [۲۹] |
| D_{jw} | $1/85e-9$ | m^2/s | [۱۶] |
| D_{obf} | $2/41e-9$ | m^2/s | [۲۶] |
| C_{ji} | ۰/۶-۲۰/۷ | g/m^3 | [۲۶] |
| C_{oi} | ۲۷۵ | g/m^3 | [۱۶] |
| K_o | ۰/۲۶ | g/m^3 | [۱۹] |
| μ^*_{opt} | $2/16e^{-4}$ | s^{-1} | [۳، ۱۶] |
| Γ_{max} | ۹۵۰۰۰ | $g/m^2/h$ | [۲۶] |
| K_s | ۱۷/۴ | g/m^3 | [۲۶] |
| T_{opt} | ۳۰ | $^{\circ}C$ | [۲۶] |
| T | ۳۰-۴۵ | $^{\circ}C$ | [۲۶] |
| U_g | $0/0023-0/0068$ | m/s | [۲۶] |
| θ | ۱/۱۸ | - | همین کار |
| H | ۰/۷۵ | m | [۲۶] |
| d_p | ۲-۳ | mm | [۲۶] |
| d | ۹/۹ | cm | [۲۶] |

جین و همکاران [۲۱] با در نظر گرفتن سینتیک درجه صفر و یک و با استفاده از داده‌های تجربی، θ را بین ۱/۰۲۴-۱/۱۵ برای بارهای پایین آلفا پینن به دست آوردند. همچنین مطالعه نشان می‌دهد که سطح ویژه بین ۶۰۰-۱۳۰ متر مربع بر متر مکعب توسط پژوهشگران پیشین [۳۹، ۳۸، ۲۵، ۲۴، ۲] استفاده یا به دست آمده است. بر این اساس بازه θ بین ۱/۰-۱/۲۴ و سطح بین ۳۰۰-۹۰۰ متر مربع بر متر مکعب فرض شده و با استفاده از روش حل پارامتری نرم افزار کمسول مولتی فیزیک، غلظت‌های خروجی مدل، به دست آمده و مجموع مربع‌های خطا بین مدل و اعداد آزمایشگاهی در حالت پایدار به صورت تابعی از θ و A_s محاسبه شده است و سپس سطح ویژه (A_s) و θ از روش کمینه نمودن مجموع مربع‌های خطای بین غلظت پیش بینی شده توسط مدل و داده‌های تجربی تخمین زده شده است.

نتیجه‌ها و بحث

در شکل ۲ بازه حذف واقعی و پیش بینی شده بوسیله مدل و همچنین میزان بار ورودی در حالت بار گذاری نا پیوسته در بازه دمای ۳۰-۳۵ درجه سانتی گراد نشان داده شده است. همانگونه که دیده می‌شود تطابق بسیار خوبی بین مدل و آزمایش در این بازه دمایی برقرار می‌باشد و با خطای بیشینه ۱۲ درصد، رفتار فیلتر زیستی را پیش بینی می‌نماید. میزان بازه حذف در دمای ۳۵ درجه سانتی گراد نسبت به دمای ۳۰ درجه سانتی گراد اندکی کاهش یافته است. این موضوع در روزهای اول به دلیل تغییر شرایط محیطی برای میکروارگانیسم‌ها بوده است. در این شرایط، مدل بازه حذف را بالاتر از مقدار واقعی محاسبه کرده است. در روزهای انتهایی با توجه به سازگار شدن میکروارگانیسم‌ها به شرایط جدید، دیده می‌شود که با وجود افزایش بار تا ۵۹۷ گرم بر مترمکعب بر ساعت باز هم تطابق خوبی بین مدل و آزمایش برقرار می‌باشد.

از روز ۱۵۸ ام، فاز سوم آزمایش آغاز شده و دمای بستر روی 40°C تنظیم شده است. ابتدا بستر با بار ورودی پایین مورد آزمایش قرار گرفت و به تدریج تا ۲۸۴ گرم بر مترمکعب بر ساعت بالا برده شد. همانگونه که در شکل ۳ نشان داده شده است، هم زمان با افزایش بار در روزهای نخستین انحراف بین مدل و آزمایش بیشتر شده، هر چند که مدل شکل کلی کاهش بازه را همانند آنچه در عمل اتفاق می‌افتد را نشان داده است. دلیل این انحراف را می‌توان به سازگار شدن



شکل ۲- مقایسه بازه حذف مدل و آزمایش در حالت بارگذاری نا پیوسته در دمای ۳۰-۳۵ درجه سانتیگراد.

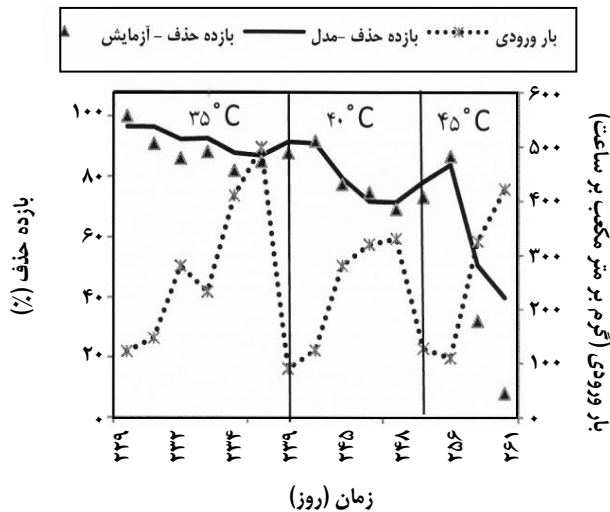
اسپیگنو و فاوری [۱] کار همانندی در مدلسازی هگزان در سامانه قارچی انجام داده اند. ضریب نفوذ مؤثر اکسیژن در فیلم زیستی از اعداد گزارش شده توسط شریف الدین و همکاران [۱۶] که با استفاده از ضریب نفوذ اکسیژن در آب و ضریب تصحیح فن و همکاران [۳۶] محاسبه نموده، استفاده شده است.

حل معادله‌ها

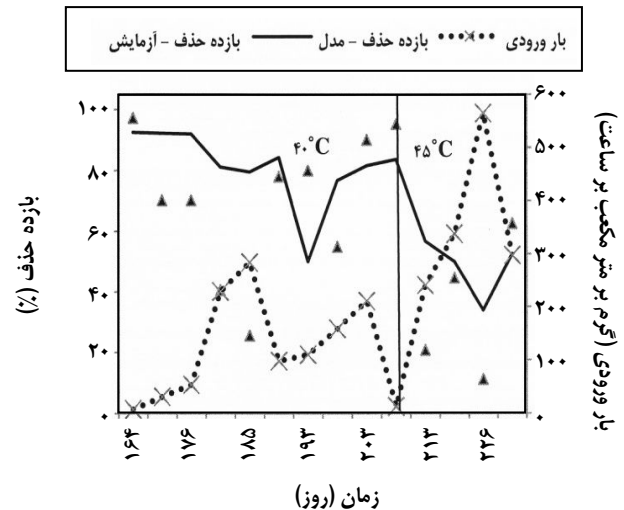
مدل شامل تعدادی معادله دیفرانسیل پاره‌ای غیر خطی و متغیر با زمان می‌باشد. با توجه به اینکه شار انتقال جرم در مرز فیلم زیستی وارد معادله‌های انتقال جرم فاز گاز و همچنین غلظت فاز گاز وارد شرط مرزی معادله‌های فاز فیلم زیستی می‌شود، معادله‌ها در دو فاز به طور کامل به همدیگر وابسته می‌باشند. در حل معادله‌های به دست آمده، از نرم افزار کمسول مولتی فیزیک^(۱) که برای مدل سازی و حل معادله‌های پاره‌ای مسایل مهندسی نوشته شده، استفاده شده است.

معادله‌های فاز گاز دارای اندازه‌های t و z و معادله‌های فاز فیلم زیستی دارای اندازه‌های x و z و t می‌باشند. در حقیقت فاز فیلم زیستی متشکل از تعداد زیادی مدل یک بعدی در امتداد بستر می‌باشد که در کنار هم قرار گرفته و هندسه دو بعدی را تشکیل می‌دهد. با توجه به گرادیان بالاتر انتقال جرم در مرز گاز و فیلم زیستی به منظور دقت بالاتر جواب معادله‌ها و تسریع در همگرا شدن، در مرز فیلم زیستی از مش بندی با اندازه پایین تر استفاده شده است.

(۱) Comsol multiphysics



شکل ۴- مقایسه بازده حذف مدل و آزمایش در حالت بارگذاری پیوسته در دمای ۳۵ - ۴۵ درجه سانتیگراد.



شکل ۳- مقایسه بازده حذف مدل و آزمایش در حالت بارگذاری ناپیوسته در دمای ۴۰ - ۴۵ درجه سانتیگراد.

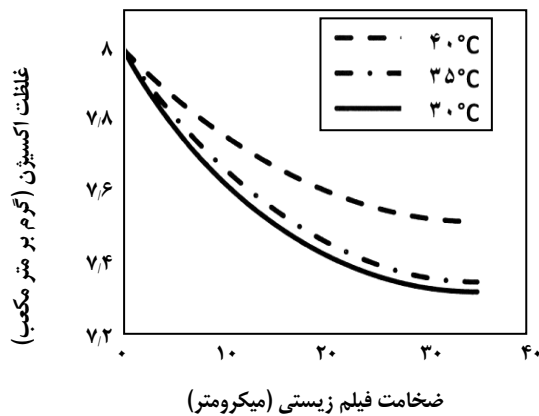
با محیط رفتار فیلتر زیستی را در بارهای پایین تر از ۳۰۰ گرم بر مترمکعب بر ساعت با خطای ۱۶ درصدی پیش بینی نماید. دمای ۴۵ درجه سانتیگراد هم بر فعالیت و رشد میکرو ارگانیسمها اثر معکوس داشته و هم عملیات انتقال جرم را تحت تأثیر قرار می‌دهد. در نظر نگرفتن ضریب توزیع هگزان در فاز گاز/ فیلم زیستی به دلیل نبود وجود داده‌های آزمایشی یکی از عوامل خطا محسوب می‌شود. چرا که هگزان ماده‌ای با نقطه جوش پایین بوده و افزایش دما به شدت این ضریب توزیع را بر هم می‌زند.

از روز ۲۲۸ آزمایش بارگذاری پیوسته در دماهای ۳۰، ۴۰ و ۴۵ درجه سانتیگراد برای بارهای ورودی متفاوت آغاز شده است. همانگونه که در شکل ۴ نشان داده شده است، انطباق بین نتیجه‌های به دست آمده از مدل و آزمایش در بازه دمای ۳۵-۴۰ درجه سانتیگراد با حداکثر خطای ۷ درصد بر قرار می‌باشد. بارگذاری دایم و ۲۴ ساعته، فیلتر زیستی را به یک حالت پایدار رسانده و به علت ثابت ماندن شرایط زیستی برای میکروارگانیسمها و زمان به نسبت خوب برای انطباق، منجر به ثابت شدن پارامترهای سینتیکی و سرانجام نزدیک شدن نتیجه‌های مدل و آزمایش به همدیگر شده است. در مرحله‌ی هفتم که آزمایش بارگذاری پیوسته در دمای ۴۵ درجه سانتیگراد صورت گرفته، در بارهای پایین مدل به خوبی رفتار واقعی فیلتر زیستی را پیشگویی نموده است ولی افزایش بار به همان دلایلی که در مرحله چهارم به آن اشاره شد باعث افزایش خطای بین مدل و آزمایش شده است.

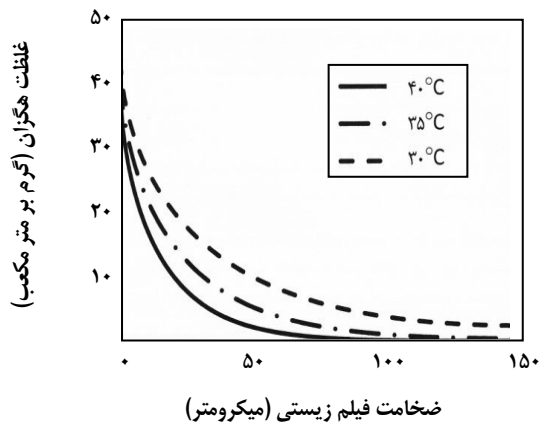
میکروارگانیسمها به محیط با دمای ۳۵ درجه سانتیگراد ذکر نمود که افزایش دما باعث بر هم زدن این تطابق شده است و نیازمند زمان بیشتری برای رسیدن به حالت پایدار و تطابق با محیط جدید می‌باشد. به دلیل ثابت انگاشتن پارامترهای سینتیکی در مدل ارایه شده و در نظر نگرفتن تغییرهای آن در حالت انتقالی، مدل با خطای مثبت بالا بازده حذف را پیش‌گویی نموده است. با توجه به کاهش بازده، فردوسی و همکاران [۲۶] بار ورودی به بستر را کاهش دادند تا عملیات سازگاری میکروارگانیسمها با محیط جدید صورت گیرد. تحت این شرایط انطباق به نسبت خوبی بین مدل و آزمایش برقرار می‌شود.

به طور کلی نتیجه‌های این فاز نشان می‌دهند که در روزهای واپسین آزمایشها به دلیل سازگاری بهتر میکروارگانیسمها به شرایط زیستی جدید، انطباق خوبی بین مطالعه نظری و عمل برقرار شده است.

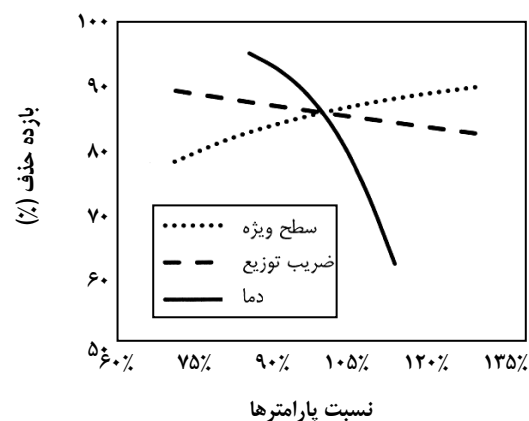
از روز ۲۰۴ رفتار فیلتر زیستی در دمای ۴۵ درجه سانتیگراد مورد ارزیابی قرار گرفته است. در روزهای نخست مطابق آنچه بیشتر به آن اشاره شد، به افزایش خطای مثبت بین مقدار نظری و آزمایش منجر شده است. افزایش بیشتر بار ورودی به ۵۶۵ گرم بر مترمکعب بر ساعت به چشمگیر شدن میزان خطا منجر شده است. علت این امر می‌تواند مربوط به اثر بازدارندگی غلظت در توده زیستی باشد که در مدل گنجانده نشده است. نتیجه‌ها نشان دهنده آن است که در این شرایط مدل می‌تواند پس از سازگاری موجودات زنده



شکل ۵ - غلظت اکسیژن در فیلم زیستی (غلظت ورودی ۱۳ گرم بر مترمکعب و دبی ۰/۱۸ مترمکعب بر ساعت).



شکل ۶ - غلظت هگزان در فیلم زیستی (غلظت ورودی ۱۳ گرم بر مترمکعب و دبی ۰/۱۸ مترمکعب بر ساعت).



شکل ۷- اثر پارامترهای گوناگون بر بازده حذف (غلظت ورودی ۱۳ گرم بر مترمکعب و دبی ۰/۱۸ مترمکعب بر ساعت).

اثر بارگذاری ناپیوسته برای مواد دیگر توسط برخی پژوهشگران پیشین نیز مورد بررسی قرار گرفته است. متریس و همکاران [۳۹] رفتار فیلتر زیستی حذف تولوئن و زایلین را مورد آزمایش قرار دادند. آنها که از اندازه گیری کربن دی اکسید به عنوان معیار واکنش زیستی استفاده نمودند، نتیجه گیری کردند که در تغییرهای کم بار ورودی، مدل ارایه شده توسط ایشان به خوبی غلظت خروجی را پیش بینی می نماید ولی در شرایط پر تنش از قبیل قطع و وصل خوراک ورودی، مدل ارایه شده، بازده حذف را از مقدار واقعی آن بزرگتر پیش بینی می کند.

در شکل ۵ با استفاده از نتیجه های شبیه سازی، غلظت اکسیژن در فیلم زیستی، در غلظت ورودی ۱۳ گرم بر مترمکعب و شدت ۰/۱۸ متر مکعب بر ساعت در دماهای گوناگون رسم شده است. همانگونه که از نتیجه ها بر می آید در این شرایط نفوذ اکسیژن به عنوان محدود کننده واکنش محسوب نمی شود بلکه این سرعت واکنش است که محدود کننده ی تجزیه زیستی به حساب می آید. در غلظت و شدت جریان مورد اشاره و در ضخامت فیلم زیستی ۱۵۰ میکرومتر با استفاده از نتیجه های مدل، غلظت هگزان در فیلم زیستی در بازه دمای ۳۰-۴۰ به دست آمده که در شکل ۶ نمایش داده شده است. همانگونه که از شکل بر می آید کاهش دما باعث شده که تجزیه زیستی از محدودیت سرعت واکنش به محدودیت نفوذ تبدیل شود به طوری که در دمای ۳۰ درجه سانتی گراد و در عمق بالاتر از ۱۰۰ میکرون قسمتی از فیلم زیستی به صورت غیر فعال باقی مانده است. افزایش دما منجر می شود غیر فعال شدن فیلم زیستی در ضخامت های بالاتری اتفاق افتد. این موضوع به دلیل در نظر گرفتن اثر دما در معادله سرعت واکنش مربوط می شود.

با استفاده از آزمون حساسیت به بررسی اثر پارامترهای گوناگون بر روی عملکرد فیلتر زیستی در دبی ورودی ۰/۱۸ متر مکعب در ساعت، غلظت ۱۳ گرم بر متر مکعب و دمای ۳۰ درجه سانتی گراد، پرداخته شده است که نتیجه ها در شکل ۶ نشان داده شده است. محور افقی درصد تغییر پارامتر نسبت به میزان اولیه آن می باشد. همانگونه که در شکل نشان داده شده است کاهش سطح ویژه و افزایش ضریب توزیع هگزان باعث افت بازده حذف شده است و برای ثابت ماندن راندمان نیاز است که از طول بزرگتری از بستر استفاده شود که خود باعث افزایش افت فشار در بستر می شود. با توجه به اینکه سامانه های قارچی نسبت به سامانه های باکتری دارای سطح ویژه بالاتر و ضریب توزیع کوچکتری برای مواد آب گریز می باشند اهمیت و نقش آنها را در تجزیه

نتیجه‌های به دست آمده از تجزیه حساسیت، نقش دما را پررنگ‌تر از دیگر پارامترها بر روی عملکرد فیلتر زیستی نشان می‌دهد. همچنین کاهش ضریب توزیع و افزایش سطح ویژه منجر به بهبود راندمان فیلتر زیستی می‌شود و این نکته مؤثر بودن چارچ‌ها را برای حذف مواد آب‌گریز نشان می‌دهد. به عنوان نتیجه پایانی اشاره به این نکته لازم است که با توجه به اینکه دمای بهینه فعالیت میکروارگانیسم‌ها به‌طور معمول در دمای بین ۳۰-۴۰ درجه سانتیگراد می‌باشد و افزایش دما باعث کاهش بازده حذف می‌شود، مدل ارائه شده در این بازه دمایی می‌تواند به عنوان ابزار مناسبی برای طراحی مورد استفاده قرار گیرد.

نمادها

| | |
|------------------------|--|
| As | سطح ویژه |
| C _j | غلظت هگزان درون بستر |
| C _j (0,z) | شرط اولیه غلظت هگزان |
| C _O | غلظت اکسیژن درون بستر |
| C _O (0,z) | شرط اولیه غلظت اکسیژن |
| D | ضریب پخش گاز درون بستر |
| D _{JA} | ضریب نفوذ هگزان در هوا |
| D _{JW} | ضریب نفوذ هگزان در فیلم زیستی |
| D _{obf} | ضریب نفوذ اکسیژن در فیلم زیستی |
| Ea | انرژی فعال‌سازی واکنش زیستی |
| EC | ظرفیت حذف هگزان |
| f(Xv) | نسبت ضریب نفوذ هگزان در فیلم زیستی به آب |
| H | ارتفاع بستر |
| K _O | ثابت اثر اکسیژن در سینتیک واکنش |
| K _S | ثابت نیمه اشباع در سینتیک واکنش |
| m | عدد ثابت |
| m _J | ضریب توزیع هگزان در هوا/ فیلم زیستی |
| m _O | ضریب توزیع اکسیژن در هوا/ فیلم زیستی |
| r _{max} | سرعت تجزیه زیستی بیشینه |
| R | ثابت جهانی گازها |
| RE | بازده حذف بستر |
| S _j | غلظت هگزان در فیلم زیستی |
| S _j (0,x,z) | مقدار اولیه هگزان در فیلم زیستی |
| S _O | غلظت اکسیژن در فیلم زیستی |

این نوع آلاینده‌ها به خوبی نشان می‌دهد. روشن است که دما نیز اثر به‌سزایی بر روی عملکرد فیلتر زیستی داشته و کنترل عملیاتی دمای بهینه در بهره‌برداری از این سامانه‌ها حیاتی می‌باشد. پژوهشگران دیگری نیز عملکرد فیلتر زیستی را نسبت به تغییرهای پرودی بار ورودی مدل نموده‌اند. فاتیکس و آلن [۳۶] مدلی برای تعیین رفتار فیلتر زیتسی حذف آلفا پینن نسبت به تغییرهای پرودی غلظت ورودی ارائه نمودند. آنها که از داده‌های سینتیکی به دست آمده از یک فیلتر زیستی غلظت ثابت و در حالت پایدار استفاده کرده بودند، نتیجه‌گیری کردند که این مدل می‌تواند برای تغییرهای غلظت در فاصله‌های زمانی کوتاه در حد دقیقه و ساعت به خوبی رفتار فیلتر زیستی را پیش‌بینی نماید. ولی همچنان که این پسامدها طولانی‌تر می‌شود اختلاف بین مقدارهای به دست آمده از آزمایش‌های و مدل زیاد تر می‌شود. آنها این اختلاف را به تغییر پارامترهای سینتیکی مدل در وضعیت بارگذاری ناپیوسته و عدم لحاظ نمودن در مدل مربوط دانستند.

نتیجه‌گیری

نتیجه‌های به دست آمده از این پژوهش نشان می‌دهد که مدل ریاضی ارائه شده در حالت بارگذاری پیوسته در بازه دمای ۳۵-۴۰ درجه سانتیگراد و در حالت بارگذاری ناپیوسته در بازه دمای ۳۰-۳۵ درجه سانتیگراد، به علت پایداری شرایط رشد و فعالیت میکروارگانیسم‌ها، به خوبی عملکرد فیلتر زیستی را پیشگویی می‌نماید. همچنین در حالت بارگذاری ناپیوسته با تغییر دمای بستر از ۳۰ به ۳۵ درجه سانتیگراد باعث شده است در روزهای نخست، پیش‌بینی‌های مدل از داده‌های آزمایشگاهی انحراف زیاد داشته باشد و در روزهای میانی به دلیل سازگاری میکروارگانیسم‌ها به شرایط جدید، تطابق بهتری بین نتیجه‌ها برقرار شود. به دلیل اثر منفی دمای ۴۵ درجه سانتیگراد بر فعالیت میکروارگانیسم‌ها و ضریب توزیع هگزان در هوا/ بیوفیلم و در نظر نگرفتن این اثر در مدل ارائه شده، انطباق نتیجه‌ها فقط در بارهای پایین ورودی برقرار بوده و نتیجه‌ها حتی در حالت بارگذاری پیوسته از یکدیگر انحراف زیاد دارند.

با توجه به نتیجه‌های شبیه‌سازی این نکته آشکار شد که در شرایط مورد آزمایش و پارامترهای به کار رفته، واکنش در اثر نفوذ اجزای محدود نشده، بلکه این سرعت واکنش است که به‌عنوان محدود کننده نرخ تجزیه زیستی محسوب می‌شود.

| | | | |
|---------------|--|--------------|----------------------------------|
| δ | ضخامت فیلم زیستی | $S_O(0,x,z)$ | مقدار اولیه اکسیژن در فیلم زیستی |
| ε | تخلخل بستر | T | دمای بستر |
| θ | ثابت - نشان‌دهنده اثر دما بر واکنش تجزیه | T_{opt} | دمای بهینه واکنش زیستی |
| μ | سرعت واکنش تجزیه | t | بعد زمان |
| μ^* | ثابت سرعت رشد ویژه | U_g | سرعت گاز درون بستر |
| μ^{*opt} | ثابت سرعت رشد ویژه در دمای بهینه | x | موقعیت درون فیلم زیستی |
| μ_{max} | سرعت رشد ویژه بیشینه | X_v | دانسیته فیلم زیستی |
| | | Y_j | ضریب بازده زیستی بر مبنای هگزان |
| | | Y_O | ضریب بازده زیستی بر مبنای اکسیژن |
| | | z | موقعیت در امتداد بستر |

تاریخ دریافت: ۱۳۸۸/۱۲/۲۷ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۸۹/۹/۲۲

مراجع

- [1] Spigno G, De Faveri D.M. Modeling of a Vapor-Phase Fungi Bioreactor for the Abatement of Hexane: Fluid Dynamics and Kinetic Aspects, *Biotechnol. Bioeng.*, **89**, p. 319 (2005).
- [2] Dorado A.D., Baquerizo G., Maestre J.P., Gamisans X., Gabriel D., Lafuente J., Modeling of a Bacterial and Fungal Biofilter Applied to Toluene Abatement: Kinetic Parameters Estimation and Model Validation, *Chem. Eng. J.*, **140**, p. 52 (2008).
- [3] Vergara-Fernandez A., Hernandez S., Revah S., Phenomenological Model of Fungal Biofilters for the Abatement of Hydrophobic VOCs, *Biotechnol. Bioeng.*, **101**, p. 1182 (2008).
- [4] Vergara-Fernandez A., Van Haaren B., Revah S., Phase Partitioning of Gaseous Surface Hydrophobicity of *Fusarium Solani* When Grown in Liquid and Solid Media with Hexanol and Hexane, *Biotechnol. Lett.*, **28**, p. 2011 (2006).
- [5] Devinny J.S., Deshusses M.A., Webster T.S., "Biofiltration for Air Pollution Control" Boca Raton, FL: Lewis Publishers, (1999).
- [6] Van Groenestijn J.W., Kraakman N.J., Recent Developments in Biological Waste Gas Purification in Europe., *Chem. Eng. J.*, **113**, p. 85 (2005).
- [7] Shareefdeen Z., Singh A., "Biotechnology for Odor and Air Pollution Control", Springer -Verlag Berlin Heidelberg, (2005).
- [8] Cox H, Moerman R.E., van Baalen S., van Heiningen W.N.M., Doddema H.J., Harder W., Performance of a Styrene-Degrading Biofilter Containing the Yeast *Exophiala Ueanselmei*, *Biotechnol. Bioeng.*, **53**, p. 259 (1997).
- [9] Van Groenestijn J.W., Liu J.X., Removal of Alpha-Pinene from Gases Using Biofilters Containing Fungi, *Atmos Environ.*, **36**, p. 5501 (2002).
- [10] Braun-Lüllemann A., Aajcherczyk A., Hüttermann A., Degradation of Styrene by White-Rot Fungi, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **47**, p. 150 (1997).

- [11] Garcia-Pena E.I., Hernandez S., Favela-Torres E., Auria R., Revah S., Toluene Biofiltration by the Fungus, *Scedosporium apiospermum TBI*. *Biotechnol Bioeng.*, **76**, p. 61 (2001).
- [12] Woertz J.R., Kinney K.A., Szaniszló P.J., A Fungal Vapor-Phase Bioreactor for the Removal of Nitric Oxide from Waste Gas Streams, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, **51**, p. 895 (2001).
- [13] Kennes C., Veiga M.C., "Bioreactors for waste gas treatment" Dordrecht, Boston: Kluwer Academic Publishers, (2001).
- [14] Spigno G., Pagella C., Fumi M.D., Molteni R., De Faveri DM., VOCs Removal from Waste Gases: Gas-Phase Bioreactor for the Abatement of Hexane by *Aspergillus niger*., *Chem. Eng. Sci.*, **58**, p. 739 (2003).
- [15] Kennes C., Veiga M.C., Fungal Biocatalysts in the Biofiltration of VOC Polluted Air, *J. Biotechnol.*, **113**, p. 305 (2004).
- [16] Shareefdeen Z., Shaikh A.A., Ahmed A., Steady-State Biofilter Performance under Non-Isothermal Conditions, *Chem. Eng. Process.*, **48**, p. 1040 (2009).
- [17] Corsi R.L., Seed L., Biofiltration of BTEX: Media, Substrate and Loading Effects, *J. Environ. Prog.*, **14**, p. 151 (1995).
- [18] Leson G., Winer A.M., Biofiltration: An Innovative Air Pollution Control Technology for VOC Emissions, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, **41**, p. 1045 (1991).
- [19] Xiao-Qiang C., Xue-Min H., Guang-Da M., Influence Factors of Treating Waste Gas Containing Benzene and Toluene with Fungi-Biofilter, *Chinese J. Environ. Sci.*, **28**, p. 1873 (2007).
- [20] Lu C.S., Lin M.R., Chu C.H., Temperature Effects of Trickle-Bed Biofilter for Treating BTEX Vapors, *J. Environ. Eng.*, **125**, p. 775 (1999).
- [21] Jin Y., Guo L., Veiga M.C., Kennes C., Fungal Biofiltration of α -Pinene: Effects of Temperature, Relative Humidity, and Transient Loads., *Biotechnol. Bioeng.*, **96**, p. 433 (2007).
- [22] Zarook S.M., Baltzis B.C., Biofiltration of Toluene Vapor under Steady State and Transient Conditions: Theory and Experimental Results, *Chem. Eng. Sci.*, **49**, p. 4347 (1994).
- [23] Hodge D.S., Devinny J.S., Modeling Removal of Air Contaminants by Biofiltration, *J. Environ. Eng.*, **121**, p. 21 (1995).
- [24] Deshusses M.A., Hamer G., 1. J. Dunn. Behavior Ofbiofilters for Waste Air Biotreatment. 2. Experimental Evaluation of a Dynamic Model, *Environ. Sci. Technol.*, **29**, p. 1059 (1995).
- [25] Zarook S.M., Shaikh A.A., Ansar Z., Baltzis B.C., Biofiltration of Volatile Organic Compound (VOC) Mixtures under Transient Conditions, *Chem. Eng. Sci.*, **52**, p. 4135 (1997).
- [۲۶] میلاد فردوسی، بررسی اثر دما و سیستم‌های هوادهی پیوسته و ناپیوسته در حذف آلاینده‌های آلی در فرایند بیوفیلتراسیون، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه صنعتی امیرکبیر، اردیبهشت ۱۳۸۹
- [27] Zarook S.M., Baltzis B.C., Oh Y-S, Bartha R., Biofiltration of Methanol Vapor, *Biotechnol. Bioeng.*, **41**, p. 512 (1993).

- [28] Zarook S.M., Shaikh A.A., Ansar Z., Baltzis B.C., Axial Dispersion in Biofilters, *Biochem. Eng. J.*, **1**, p. 77 (1998).
- [29] Levenspiel O., "Chemical Reaction Engineering" (3rd edition). New York: John Wiley & Sons, Inc., (1999).
- [30] Ruthven D.D.M., "Principles of Adsorption and Adsorption Processes". New York: John Wiley & Sons, Inc., pp. 134-213 (1984).
- [31] Perry R.H., Green D.W., "Perry's Chemical Engineers' Handbook" (7th ed.). New York: McGraw-Hill, Inc., (1997).
- [32] Spigno G., Zilli M., Nicoletta C., Mathematical Modeling and Simulation of Phenol Degradation in Biofilters, *Biochem. Eng. J.*, **19**, p. 267 (2004).
- [33] Mackay D., "Multimedia Environmental Models: the Fugacity Approach", Lewis Publishers. Michigan, (1991).
- [34] Staudinger J., Roberts P.V., A Critical Compilation of Henry's Law Constant Temperature Dependence Relations for Organic Compounds in Dilute Aqueous Solutions, *Chemosphere*, **44**, p. 561 (2001).
- [35] Zhang T.C., Bishop P.L., Evaluation of Tortuosity Factors and Effective Diffusivities in Biofilm, *Water Res.*, **28**, p. 2279 (1994).
- [36] Fan L.S., Leyva-Ramos R., Wisecarver K.D., Zehner B.J., Diffusion of Phenol Through a Biofilm Grown on Activated Carbon Particles in a Draft-Tube Three-Phase Fluidizedbed Bioreactor, *Biotechnol. Bioeng.*, **35**, p. 279 (1990).
- [37] Mohseni M., Grant Allen D., Biofiltration of Mixtures of Hydrophilic and Hydrophobic Volatile Organic Compounds, *Chem Eng Sci.*, **55**, p. 1545 (2000).
- [38] Dirk-Faitakis C., Allen D.G., Biofiltration of Cyclic Air Emissions of α -Pinene at Low and High Frequencies, *J. Air and Waste Manag. Assoc.*, **53**, p. 1373 (2003).
- [39] Metris A., Gerrard A.M., Cumming R.H., Weigner P., Paca J., Modelling Shock Loadings and Starvation in the Biofiltration of Toluene and Xylene, *Chem. Technol. Biotechnol.*, **76**, p. 565 (2001).