

Kinetics of Co-Biodegradation of *N*-Hexane and Methanol Vapors in the Presence of a Non-Aqueous Phase by an Isolated Microbial Culture from Activated Sludge

Sina Keramati, Seyed Morteza Zamir*

Department of Biochemical Engineering, Faculty of Chemical Engineering, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran

Introduction: Volatile Organic Compounds (VOCs), despite their small share in the atmospheric pollutants, are the main cause of environmental problems and human health risks. In the biological processes, all the pollution is converted into carbon dioxide and biomass. A large number of industries discharge a mixture of pollutants such as *n*-hexane and methanol into the atmosphere. The different chemical and physical properties of these materials affect the rate of biological degradation and their removal efficiency by a specific microbial population. Among these properties, the solubility of each component may affect the interaction between the compounds during the biodegradation of the *n*-hexane/methanol mixture. To overcome the limitation of mass transfer and the low solubility of hydrophobic VOCs such as *n*-hexane in the water phase, it has been reported to be useful to add a non-aqueous phase (NAP) to the culture medium to absorb the hydrophobic compound. According to the previous researches, it is clear that the presence of silicone oil as an NAP has a positive effect on the simultaneous removal efficiency of methanol as a hydrophilic and *n*-hexane as a hydrophobic pollutant. However, its effect on the kinetic of biodegradation of VOCs is not well known. Therefore, this study aims to determine the effect of different volume fractions of silicone oil on the kinetics of simultaneous biodegradation of *n*-hexane and methanol.

Material and methods: *n*-hexane ($5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$) was selected as a hydrophobic pollutant, methanol ($1 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$) as a hydrophilic pollutant, and silicone oil as the NAP. Microbial consortium used in this research is a mixed culture that was isolated from the adapted activated sludge from the return sludge flow of Unit No. 6 of the South Tehran Wastewater Treatment Plant. A gas chromatography (GC) device equipped with a capillary column and flame ionization detector (FID) was used to measure the concentrations of *n*-hexane and methanol. To measure the concentration of carbon dioxide, a thermal conductivity detector (TCD) was used. To measure the biomass concentration a spectrophotometer was used to determine the optical density (OD) of the samples.

Results and discussion: The specific degradation rate (SDR) of methanol decreased from $1.42 \text{ mg}_{\text{methanol}}\cdot(\text{g}_{\text{biomass}}\cdot\text{day})^{-1}$ to $1.08 \text{ mg}_{\text{methanol}}\cdot(\text{g}_{\text{biomass}}\cdot\text{day})^{-1}$ by increasing the volume fraction of silicone oil from 1% to 20% *v/v*. In contrast, when volume fraction of silicone oil reached to 10% *v/v*, the SDR of *n*-

* Corresponding Author Email Address: zamir@modares.ac.ir

hexane increased from 17.5 ($\text{mg}_{\text{hexane}} \cdot (\text{g}_{\text{biomass}} \cdot \text{day})^{-1}$) to 21 ($\text{mg}_{\text{hexane}} \cdot (\text{g}_{\text{biomass}} \cdot \text{day})^{-1}$). Further Increasing in the volume fraction of silicone oil up to 20% v/v did not have much effect on the SDR of *n*-hexane. The kinetics of *n*-hexane biodegradation followed the Michaelis-Menten model. The addition of 1 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ of methanol to the culture medium had a negative effect on the SDR of *n*-hexane, and the presence of methanol increased the K_s value to 21 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ and decreased the maximum SDR of *n*-hexane from 141.4 to 123.1 ($\text{mg}_{\text{hexane}} \cdot (\text{g}_{\text{biomass}} \cdot \text{day})^{-1}$).

Conclusions: The presence of silicone oil in the culture medium reduced the negative effect of methanol on the biological degradation of *n*-hexane. Increasing in the amount of silicone oil up to 10% v/v was effective on the biodegradation rate of *n*-hexane, and its further increase did not have effect on the SDR of *n*-hexane.

Keywords: Kinetic model, Silicone oil, Solubility, VOCs, Gas-phase pollutants

اثر فاز غیر آبی بر سینتیک تخریب زیستی هم‌زمان بخار هگزان و متانول توسط

باکتری‌های جداسازی شده از لجن فعال

سینا کرامتی، سید مرتضی ضمیر[†]

گروه مهندسی شیمی- بیوتکنولوژی، دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران

سابقه و هدف: ترکیب‌های آلی فرار (Volatile Organic Compounds (VOCs)) علی‌رغم سهم اندکی که از آلاینده‌های جوی دارند، اما عامل عمده مشکلات زیست‌محیطی و خطر برای سلامتی انسان هستند. در روش تخریب زیستی تمام کربن آلاینده به کربن‌دی‌اکسید و زیست توده تبدیل می‌شود. تعداد زیادی از صنایع مخلوطی از آلاینده‌هایی مانند هگزان و متانول را به جو وارد می‌کنند. خواص شیمیایی و فیزیکی متفاوت این مواد بر نرخ تخریب زیستی و بازده حذف آن‌ها توسط یک جمعیت میکروبی مشخص تاثیر می‌گذارد. در میان این خواص، حلالیت هر جزء ممکن است سبب ایجاد برهم‌کنش میان ترکیبات موجود در مخلوط هگزان/متانول شود. به منظور غلبه بر محدودیت انتقال جرم و حلالیت کم مواد آلی فرار آب‌گریز (مانند هگزان) در فاز آب، افزودن یک فاز غیر آبی به محیط کشت برای جذب ترکیب آب‌گریز، مفید گزارش شده است. با نگاهی به پژوهش‌های پیشین، مشخص می‌شود که هرچند فاز غیر آبی، مانند روغن سیلیکون، بر بازده حذف هم‌زمان متانول به عنوان آلاینده آب‌دوست و هگزان به عنوان آلاینده آب‌گریز اثر مثبتی دارد، اما اثر آن بر سینتیک تخریب زیستی این مواد شناخته شده نیست. بنابراین، هدف این پژوهش، تعیین اثر غلظت‌های مختلف روغن سیلیکون بر سینتیک تخریب زیستی هم‌زمان هگزان و متانول است.

مواد و روش‌ها: در این پژوهش هگزان (5 g.m^{-3}) به عنوان یک ترکیب آلی فرار آب‌گریز، متانول (1 g.m^{-3}) به عنوان ترکیب آلی فرار آب‌دوست و روغن سیلیکون به عنوان فاز غیر قابل امتزاج با آب انتخاب شدند. گونه‌های میکروبی تخریب کننده مورد استفاده در این پژوهش، کشت مخلوطی است که از لجن فعال سازگار شده حاصل از جریان لجن برگشتی واحد شماره ۶ تصفیه خانه فاضلاب جنوب تهران جداسازی شدند. برای اندازه‌گیری غلظت هگزان و متانول از دستگاه کروماتوگرافی گازی مجهز به یک ستون

[†] Corresponding Author Email Address: zamir@modares.ac.ir

مویینه و آشکار ساز یون سازی شعله استفاده شد. برای اندازه گیری غلظت دی اکسید کربن از آشکار ساز هدایت گرمایی برای سنجش غلظت توده‌ی زیستی از روش کدورت سنجی و تعیین چگالی نوری نمونه‌ها اسپکتروفوتومتر استفاده شد.

نتایج و بحث: با افزایش کسر حجمی روغن سیلیکون ۱٪ به ۲۰٪ میزان نرخ تخریب زیستی ویژه متانول از $1/42 \text{ (mgmethanol} \cdot \text{(gbiomass} \cdot \text{day)}^{-1}$ به $1/08 \text{ (mgmethanol} \cdot \text{(gbiomass} \cdot \text{day)}^{-1}$ کاهش یافت. هم چنین با افزایش میزان روغن سیلیکون تا میزان ۱۰٪ حجمی، نرخ تخریب زیستی ویژه هگزان از $17/5 \text{ (mghexane} \cdot \text{(gbiomass} \cdot \text{day)}^{-1}$ به $21 \text{ (mghexane} \cdot \text{(gbiomass} \cdot \text{day)}^{-1}$ افزایش یافت. افزایش کسر حجمی روغن سیلیکون تا ۲۰٪ تاثیر چندانی بر نرخ تخریب زیستی ویژه هگزان نداشت. سینتیک تخریب زیستی هگزان از مدل میکائلیس-منتن تبعیت کرد. افزودن $1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ متانول به محیط کشت اثر منفی بر نرخ تخریب ویژه هگزان داشت و حضور متانول سبب افزایش مقدار K_s به $21 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ و کاهش بیشینه نرخ تخریب ویژه هگزان از $141/4$ به $123/1 \text{ (mghexane} \cdot \text{(gbiomass} \cdot \text{day)}^{-1}$ شد.

نتیجه‌گیری: حضور روغن سیلیکون در محیط کشت اثر منفی متانول بر تخریب زیستی هگزان را کاهش داد. افزایش میزان روغن سیلیکون تا میزان ۱۰٪ حجمی بر نرخ تخریب زیستی هگزان موثر بود و افزایش بیشتر آن، تاثیر چندانی بر میزان تخریب زیستی ویژه هگزان نداشت.

واژه‌های کلیدی: روغن سیلیکون، مواد آلی فرار، حلالیت، مدل سینتیک، آلاینده‌های گازی

مقدمه

ترکیب‌های آلی فرار در حدود هفت درصد از آلاینده‌های جوی را شامل می‌شوند. اما علی‌رغم این سهم اندک، عامل عمده مشکلات زیست‌محیطی و خطر برای سلامتی انسان هستند (Galindo *et al.*, 2011). برای حذف این ترکیب‌ها از جریان هوای آلوده صنعتی، روش‌های فیزیکی- شیمیایی و روش‌های زیستی به کار گرفته شده‌اند که روش‌های زیستی به دلایل اقتصادی و زیست‌محیطی مورد توجه پژوهشگران قرار گرفته‌اند. یکی از رایج‌ترین روش‌های زیستی، تخریب زیستی است که طی آن، تمام کربن آلاینده به کربن‌دی‌اکسید و زیست توده تبدیل می‌شود (Cheng *et al.*, 2016; Dewidar and Sorial, 2022). انواعی از بیوراکتورها مانند همزن‌دار، فیلتر زیستی (*Biofilters*)، فیلتر زیستی چکنده (*Biotrickling filters*) و غیره برای تخریب زیستی ترکیب‌های آلی فرار استفاده شده‌اند.

به‌طور کلی در این بیوراکتورها، ابتدا آلاینده از فاز گاز به فاز مایع که جمعیت میکروبی معلق یا بیوفیلم در آن حضور دارد، انتقال می‌یابد و عمل تخریب زیستی توسط این جمعیت میکروبی انجام می‌شود. مواد آلی فرار را می‌توان براساس میزان حلالیت در آب به دو دسته کلی آب‌دوست مانند متانول و اتانول و آب‌گریز مانند بنزن، هگزان و تولوئن تقسیم کرد (Sakhaei *et al.*, 2023). به همین دلیل، دو نوع محدودیت هم در سینتیک تخریب زیستی و هم در نرخ انتقال جرم آلاینده به فاز آبی می‌تواند رخ دهد. برای گروه آلاینده‌های آب‌گریز به سبب حلالیت کم و کاهش میزان انتقال جرم، میزان زیست‌دسترس‌پذیری (*Bioavailability*) آلاینده به‌عنوان منبع کربنی در فاز آبی محدود شده و در نتیجه، میزان حذف آن کاهش می‌یابد. بر خلاف آلاینده‌های آب‌گریز، زیست‌دسترس‌پذیری آلاینده‌های آب‌دوست به سبب حلالیت زیاد در آب مطلوب است. اما افزایش میزان آلاینده موجود در فاز آبی از یک سطح بحرانی منجر به ایجاد بازدارندگی آلاینده بر فرایند تخریب زیستی آن خواهد شد (Ferdowsi *et al.*, 2017; Muñoz *et al.*, 2012).

تعداد زیادی از صنایع مانند چاپ و کاغذ، پلیمرها و الیاف مصنوعی، خمیر و مواد شیمیایی آلی، مخلوطی از آلاینده‌هایی مانند هگزان و متانول را به جو وارد می‌کنند. هگزان و متانول به‌عنوان ترکیباتی سرطان‌زا شناخته نمی‌شوند، اما استنشاق طولانی مدت آن‌ها اثرات مخربی بر سیستم عصبی، ریوی، بینایی و قلب می‌گذارد (Hassan and Sorial,)

(2010; Rene *et al.*, 2010). سازمان سلامت و امنیت شغلی ایالات متحده آمریکا مقدار 260 mg.m^{-3} برای متانول و مقدار 1800 mg.m^{-3} برای هگزان را به عنوان میزان مجاز در هوای محیط کاری در ۸ ساعت در نظر گرفته است (Zehraoui and Sorial, 2015).

خواص شیمیایی و فیزیکی متفاوت این مواد بر نرخ تخریب زیستی و بازده حذف آن‌ها توسط یک جمعیت میکروبی مشخص تاثیر می‌گذارد. در میان این خواص، حلالیت هر جزء ممکن است سبب ایجاد برهم‌کنش میان ترکیبات موجود در مخلوط هگزان/متانول شود (Cheng *et al.*, 2020; Keramati *et al.*, 2021).

به منظور غلبه بر محدودیت انتقال جرم و حلالیت کم مواد آلی فرار آب‌گریز در فاز گاز، افزودن یک فاز غیر آبی (Non Aqueous Phase) غیر قابل امتزاج با آب، زیست‌سازگار و با تمایل بالا به جذب ترکیب آب‌گریز مفید گزارش شده است (Angelucci *et al.*, 2019; Muñoz *et al.*, 2007). با افزودن فاز غیر آبی به فاز آبی، یک فاز واسطه بین فاز گاز و فاز آبی شامل جمعیت میکروبی تشکیل می‌شود و ماده آب‌گریز با جذب در فاز غیر آبی به آرامی به فاز آبی نفوذ کرده و به وسیله ریزاندامگان (*Microorganisms*) تخریب و مصرف می‌شود. هم‌چنین فاز آلی نقش منبع ذخیره برای آلاینده در بیوراکتور را داشته که با جذب آن و کاهش غلظت در فاز آبی از اثرات بازدارنده ناشی از افزایش غلظت آلاینده بر فعالیت ریز اندامگان جلوگیری می‌کند (Karimi *et al.*, 2013; Wu *et al.*, 2017). انواع مختلفی از مواد آلی مانند هگزادکان، تترا دکان و روغن سیلیکون به عنوان فاز آلی استفاده شده‌اند که از میان آن‌ها روغن سیلیکون به سبب کمی سمیت و عدم زیست‌تخریب‌پذیری نسبت به دیگر مواد آلی بیش‌تر مورد استفاده قرار می‌گیرد (Chalupa *et al.*, 2021). یوسفی نژاد و همکاران عملکرد یک فیلتر زیستی چکنده را برای حذف تولوئن بررسی کردند. آن‌ها دریافتند که در صورت عدم وجود فاز آلی روغن سیلیکون، در غلظت اولیه $4/5 \text{ g.m}^{-3}$ و زمان اقامت یک دقیقه، بازده حذف برابر ۵۰٪ بود و در صورت اضافه کردن روغن سیلیکون به اندازه ۱۰٪ حجمی/حجمی بازده حذف تا ۹۵٪ افزایش پیدا کرد (Yousefinejad *et al.*, 2019). هم‌چنین آریاگا و همکاران گزارش کردند که بیشینه بازده حذف هگزان در غلظت اولیه 3 g.m^{-3} در یک بیوراکتور همزن‌دار تک فازی (بدون حضور فاز آلی) و با زمان اقامت یک دقیقه برابر ۲۸٪ بود که با افزودن ۱۰٪ حجمی/حجمی روغن سیلیکون به ۶۷٪ افزایش پیدا کرد (Arriaga *et al.*, 2006). رضانی و همکاران نیز حذف متانول در یک فیلتر زیستی چکنده بررسی کردند. آن‌ها دریافت کردند که افزودن روغن سیلیکون با (v/v) ۱۰٪ بر بازده عملکرد فیلتر زیستی چکنده اثر منفی دارد (Ramezani *et al.*, 2021).

با نگاهی به پژوهش‌های پیشین، مشخص می‌شود که هرچند حضور فاز غیرآبی، مانند روغن سیلیکون، بر بازده حذف هم‌زمان متانول به عنوان آلاینده آب‌دوست و هگزان به عنوان آلاینده آب‌گریز اثر مثبتی دارد اما اثر آن بر سینتیک تخریب زیستی این مواد شناخته شده نیست. بنابراین، هدف این پژوهش، تعیین اثر غلظت‌های مختلف روغن سیلیکون بر سینتیک تخریب زیستی هم‌زمان هگزان و متانول است.

مواد و روش‌ها

روش‌های آزمایشگاهی

مواد

هگزان به عنوان یک ترکیب آلی فرار آب‌گریز با درجه خلوص $98/5\%$ از شرکت دکتر مجلی (ایران) تهیه شد. متانول به عنوان ترکیب آلی فرار آب‌دوست با درجه خلوص $99/9\%$ از شرکت سیگما الدریج (آلمان) تهیه شد. روغن سیلیکون با ویسکوزیته 10 cSt از شرکت روغن صنعت اروشا (ایران) تهیه شد.

ریزاندامگان و سازگارسازی آن‌ها

ریزاندامگان مورد استفاده در این پژوهش، کشت مخلوطی است که از لجن فعال گرفته شده از جریان لجن برگشتی واحد شماره ۶ تصفیه خانه فاضلاب جنوب تهران جداسازی شد. به منظور سازگارسازی ریزاندامگان‌ها با هگزان و متانول، لجن فعال به میزان 300 میلی‌لیتر با میزان مخلوط جامدهای معلق مایع (*Mixed Liquor Suspended Solids*) برابر 4100 mg.L^{-1} ابتدا به دو ارلن شیشه‌ای یک لیتری حاوی 200 میلی‌لیتر محلول نمک‌های معدنی (*MLSS*) منتقل شد. هر ارلن تنها با یک جریان گازی هگزان یا متانول با غلظت اولیه فاز گازی 3 g.m^{-3} به شکل مداوم خوراک‌دهی شد. محلول نمک‌های معدنی شامل: $4/5 \text{ g.L}^{-1} \text{ KH}_2\text{PO}_4$ ، $0/5 \text{ g.L}^{-1} \text{ K}_2\text{HPO}_4$ ، $2 \text{ g.L}^{-1} \text{ NH}_4\text{Cl}$ ، $0/1 \text{ MgSO}_4$ ، 1 میلی‌لیتر محلول ویتامین و 1 میلی‌لیتر محلول عناصر کم‌مقدار بود (Kalantar *et al.*, 2021). در طول این مدت، از جریان هوای خروجی از ارلن‌ها در فواصل زمانی مختلف نمونه‌گیری انجام می‌شد. این فرآیند به مدت ۲ ماه ادامه داشت تا گونه‌هایی که توانایی حذف هگزان و متانول را نداشتند به طور کامل حذف شدند و بازده حذف هگزان به 70% و متانول به 50% رسید. میزان غلظت متانول و هگزان توسط کروماتوگرافی گازی اندازه‌گیری می‌شد. هم‌چنین در بازه‌های زمانی معین، مقدار مشخصی محلول نمک‌های معدنی در جهت جبران ترکیبات مورد نیاز

ریزاندامگان‌ها به هر کدام از ارلن‌ها اضافه می‌شد. میزان pH محیط نیز توسط محلول سود ۱ نرمال در محدوده ۶/۵-۷ ثابت نگه داشته می‌شد.

جداسازی گونه‌های تخریب‌کننده هگزان و متانول

پس از پایان دوره‌ی سازگارسازی، یک میلی‌لیتر از محیط داخل ارلن‌ها برداشته شد و سپس رقیق‌سازی‌های سریالی تا رقت 10^8 برای هر نمونه انجام شد. سپس یک میلی‌لیتر از هر محلول میکروبی رقیق داخل بشقابک‌های حاوی ۲٪ حجمی آگار مغذی تلقیح شد و در انکوباتور در دمای 30°C به مدت ۲۴ ساعت قرار داده شد. از هر کلونی تشکیل‌شده در هر بشقابک، جداگانه نمونه‌گیری و به بشقابک‌های جدید حاوی آگار مغذی تلقیح شد. سپس در دمای 30°C به مدت ۴۸ ساعت کشت شد. این روند چندین مرحله تا جداسازی گونه‌های مشخص برای تخریب متانول و هگزان تکرار شد. در پایان سه گونه باکتری مناسب برای حذف هگزان و پنج گونه نیز برای حذف متانول به دست آمدند. این گونه‌ها داخل بشقابک‌های مختلف درون دو دسیکاتور مختلف در کنار ظرف‌های رو باز هگزان یا متانول نگهداری شدند. دو گونه از سه گونه‌ی باکتریایی تخریب‌کننده هگزان شامل *Bacillus سرئوس*[‡] و *Pandoraea پنومنوسا*[§] توسط به آنالیز توالی یابی به روش 16S rDNA شناسایی شدند (Keramati et al., 2021).

آزمایش‌ها

آزمایش‌ها به شکل کشت ناپیوسته در ویال‌های ۱۲۰ میلی‌لیتری حاوی ۱۴ میلی‌لیتر محلول نمک‌های معدنی و درصد‌های حجمی مختلف روغن سیلیکون ۰/۱٪، ۰/۵٪، ۱/۰٪، ۱/۵٪ و ۲/۰٪ و مقدار ۳ میلی‌لیتر از سوپانسیون‌های میکروبی با چگالی نوری برابر ۱ از هر کدام از مخلوط گونه‌های تخریب‌کننده هگزان و متانول انجام شد. سپس حجم مایع مشخصی از متانول و هگزان توسط سرنگ گازی (همیلتون، سوئیس) برای رسیدن به غلظت‌های اولیه‌ی ثابت در فاز گاز از هگزان و متانول که به ترتیب برابر $1\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ و $5\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ بودند به داخل ویال‌ها تزریق شد. pH محیط در مقدار ۶/۵ ثابت شده و ویال‌ها توسط درپوش‌های سیلیکونی با روکش تفلون و سرپوش آلومینیومی کاملاً بسته و آب‌بندی شدند. ویال‌ها در 30°C و دور ۱۲۰ rpm در داخل شیکرانکوباتور قرار داده شدند. از روش طراحی آزمایش تک عاملی (One Factor Design) برای بررسی آماری داده‌ها با استفاده از نرم افزار طراحی آزمایش (Design Expert version 7.0) به

[‡] *Bacillus cereus*

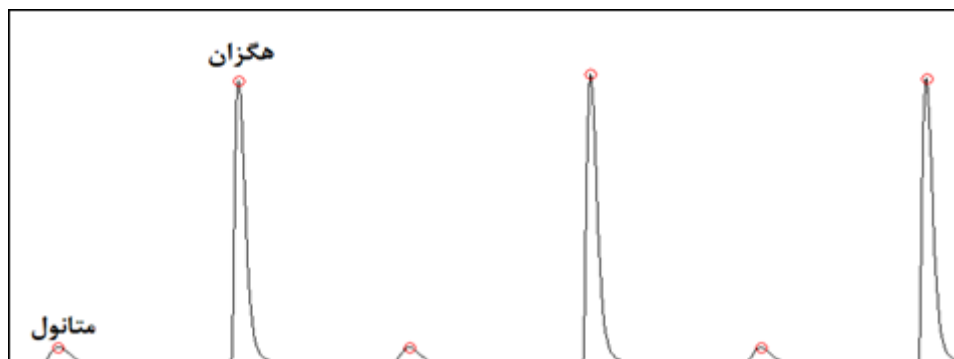
[§] *Pandoraea pnomenusa*

منظور تعیین هرچه بهتر اثر روغن سیلیکون بر نرخ تخریب زیستی ویژه متانول و هگزان استفاده شد. در این روش نرخ تخریب زیستی ویژه هگزان و متانول به عنوان پاسخ، در نظر گرفته شد.

به منظور مطالعه اثر حضور روغن سیلیکون و متانول بر سینتیک تخریب زیستی هگزان، مشخصه‌های سینتیکی تخریب هگزان در ۶ غلظت متفاوت هگزان در محدوده 10^{-3} تا 10^{-1} g.m⁻³ ابتدا در عدم حضور روغن سیلیکون و متانول، سپس در حضور 10^{-3} g.m⁻³ متانول و در نهایت در حضور ۰.۵٪ درصد حجمی روغن سیلیکون و 10^{-3} g.m⁻³ متانول در مدت زمان ۱۰ روز و با غلظت اولیه توده‌ی زیستی برابر 0.16 g.L^{-1} تعیین شدند.

روش‌های آنالیزی

برای اندازه‌گیری غلظت هگزان و متانول از دستگاه کروماتوگرافی گازی (طیف گستر فراز مدل TG2552-ایران) مجهز به یک ستون مویینه ($32 \mu\text{m}$ و 25m) و TRB-5 و آشکار ساز یون‌سازی شعله استفاده شد. در این دستگاه از هیدروژن به عنوان گاز حامل با دبی $1/5 \text{ mL.min}^{-1}$ و نسبت جداسازی ۱ به ۱۰ استفاده شد. دماهای ستون، تزریق کننده و آشکار ساز به ترتیب 120°C و 250°C و 250°C در نظر گرفته شد. دبی هیدروژن و هوای استفاده شده برای آشکار ساز به ترتیب ۳۵ و ۲۸۰ میلی لیتر بر دقیقه بود. برای تهیه نمونه از فضای خالی بالای ویال‌ها از یک سرنگ گازی به حجم کل $2/5$ میلی لیتر (همیلتون، سوئیس) استفاده شد. حجم تزریق $0/5$ میلی لیتر در نظر گرفته شد. برای اندازه‌گیری غلظت دی اکسید کربن از آشکار ساز هدایت گرمایی (*Thermal Conductivity Detector (TCD)*) و ستون پر شده Porapack Q و هیدروژن به عنوان گاز حامل استفاده شد. دمای قسمت‌های تزریق کننده، ستون، آشکار ساز 100°C و 40°C بودند. حجم تزریق برای این اندازه‌گیری برابر $0/5$ میلی لیتر در نظر گرفته شد. برای سنجش غلظت توده‌ی زیستی از روش کدورت سنجی و تعیین چگالی نوری نمونه‌ها در طول موج 600 نانومتر به وسیله دستگاه اسپکتروفوتومتر (اپتیزن ۳۲۲۰، کره جنوبی) استفاده شد. کروماتوگرام مربوط به جداسازی گازها در شکل ۱ نشان داده شده است.



شکل ۱- کروماتوگرام جداسازی گازهای متانول و هگزان در دستگاه کروماتوگرافی گازی

Fig. 1- Chromatogram of methanol and hexane gas phase obtained in GC

نتایج و بحث

اثر غلظت روغن سیلیکون بر نرخ تخریب زیستی هم‌زمان هگزان و متانول

جدول شماره ۱ شامل ۸ آزمایش است که در آن نرخ تخریب زیستی ویژه به‌دست آمده برای هگزان و متانول به‌ترتیب در غلظت‌های اولیه 5 و 1 g.m^{-3} در کسر حجمی‌های مختلف روغن سیلیکون نشان داده شده است.

جدول ۱- نتایج طراحی آزمایش برای روش تک‌عاملی (غلظت اولیه هگزان و متانول به ترتیب برابر ۵ و ۱ گرم بر متر مکعب است)

Table 1. The results of the experimental design for the one-factor design (the initial concentrations of *n*-hexane and methanol were 5 and 1 g.m^{-3} , respectively)

شماره آزمایش	روغن سیلیکون (%v/v)	نرخ تخریب زیستی ویژه متانول ($\text{mg}_{\text{methanol}} \cdot (\text{g}_{\text{biomass}} \cdot \text{day})^{-1}$)	نرخ تخریب زیستی ویژه هگزان ($\text{mg}_{\text{hexane}} \cdot (\text{g}_{\text{biomass}} \cdot \text{day})^{-1}$)
1	1	1.42	17.5
2	1	1.25	18
3	5	1.2	19.2
4	15	1	18.8
5	20	1	16.67
6	20	1	15.83

21	1.16	10	7
20	1	10	8

معادله نرخ تخریب زیستی ویژه متانول و $SDR(H)$ = نرخ تخریب زیستی ویژه هگزان

معادله نرخ تخریب زیستی آلاینده به صورت معادله (۱) بیان می‌شود (Iranmanesh et al., 2015):

$$\frac{dC_j}{dt} = -SDR \times X \quad (1)$$

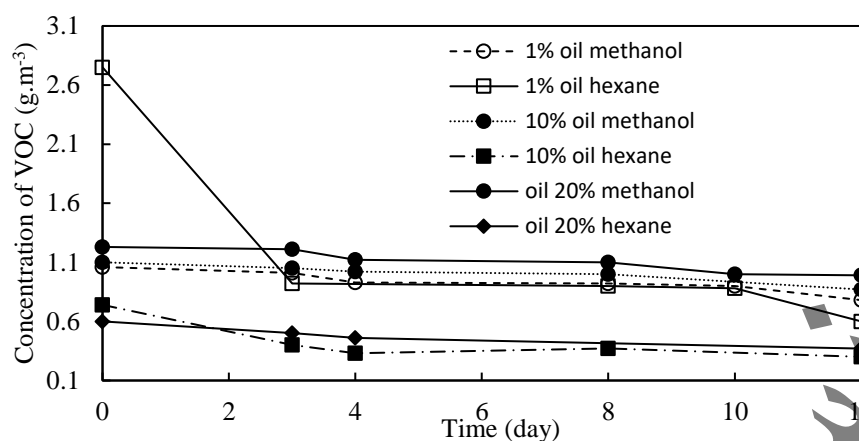
SDR = نرخ تخریب زیستی ویژه آلاینده $(mg.(g_{biomass}.day)^{-1})$ است و از تقسیم کردن نرخ مصرف آلاینده (dC_j) به

غلظت اولیه توده‌ی زیستی (X) نرخ تخریب ویژه به دست می‌آید. هم‌چنین مقادیر ثوابت توزیع پذیری بین فاز محلول و گاز برای دو آلاینده هگزان و متانول توسط معادله (۲) محاسبه شدند.

$$\frac{1}{k_{H_{mix}}} = \frac{1-\phi}{k_{H_{water}}} + \frac{\phi}{k_{H_{oil}}} \quad (2)$$

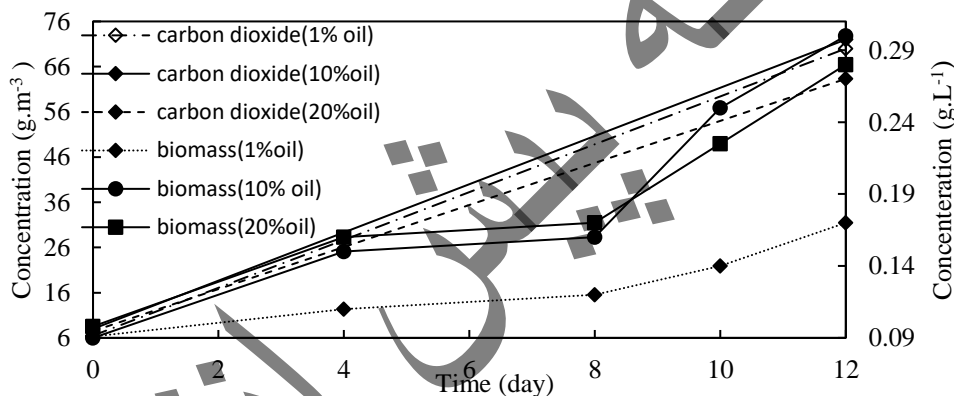
در معادله (۲)، $k_{H_{mix}}$ = ضریب توزیع ماده بین هوا و مخلوط آب-روغن سیلیکون، ϕ = کسر حجمی فاز آلی، $k_{H_{water}}$ = ضریب توزیع ماده بین آب و هوا، $k_{H_{oil}}$ = ضریب توزیع ماده بین هوا و روغن سیلیکون هستند. در شکل شماره ۲ نتایج حاصل از تغییرات غلظت هگزان و متانول برای آزمایش‌های ۱، ۶ و ۷ نشان داده شده است. در آزمایش شماره ۱ هنگامی که مقدار روغن سیلیکون برابر ۱٪ حجمی بود، با جذب هگزان در روغن سیلیکون غلظت اولیه آن در فاز گاز از $4/63 \text{ g.m}^{-3}$ به $2/75 \text{ g.m}^{-3}$ به دلیل جذب در روغن سیلیکون کاهش یافت. در طی مدت ۱۲ روز غلظت نهایی آن در فاز گاز به $0/6 \text{ g.m}^{-3}$ رسید و در نهایت بازده حذف برابر ۸۷٪ شد. با توجه به شکل ۳ که تغییرات غلظت زیست توده و کربن دی اکسید بر حسب زمان برای آزمایش‌های ۱، ۶ و ۷ را نشان می‌دهد، می‌توان دریافت که غلظت زیست توده در آزمایش شماره ۱ از $0/1 \text{ g.L}^{-1}$ به $0/18 \text{ g.L}^{-1}$ افزایش یافت که این افزایش میزان زیست توده را می‌توان با توجه به کاهش بازده حذف متانول از ۳۴٪ در حالت بدون روغن (نتایج اینجا نشان داده نشده است) به ۲۸٪ در حضور روغن، در نتیجه بهبود در بازده حذف هگزان دانست. در آزمایش شماره ۷ با افزودن ۱۰٪ حجمی روغن سیلیکون به محیط کشت و جذب بیش‌تر هگزان، غلظت آن در فاز گاز نسبت به آزمایش شماره ۱ به مقدار $1/23 \text{ g.m}^{-3}$ کاهش یافت که احتمالاً

به دلیل کاهش اثرات بازدارندگی و همچنین افزایش زیست‌دسترس پذیری بازده حذف آن به ۹۵٪ افزایش یافت. با توجه به افزایش غلظت متانول در فاز گاز به مقدار $1/1 \text{ g.m}^{-3}$ در نتیجه افزودن روغن به محیط کشت و کاهش زیست دسترس پذیری متانول، بازده آن به مقدار ۲۱٪ کاهش یافت. در آزمایش شماره ۶، با افزایش میزان روغن به مقدار ۲۰٪ حجمی، غلظت اولیه هگزان در فاز گاز به $0/6 \text{ g.m}^{-3}$ کاهش یافت. پس از مدت ۱۲ روز بازده حذف هگزان برابر ۸۹٪ شد که بازده حذف نسبت به زمانی که ۱۰٪ حجمی روغن سیلیکون در محیط وجود داشت حدود ۷٪ کاهش را نشان می‌دهد. بالتزیس و همکاران نیز هنگام حذف آلاینده آب‌گریز ایزوپروپیل بنزن در یک بیوراکتور دو فازی-توزیعی مشاهده کردند با افزایش روغن سیلیکون از مقدار ۱۰٪ به ۳۰٪ شدت انتقال جرم حجمی ایزوپروپیل بنزن از مقدار $43600 \text{ g.m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ به مقدار $29800 \text{ g.m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ کاهش پیدا کرده است (Baltzis *et al.*, 1997). دومونت و همکاران نیز در هنگام بررسی ضریب انتقال جرم استایرن در حضور روغن سیلیکون دریافتند که با افزایش روغن سیلیکون ضریب انتقال جرم حجمی استایرن در اثر افزایش میزان روغن سیلیکون کاهش یافت که این کاهش را ناشی از افزایش تغییرات ترمودینامیکی در سامانه و افزایش ویسکوزیته و تغییر در ضریب نفوذ انتقال جرم عنوان کرده‌اند که در نتیجه کاهش انتقال جرم راجه دنبال داشته است (Dumont *et al.*, 2014). غلظت متانول در فاز گاز نیز با افزایش روغن سیلیکون به $1/23 \text{ g.m}^{-3}$ افزایش یافت که نسبت به دو آزمایش دیگر غلظت متانول در فاز گاز به طور متوسط به اندازه ۱۰٪ افزایش یافته است. غلظت نهایی متانول $0/99 \text{ g.m}^{-3}$ بود، که نشان داد بازده حذف متانول از ۲۶٪ به ۱۹٪ کاهش پیدا کرده است. در دو آزمایش دیگر به طور متوسط 70 g.m^{-3} کربن دی‌اکسید تولید شده بود، اما میزان کربن دی‌اکسید تولیدی در این آزمایش 63 g.m^{-3} بود که این کاهش در میزان تولید کربن دی‌اکسید احتمالاً در اثر جذب بیشتر کربن دی‌اکسید در روغن سیلیکون (García-Abuín *et al.*, 2012) و همچنین کاهش میزان تخریب متانول بوده است.



شکل ۱- تغییرات غلظت هگزان و متانول برای آزمایش‌های ۱، ۶ و ۷

Fig. 2- The concentration variation of *n*-hexane and methanol for experiments 1, 6 and 7



شکل ۳- غلظت زیست توده و کربن دی اکسید برای آزمایش‌های ۱، ۶ و ۷

Fig. 3- Biomass and carbon dioxide concentrations for the experiments 1, 6, and 7

تحلیل آماری

با استفاده از روش تک عاملی اثر مقادیر مختلف روغن سیلیکون بر تخریب زیستی ویژه متانول و هگزان تعیین شد. مقادیر P و F و مقادیر واریانس پارامترهای موثر، که با روش طراحی تک عاملی به دست آمده‌اند، در جدول ۲ نشان داده شده است. مدل‌های حذف متانول و هگزان در حالت اصلاح شده در جدول ۳ به همراه ضریب همبستگی‌شان نشان داده شده است. سطح اطمینان نیز ۹۰٪ انتخاب شده است. با توجه به شکل ۴ با افزایش مقدار روغن سیلیکون تا ۱۰٪ حجمی میزان نرخ تخریب زیستی ویژه هگزان افزایش یافت که در نتیجه جذب بیشتر هگزان در روغن سیلیکون

و افزایش زیست دسترس پذیری آن و احتمالاً کاهش غلظت بازدارنده‌ی آن در فاز آب بود. هم‌چنین بر طبق پژوهش‌های انجام شده در سیستم‌های دوفازی-توزیعی، حول قطره‌های روغن امکان تشکیل زیست توده وجود دارد که با دریافت مستقیم ماده آب‌گریز از داخل روغن سرعت رشد آن تا حد زیادی افزایش می‌یابد (Arriaga and Revah, 2005; Ascon-Cabrera and Lebeault, 1995). هنگامی که میزان روغن سیلیکون در سامانه به مقدار ۲۰٪ حجمی افزایش یافت، نرخ تخریب ویژه هگزان نسبت به مقدار ۱۰٪ از ۱۹/۱۷ به $16/67 \text{ mg}_{\text{hexane}} \cdot (\text{g}_{\text{biomass}} \cdot \text{day})^{-1}$ کاهش یافت. هم‌چنین با توجه به شکل ۴ افزایش میزان روغن سیلیکون بیشتر از ۱۰٪ حجمی تاثیر چشم‌گیری بر تخریب زیستی هگزان نداشت. برنیان و همکاران نیز در هنگام بررسی میزان انتقال جرم استایرن در یک بیوراکتور چکنده به این نتیجه رسیدند که افزایش میزان روغن سیلیکون از ۱۰٪ به ۲۰٪ حجمی تاثیر قابل توجهی بر نرخ انتقال جرم استایرن نخواهد گذاشت (Parnian *et al.*, 2016). در نتیجه افزایش روغن سیلیکون اثر چشم‌گیری بر بازده حذف استایرن نداشت. با توجه به شکل ۴ با افزایش میزان روغن سیلیکون از ۱۰٪ به ۲۰٪ حجمی، نرخ تخریب زیستی ویژه متانول از $1/42 \text{ (mg}_{\text{methanol}} \cdot (\text{g}_{\text{biomass}} \cdot \text{day})^{-1})$ به $1/08 \text{ (mg}_{\text{methanol}} \cdot (\text{g}_{\text{biomass}} \cdot \text{day})^{-1})$ کاهش یافت. این کاهش احتمالاً با توجه به معادله ۲ که نتایج آن در جدول ۴ نشان داده شده، ناشی از کاهش توزیع پذیری و کاهش زیست‌دسترس پذیری متانول در فاز محلول است.

جدول ۲- نتایج تحلیل واریانس داده‌های حاصل از آزمایش‌های طراحی شده

Table 2. The results of the variance analysis of the data obtained from the experiments

P-Value	F-Value	میانگین مربعات	درجه‌ی آزادی	مجموع مربعات	شاخص‌ها	پاسخ‌ها
0.001	11.8	0.04	2	0.09	مدل	نرخ تخریب زیستی ویژه
		0.004	5	0.02	باقی‌مانده	متانول
0.001	33	8.8	2	17.6	مدل	نرخ تخریب زیستی ویژه
		0.3	5	1.34	باقی‌مانده	هگزان

جدول ۳- مدل‌های آماری پیش‌بینی‌کننده تخریب زیستی هگزان و متانول در طراحی آزمایش به روش تک‌عاملی

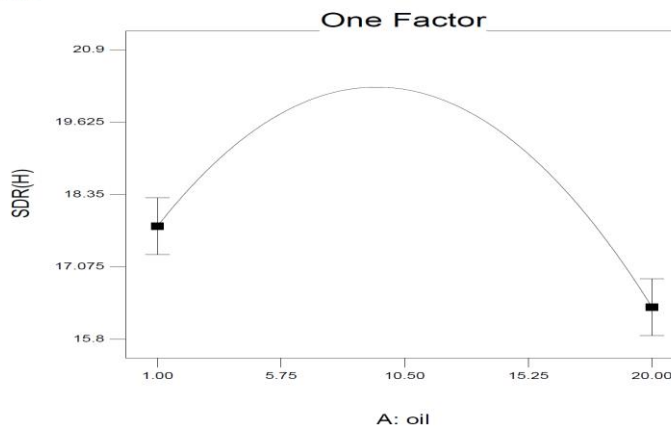
Table 3. Statistical predicting models for *n*-hexane and methanol biodegradation based on one-factor design

ضریب همبستگی	مدل	پاسخ
0.8	$1.36-0.036A+1.07\times 10^{-3}A^2$	SDR(M)
0.9	$17.17+0.651A-0.034A^2$	SDR(H)

Design-Expert® Software

SDR(H)

X1 = A: oil



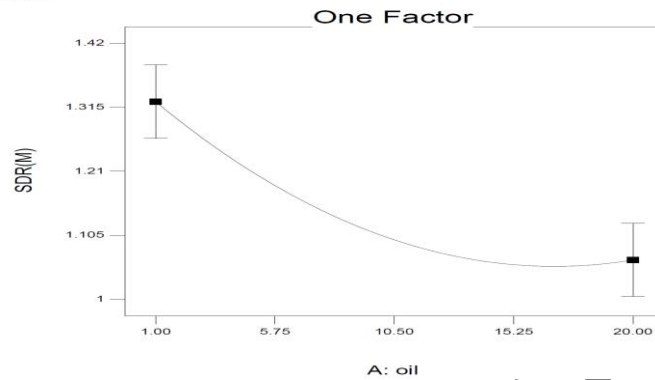
شکل ۴- نرخ تخریب زیستی ویژه هگزان بر حسب درصد حجمی روغن سیلیکون، A= درصد حجمی روغن سیلیکون

Fig 4. The specific biodegradation rate of *n*-hexane in terms of volume percentage of silicone oil, A=volume fraction of silicone oil

Design-Expert® Software

SDR(M)

X1 = A: oil



شکل ۴- نرخ تخریب زیستی ویژه متانول بر حسب میزان روغن سیلیکون، A= درصد حجمی روغن سیلیکون
Fig4. The specific biodegradation rate of methanol according to the amount of silicone oil, fraction A=volume of silicone oil

جدول ۴- ضریب توزیع پذیری متانول و هگزان در مخلوط آب و روغن سیلیکون

Table4. Partition coefficient constants for methanol and *n*-hexane in mixture of water and silicone oil

درصد حجمی روغن سیلیکون (%)						
20	15	10	5	1	0	
0.00023	0.00022	0.00021	0.0002	0.00019	0.0058	ثابت توزیع پذیری متانول
0.03	0.04	0.06	0.2	0.6	73.7	ثابت توزیع پذیری هگزان

سینتیک تخریب زیستی هگزان در حضور و عدم حضور فاز آلی

جدول ۵ نرخ ویژه تخریب زیستی هگزان به همراه میزان زیست توده‌ی اولیه جهت محاسبه ثابت‌های سینتیکی را نشان می‌دهد. از مدل سینتیکی میکائلیس-منتن (معادله (۳)) برای مدل سازی استفاده شد. مقادیر ثابت‌های سینتیکی برای تخریب هگزان در این پژوهش در جدول ۶ ارائه شده است.

$$SDR = \frac{V_m C_{Gi}}{k_s + C_{Gi}} \quad (3)$$

V_m = بیشینه نرخ تخریب ویژه، K_s = ثابت سینتیکی معادله میکائلیس-منتن ($g \cdot m^{-3}$) است، C_{Gi} = غلظت فاز گاز آلاینده ($g \cdot m^{-3}$) است.

از مقایسه ثابت‌های سینتیکی مشاهده می‌شود که مقدار K_s هنگامی که متانول به محیط افزوده شد از 12 g.m^{-3} به 21 g.m^{-3} افزایش یافت که نشان‌دهنده‌ی کاهش تمایل ریزندامگان به تخریب هگزان در حضور متانول بود. همچنین بیشینه نرخ تخریب ویژه هگزان از $141/1$ به $123/1 \text{ mg}_{\text{hexane}} \cdot (\text{g}_{\text{biomass}} \cdot \text{day})^{-1}$ کاهش یافت. افزودن روغن سیلیکون به محیط کشت باعث افزایش بیشینه نرخ تخریب ویژه هگزان به $133/5 \text{ mg}_{\text{hexane}} \cdot (\text{g}_{\text{biomass}} \cdot \text{day})^{-1}$ و کاهش مقدار K_s به 17 g.m^{-3} شد. روغن سیلیکون با افزایش توزیع پذیری هگزان در فاز مایع و افزایش نرخ انتقال جرم سبب کاهش مقدار K_s و افزایش تمایل ریزندامگان به تخریب زیستی هگزان می‌شود (Ascon-Cabrera & Lebeault, 1995). ایرانمنش و همکاران پارامترهای سینتیک تخریب زیستی هگزان توسط یک جمعیت میکروبی را $K_s = 9/57 \text{ mg.L}^{-1}$ و $V_m = 86 \text{ mg}_{\text{hexane}} \cdot (\text{g}_{\text{biomass}} \cdot \text{day})^{-1}$ گزارش کرده‌اند. اما در حضور تولوئن به عنوان ماده دوم این مقادیر به ترتیب به $K_s = 14/43 \text{ mg.L}^{-1}$ و $V_m = 40 \text{ mg}_{\text{hexane}} \cdot (\text{g}_{\text{biomass}} \cdot \text{day})^{-1}$ رسیدند که آن را نشان از اثر بازدارندگی تولوئن بر تخریب زیستی هگزان دانسته‌اند (Iranmanesh et al., 2015).

جدول ۵- نرخ ویژه تخریب زیستی هگزان و غلظت زیست توده‌ی اولیه برای محاسبه ثابت‌های سینتیکی معادله

SDR

Table 5. The specific biodegradation of hexane and the initial biomass concentration for calculation of kinetic constants of SDR equation

SDR $\text{mg}_{\text{hexane}} \cdot (\text{g}_{\text{biomass}} \cdot \text{day})^{-1}$	میزان نهایی زیست توده (g.L^{-1})	مقدار روغن سیلیکون (%)	غلظت متانول (g.m^{-3})	غلظت هگزان (g.m^{-3})
11.12	0.06	0	0	1
25.8	0.07	0	0	3
37	0.07	0	0	4
40.8	0.07	0	0	5
58	0.07	0	0	8
50	0.08	0	0	10
5	0.07	0	1	1
10.8	0.07	0	1	3
21.7	0.07	0	1	4
25.8	0.07	0	1	5
39.2	0.10	0	1	8
37	0.08	0	1	10

6.7	0.07	5	1	1
13	0.07	5	1	3
24.2	0.07	5	1	4
29.2	0.07	5	1	5
45.8	0.07	5	1	8
41.7	0.08	5	1	10

جدول ۶- مقادیر ثابت‌های سینتیکی برای تخریب زیستی هگزان

Table 6. Kinetic constant values for *n*-hexane biodegradation

R ²	K _s (g.m ⁻³)	V _{max} mg _{hexane} .(g _{biomass} .day) ⁻¹	ثابت‌های سینتیکی
0.92	12	141.4	هگزان
0.9	21	123.1	هگزان+متانول
0.9	17	133.5	هگزان+متانول+روغن سیلیکون

نتیجه‌گیری

به‌طور کلی، با افزایش کسر حجمی روغن سیلیکون میزان نرخ تخریب زیستی ویژه متانول کاهش یافت. هم‌چنین با افزایش میزان روغن سیلیکون تا میزان ۱۰٪ حجمی، نرخ تخریب زیستی ویژه هگزان افزایش یافت. افزایش بیشتر کسر حجمی روغن سیلیکون تا ۲۰٪ حجمی تاثیر چندانی بر نرخ تخریب زیستی ویژه هگزان نداشت. سینتیک تخریب زیستی هگزان از مدل میکائلیس-منتن تبعیت کرد. افزودن ۱ g.m⁻³ متانول به محیط کشت اثر منفی بر نرخ تخریب ویژه هگزان داشت و حضور متانول سبب افزایش مقدار K_s به ۲۱ g.m⁻³ و کاهش بیشینه نرخ تخریب ویژه هگزان به ۱۲۳/۱ mg_{hexane}.(g_{biomass}.day)⁻¹ شد.

References

منابع

- Angelucci, D. M., Piscitelli, D., & Tomei, M. C. (2019). Pentachlorophenol biodegradation in two-phase bioreactors operated with absorptive polymers: Box-Behnken experimental design and optimization by response surface methodology. *Process Safety and Environmental Protection*, 131, 105-115.
- Arriaga, S., Muñoz, R., Hernández, S., Guieysse, B., & Revah, S. (2006). Gaseous hexane biodegradation by *Fusarium solani* in two liquid phase packed-bed and stirred-tank bioreactors. *Environmental Science & Technology*, 40(7), 2390-2395.
- Arriaga, S., & Revah, S. (2005). Removal of n-hexane by *Fusarium solani* with a gas-phase biofilter. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 32(11-12), 548-553.
- Ascon-Cabrera, M. A., & Lebeault, J. M. (1995). Interfacial area effects of a biphasic aqueous/organic system on growth kinetic of xenobiotic-degrading microorganisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 43, 1136-1141.
- Baltzis, B. C., Wojdyla, S. M., & Zarook, S. M. (1997). Modeling biofiltration of VOC mixtures under steady-state conditions. *Journal of Environmental Engineering*, 123(6), 599-605.
- Chalupa, J., Novák, O., Halecký, M., Bárta, J., & Kozliak, E. (2021). Thermophilic waste air treatment of n-alkanes in a two-phase bubble column reactor: the effect of silicone oil addition. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 96(6), 1682-1690.
- Cheng, Y., He, H., Yang, C., Zeng, G., Li, X., Chen, H., & Yu, G. (2016). Challenges and solutions for biofiltration of hydrophobic volatile organic compounds. *Biotechnology Advances*, 34(6), 1091-1102.
- Cheng, Y., Li, X., Liu, H., Yang, C., Wu, S., Du, C., ... & Zhong, Y. (2020). Effect of presence of hydrophilic volatile organic compounds on removal of hydrophobic n-hexane in biotrickling filters. *Chemosphere*, 252, 126490.
- Dewidar, A. A., & Sorial, G. A. (2022). Effect of rhamnolipids on the fungal elimination of toluene vapor in a biotrickling filter under stressed operational conditions. *Environmental Research*, 204, 111973.
- Dumont, E., Andrès, Y., & Le Cloirec, P. (2014). Mass transfer coefficients of styrene into water/silicone oil mixtures: New interpretation using the “equivalent absorption capacity” concept. *Chemical Engineering Journal*, 237, 236-241.
- Ferdowsi, M., Ramirez, A. A., Jones, J. P., & Heitz, M. (2017). Elimination of mass transfer and kinetic limited organic pollutants in biofilters: A review. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 119, 336-348.
- Galindo, H., Revah, S., Cervantes, F. J., & Arriaga, S. (2011). Effect of surfactant and oil additions in the biodegradation of hexane and toluene vapours in batch tests. *Environmental Technology*, 32(2), 167-173.
- García-Abuín, A., Gómez-Díaz, D., & Navaza, J. M. (2012). Carbon Dioxide Mass Transfer in Gas–Liquid–Liquid System. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 51(15), 5585-5591.
- Hassan, A. A., & Sorial, G. A. (2010). Biofiltration of n-hexane in the presence of benzene vapors. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 85(3), 371-377.

- Iranmanesh, E., Halladj, R., & Zamir, S. M. (2015). Microkinetic Analysis of n-H exane Biodegradation by an Isolated Fungal Consortium from a Biofilter: Influence of Temperature and Toluene Presence. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 43(1), 104-111.
- Keramati, S., Ferdowsi, M., & Zamir, S. M. (2021). Compounds interactions during simultaneous biodegradation of hydrophobic n-hexane and hydrophilic methanol vapors in one-and two-liquid phase conditions. *Process Safety and Environmental Protection*, 147, 283-291.
- Kalantar, M., Zamir, S. M., Ferdowsi, M., & Shojaosadati, S. A. (2021). Removal of toluene in a biotrickling filter in the presence of methanol vapors: Experimental study, mathematical modeling, and kinetic parameters optimization. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1), 104617.
- Karimi, A., Golbabaei, F., Neghab, M., Pourmand, M. R., Nikpey, A., Mohammad, K., & Mehrnia, M. R. (2013). Biodegradation of high concentrations of benzene vapors in a two phase partition stirred tank bioreactor. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 10, 1-8.
- Keramati, S., Ferdowsi, M., & Zamir, S. M. (2021). Compounds interactions during simultaneous biodegradation of hydrophobic n-hexane and hydrophilic methanol vapors in one-and two-liquid phase conditions. *Process Safety and Environmental Protection*, 147, 283-291.
- Muñoz, R., Daugulis, A. J., Hernández, M., & Quijano, G. (2012). Recent advances in two-phase partitioning bioreactors for the treatment of volatile organic compounds. *Biotechnology Advances*, 30(6), 1707-1720.
- Parnian, P., Zamir, S. M., & Shojaosadati, S. A. (2016). Styrene vapor mass transfer in a biotrickling filter: effects of silicone oil volume fraction, gas-to-liquid flow ratio, and operating temperature. *Chemical Engineering Journal*, 284, 926-933.
- Ramezani, M., Khorshidzadeh, M., Zamir, S. M., & Ferdowsi, M. (2021). Performance evaluation of a trickling bioreactor treating methanol vapor under one-and two-liquid phase conditions. *Environmental Technology & Innovation*, 24, 101948.
- Rene, E. R., Estefania López, M., Veiga, M. C., & Kennes, C. (2010). Steady-and transient-state operation of a two-stage bioreactor for the treatment of a gaseous mixture of hydrogen sulphide, methanol and α -pinene. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 85(3), 336-348.
- Sakhaei, A., Zamir, S. M., Rene, E. R., Veiga, M. C., & Kennes, C. (2023). Neural network-based performance assessment of one-and two-liquid phase biotrickling filters for the removal of a waste-gas mixture containing methanol, α -pinene, and hydrogen sulfide. *Environmental Research*, 116978.
- Wu, C., Xu, P., Xia, Y., Li, W., Li, S., & Wang, X. (2017). Microbial compositions and metabolic interactions in one-and two-phase partitioning airlift bioreactors treating a complex VOC mixture. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 44(9), 1313-1324.
- Yousefinejad, A., Zamir, S. M., & Nosrati, M. (2019). Fungal elimination of toluene vapor in one-and two-liquid phase biotrickling filters: effects of inlet concentration, operating temperature, and peroxidase enzyme activity. *Journal of Environmental Management*, 251, 109554.

Zehraoui, A., & Sorial, G. A. (2015). Treatment of dynamic mixture of n-Hexane, Benzene, and Methanol and fungi community characterization in an integrated scheme of cyclic adsorption/desorption beds and trickle bed air biofilter. Air, Soil and Water Research, 8, ASWR-S23688.

نسخه
پیش
انتشار