مجله سلامت و محیط، فصلنامه‌ی علمی پژوهشی
انجمن علمی بهداشت محیط ایران
دوره دوم، شماره سوم، پاییز ۱۳۸۸، صفحات ۱۹۶ تا ۲۰۳

بررسی مدل تجزیه زیستی فنانترین در خاک های آلوده توسط اسینتوباکتر SP

فاطمه رشید اشمق[۱]، روشنک رضائی کلانتری[۲]، مهدی فرزادکیا[۳]، احمد جنیدی جعفری[۳]، رامین نبی زاده[۴]
نویسنده مسئول: تهران، میدان آرژانتین، خیابان الوند، دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی ایران *roshanak.r.k@gmail.com*

دریافت: ۸۸/۰۱/۲۷ پذیرش: ۸۸/۰۴/۲۳

چکیده

زمینه و هدف *: هیدروکربن های معطر چند حلقه ای دسته ای از آلاینده های خطرناک محیط با خاصیت سرطان زایی و جهش زایی اند که بر اساس فعالیت های مختلف در محیط زیست تجمع می یابند. لذا تصفیه این مواد شیمیایی اهمیت زیادی دارد. در این میان استفاده از روش های زیستی به دلیل سادگی فرایند و هزینه کمتر به عنوان یک روش موثر و مقرون به صرفه توصیه شده است. در این تحقیق به منظور بررسی روند کاهش آلودگی هیدروکربن های نفتی در فرایند اصلاح زیستی، مدل تجزیه زیستی فنانترین در خاک های آلوده به ترکیبات نفتی مورد بررسی قرار گرفت.*

روش بررسی *: ابتدا از خاک آلوده به ترکیبات نفتی باکتری های مستعد تجزیه PAHs جداسازی شدند سپس قابلیت آنها در تجزیه زیستی فنانترین در محیط دوغابی بررسی گردید و با استفاده از اسینتوباکتر که بیشترین توانایی را در حذف فنانترین داشت، مدل تجزیه زیستی در خاک در مقیاس آزمایشگاهی مورد بررسی قرار گرفت.*

یافته ها: *راندمان حذف فنانترین برای غلظت ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم ۹۹/۴ درصد در طول ۳۳ روز برای غلظت ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم ۹۶ درصد در طول ۶۰ روز دوره تجزیه زیستی به دست آمد. نرخ کاهش فنانترین برای غلظت ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم بین ۲/۹۹ تا ۸/۸۶ میلی گرم بر کیلوگرم در روز و برای غلظت ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم بین ۱/۴ تا ۱۱/۰۹ میلی گرم بر کیلوگرم در روز بود.*

نتیجه گیری *: بررسی نتایج نشان داد میزان حذف فنانترین به غلظت اولیه آلودگی بستگی دارد و با افزایش غلظت اولیه نرخ حذف فنانترین افزایش می یابد. همچنین با تقریب مناسبی می توان گفت که حذف فنانترین از مدل سینتیک درجه صفر و یک پیروی می کند.*

واژه گان کلیدی: اسینتوباکتر، سینتیک تجزیه زیستی، هیدروکربن های معطر چند حلقه ای

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی ایران
۲- دکترای مهندسی عمران محیط زیست، دانشیار دانشکده بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی ایران
۳- دکترای بهداشت محیط، استادیار دانشکده بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی ایران
۴- دکترای بهداشت محیط، دانشیار دانشکده بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی تهران

[Downloaded from journals.tums.ac.ir on 2024-09-20]

مقدمه

هیدروکربن های معطر چند حلقه ای به ترکیباتی اطلاق می شوند که دو یا چند حلقه بنزنی به صورت خطی، مثلثی(زاویه دار) و یا خوشه ای داشته باشند (۱). این ترکیبات از احتراق ناقص مواد آلی، سوختن زغال سنگ، سوخت های فسیلی، پالایشگاه های نفت و گاز ونشت ترکیبات نفتی در محیط زیست به وجود می آیند (۴-۲). وجود آنها در محیط زیست به علت سمیت زیاد، اثرات سرطان زایی و مقاومت زیست محیطی یک نگرانی بزرگ به شمار می رود. به همین دلیل توسط آژانس حفاظت محیط زیست ایالت متحده امریکا (USEPA) و انجمن اروپایی به عنوان آلاینده های دارای تقدم بالا معرفی شده اند (۷-۵). هیدورکربن های معطر چند حلقه ای تمایل شدیدی به پیوند با مواد آلی در خاک دارندکه علت آن خاصیت هیدروفوبیکی بالا و حلالیت کم آنها در آب است بنابراین درخاک و رسوبات تجمع می یابند به طوری که ممکن است خاک به عنوان محل ذخیره این ترکیبات ذکر شود (۸،۷). همچنین این ترکیبات با چسبیدن به ذرات خاک، به سمت آب های زیرزمینی حرکت کرده و باعث آلودگی آنها نیز می گردند (۷). خاک های آلوده ممکن است شامل بیش از ۱۰۰۰۰ میلی گرم از این ترکیبات در هر کیلوگرم خاک باشند (۹).

امروزه برای کاهش و یا حذف آلاینده های آلی به ویژه ترکیبات نفتی از خاک، با توجه به بافت خاک، ماهیت آلاینده و غلظت آنها از روش های مختلف فیزیکی، شیمیایی و زیستی به صورت مجزا و یا توام استفاده می شود. جذب کربن فعال (۱۰)، اولترا فیلتراسیون (۱۱) و یا استفاده از غشاها (۱۲) از روش های متداول تصفیه فیزیکی اند. متداول ترین روش های تصفیه شیمیایی اکسیداسیون با استفاده از ازن (۱۳)، پرتو فرابنفش/پراکسید هیدروژن (۱۴) است. این روش ها گران قیمت بوده و از این رو استفاده از فرایندهای زیستی به دلیل توانایی این فرایندها در تجزیه ترکیبات خطرناک بیشتر از سایر روش ها مورد توجه قرار گرفته است. روش های زیستی معمولا اثرات منفی کمتری بر روی محیط داشته و محصولات جانبی آنها نیز کمتر است. در میان روش های زیستی روش اصلاح زیستی به عنوان یک روش موثر و مقرون به صرفه توصیه شده است. مزیت این روش نسبت به سایر روش های فیزیکی و شیمیایی، سادگی فرایند و هزینه کمتر آن است (۱،۱۵).

مهم ترین عامل در امکان انجام فناوری زیستی وجود میکروارگانیسم در مکان آلوده است و از میان این میکروارگانیسم، باکتری ها و قارچ ها مهم ترین گروه هستند (۱۵). بیش از ۲۰۰ گونه میکروارگانیسم که قادر به تجزیه هیدروکربن ها هستند، شناسایی شده اند. از این گونه ها می توان به باکتری های هتروتروف، الیگوتروف، فتوتروف، باکتری های هوازی، قارچ ها و اکتینومیست ها اشاره کرد. باکتری های مهم شامل گونه های پسودموناس، آرتروباکتر، اسینتوباکتر، فلاووباکتریوم، الکالی ژنز، میکروکوکوس، باسیلوس و غیره است (۱۶).

مطالعات سینتیکی فرایند زیست سالم سازی را می توان در دو گروه دسته بندی کرد: ۱. بررسی فاکتورهای موثر بر مقدار ترکیبات تغییر شکل یافته در طی زمان ۲. بررسی انواع منحنی های شرح دهنده تغییر شکل ترکیبات و تعیین این که کدام یک از این منحنی ها برای تجزیه ترکیبات معین توسط کشت های میکربی در مقیاس آزمایشگاهی و گاهی در مقیاس مکانی مناسب است.

به منظور بررسی روند کاهش فنانترین در فرایند اصلاح زیستی و تعیین میزان حذف روزانه باکتری فوق الذکر معادله های منحنی های حاصله نیز مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. هدف از این تحقیق بررسی مدل تجزیه زیستی فنانترین در خاک های آلوده توسط اسینتوباکتر و همچنین تعیین بهترین معادله خط است.

مواد و روش ها

خاک آلوده به ترکیبات نفتی از منطقه اطراف پالایشگاه تهران جهت جداسازی میکروارگانیسم تجزیه کننده فنانترین جمع آوری گردید. ۱۵ گرم خاک آلوده به ترکیبات نفتی را با

[Downloaded from journals.tums.ac.ir on 2024-09-20]

۱۵۰ میلی لیتر آب مقطر استریل مخلوط وبه مدت ۲۴ ساعت روی همزن مغناطیسی قرار داده شد. بعد از ته نشینی، ۲ میلی لیتر از مایع رویی سوسپانسیون فوق به ۱۰۰ میلی لیتر محیط کشت معدنی استریل حاوی منبع کربنی فنانترین اضافه شد (۱۷). محیط کشت معدنی حاوی (گرم در لیتر) (KH_2PO_4(۰/۲)، (K_2HPO_4 (۰/۸)، ($K\ NH_4$(۱)، ($Mg\ SO_4.7H_2O$(۰/۲)، ($CaCl_2$(۰/۱)، ($NaCl$(۰/۱)، ($FeCl_3.6H_2O$(۰/۰۱)، $2H_2O$ و یک میلی لیتر از عناصر جزیی بود. محلول عناصر جزیی حاوی (میلی گرم در لیتر): ($EDTA$(۵۰۰)، ($FeSO_4.7H_2O$(۲۰۰)، ($MnCl_2.4H_2O$(۳)، (H_3BO_3(۳۰)، ($CoCl_2.6H_2O$(۲۰)، ($CuSO_4.2H_2O$(۱۰)، ($NiCL_2.6H_2O$(۶)، ($Na_2MoO_4.2H_2O$(۳) بود (۱۸). ارلن ها در انکوباتورشیکردار در دمای ۳۰ درجه سانتی گراد حدود ۲ ماه گرماگذاری شدند. برای تامین مواد مغذی و منبع کربنی کافی، هر ۷ روز یکبار محیط تازه شده و ۲ میلی لیتر از محیط قبلی به محیط جدید اضافه می شد (۱۷). پس از سازگاری میکربی و غنی سازی، باکتری ها مورد شناسایی قرار گرفتند. به منظور تشخیص از تست های تشخیصی فنیل آلانین، لازین، اکسیداز، کاتالاز و محیط کشت افتراقی مکانیکی و EMB استفاده شد.

برای بررسی تجزیه زیستی فنانترین در فاز دوغابی، از خاک غیرآلوده به ترکیبات نفتی به عنوان خاک اولیه استفاده شد. مقدار ۵ کیلوگرم از آن در دمای اتاق کاملا خشک و از الک ۲ میلی متری عبور داده شد تا خاک یکنواختی به دست آید. سپس این خاک در چند مرحله با استون صنعتی در مرحله آخر با استون باخلوص بیش از ۹۹٪ شسشتو داده شد. پس از اطمینان از عدم حضور هر گونه مواد نفتی، نمونه ها را در اتوکلاو قرار داده تا استریل گردند. پس از استریل کردن، با استفاده از محلول استوک با غلظت ۵۰۰ میلی گرم فنانترین در یک لیتر استون به میزان مناسب به خاک اضافه گردید تا غلظت های ۱۰۰ و ۵۰۰ میلی گرم فنانترین بر کیلوگرم خاک حاصل گردد سپس حلال در زیر هود در مدت ۲۴ ساعت تبخیر شد (۱۸). از این خاک برای تجزیه زیستی فنانترین در فاز دوغابی استفاده گردید. به منظور بررسی توانایی میکروارگانیسم در تجزیه زیستی فنانترین، باکتری های خالص به به ارلن های حاوی محیط کشت معدنی اضافه شدند. برای این که باکتری ها در محدوده نسبتا مشخصی از نظر جمعیت میکربی باشند، باکتری های اضافه شده به محیط کشت غنی سازی در حدی اضافه گردید که در طول موج ۶۳۰ نانومتر دانسیته نوری برابر ۱ حاصل گردد (۱۹).

سپس از محلول فوق ر به نمونه های خاک که قبلا آماده شده بودند؛ اضافه شد تا نسبت وزنی حجمی ۱۰:۱۰۰ حاصل گردد(۲۰،۲۱). به منظور اطمینان از تجزیه زیستی، برای هر نمونه یک شاهد میکربی (شامل کلیه مراحل فوق بدون فنانترین) و یک شاهد شیمیایی (شامل کلیه مراحل فوق بدون باکتری) به کار رفت. به منظور جلوگیری از انجام فرآیند های میکربی در شاهد شیمیایی، ۱۰۰ میلی گرم $HgCl_2$ به محتویات ارلن اضافه گردید. نمونه ها بر روی شیکر با دور ۱۶۰ دور در دقیقه قرار داده شده ودر دمای محیط میزان تجزیه فنانترین مورد بررسی قرار گرفت. مقدار فنانترین موجود در خاک براساس روش USEPA ۳۵۵۰B با استفاده از دستگاه اولتراسونیک با محلول استون استخراج و نهایتا با دستگاه GC سنجش شد(۲۲). برنامه دمایی GC به ترتیب زیر بود: زمان اولیه ۱ دقیقه در ۱۰۰ درجه سانتی گراد و با سرعت ۱۰ درجه سانتی گراد در دقیقه تا دمای ۲۵۰ درجه سانتی گراد ، دمای نهایی ۲۵۰ درجه سانتی گراد، دمای انژکتور ۲۵۰ درجه سانتی گراد، دمای دتکتور ۲۷۰ درجه سانتی گراد و دستگاه GC مورد استفاده از (شرکت کرومپک (CHOROMPAK CP ۹۰۰۱) با ستون HP۵) بود.

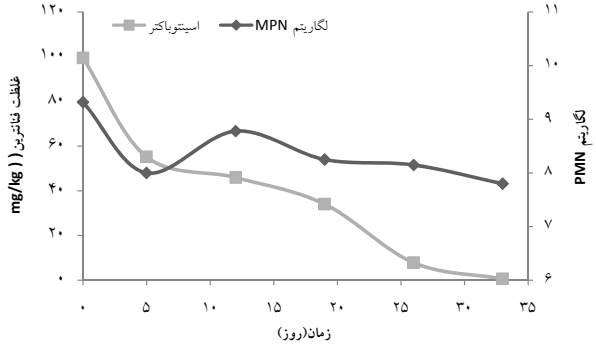
برای بررسی جمعیت میکربی از روش MPN استفاده شد. در روش MPN از نمونه های باکتری مورد نظر در سرم فیزیولوژی استریل به طور سری محلول هایی با رقت 10^{-1} نسبت به یکدیگر تهیه شد. به دلیل این که از جمعیت میکربی مورد نظر اطلاعی در دسترس نبود از رقت 10^{-1} تا 10^{-10} استفاده شد. سپس به محیط نوترینت براث استریل که به طور ۵ لوله ای استفاده می شود به میزان ۱۰٪ کل حجم رقت

[Downloaded from journals.tums.ac.ir on 2024-09-20]

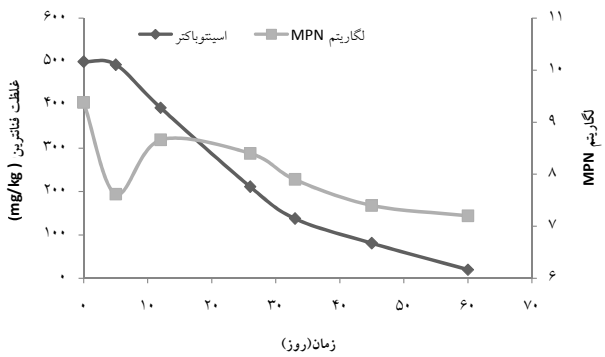
میکربی مورد نظر ریخته شـد. پس از ۴۸ سـاعت گرماگذاری دردمای ۳۰درجه سانتی گراد رشد میکربی با مشاهده کدورت قابل رویت بود. سـپس نتایج با اسـتفاده از جدول اسـتاتیکی تخمین زده شد (۱۷).

یافته ها

نتایج حاصل از تجزیه زیسـتی فنانترین در مدت ۳۳ و ۶۰ روز تجزیه و همچنین تغییرات جمعیت میکربی در شکل های ۱ و ۲ ارایه شده است. در ۵ روز اول پس از تلقیح، نرخ کاهش فنانترین در محیط ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم (شکل ۱) ۸/۸۴ میلـی گرم بر کیلوگـرم در روز و در محیط ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم، ۱/۴ میلی گرم بر کیلوگرم در روز بود. در این فاصله زمانی رونـد تغییرات جمعیت باکتریایی نسـبت به روز صفر کاهش داشته و به ۸۵/۸ الی ۹۱ ٪ جمعیت اولیه خود رسید. بیشـترین نرخ کاهش فنانتریـن در محیـط ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگـرم در فاصله زمانی ۱۰ روز اول به دسـت آمد و بیانگر این اسـت که بیشترین حذف فنانترین در این فاصله زمانی رخ داده است. در حالی که برای غلظت ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم بیشـترین نرخ کاهش فنانترین مربوط به ۱۰ روز سوم (۱۱/۰۹ میلی گرم بر کیلوگرم در روز) به دسـت آمد. در نهایت بعد از گذشـت ۳۳ و ۶۰ روز از زمان شـروع تجزیه زیستی، بیش از ۹۵ ٪ فنانترین توسـط این باکتری حذف گردید و نرخ کاهش فنانترین در محیط ۱۰۰ و ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم به ترتیب ۲/۹۹ و ۸ میلی گرم بر کیلوگرم در روز رسید.



شکل۱: چگونگی رشد باکتری و حذف فنانترین توسط اسینتوباکتر sp با غلظت اولیه ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم



شکل۲: چگونگی رشد باکتری و حذف فنانترین توسط اسینتوباکتر sp با غلظت اولیه ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم

در نهایـت روند کاهـش فنانترین با ۴ معادلـه منحنی خطی، نمایی و چند جمله ای درجه ۲ و ۳ فیت شد نتایج درجدول۱ نشان داده شده اند.

معادله رگرسـیون چندجمله ای درجـه ۳ بهترین معادله برای غلظت ۱۰۰ میلی گـرم بر کیلوگرم با ضریب تبیین (R^2) برابر ۰/۹۵۷۹ و بـرای غلظـت ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم با ضریب تبیین(R^2) برابر ۰/۹۹۱ به دست آمد.

بحث و نتیجه گیری

پس از غنی سـازی، باکتری های جداسـازی و شناسـایی شده شامل اسینتوباکترsp، کپنوسیتوفوگا اکرا، باسیلوس لیچنی فرمیس، باسـیلوس sp، اسـتافیلوکوکوس گزیلـوزس بودند. آزمایشـات اولیه نشان دادند توانایی اسـینتوباکترsp در حذف فنانترین بیش از سـایر باکتری ها است بنابراین از این باکتری برای بررسـی مدل تجزیه زیستی فنانترین در خاک های آلوده استفاده شد.

در چنـد دهه اخیر توانایی باکتری ها برای اسـتفاده از PAHs به عنوان سوبسـترای رشد توسـط مطالعات وسیع مستند شده است (۳) ازباکتری های جداسـازی شده در تحقیقات دیگران می تـوان بـه پسـودموناس، باسـیلوس، اسـتافیلوکوکوس و اسینتوباکتر اشاره کرد که توانسـتند در محیط حاوی فنانترین، پیرین و فلورانتن رشد کرده و این ترکیبات را تجزیه کنند (۲۳). با توجه به راندمان بالای حذف فنانترین در محیط ۱۰۰ و ۵۰۰

[Downloaded from journals.tums.ac.ir on 2024-09-20]

میلی گرم برکیلوگرم (به ترتیب ۹۹/۴٪ و۹۶ ٪) می توان گفت که اسینتوباکتر پتانسیل بالایی در حذف فنانترین از خاک های آلوده دارد. نتایج حاصل از تحقیق مارکز و همکارانش (۲۰۰۵) نشـان داد که ۵۷ الی ۷۰ ٪ هیدروکربن ها (غلظت اولیه ۱۵۰۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم) توسـط باسـیلوس و پسودوموناس در مـدت ۳۰ روز حذف گردید. نرخ کاهـش هیدروکربن ها بین ۰/۲۷ تـا ۰/۳۹ گرم برکیلوگرم در روز بود و میزان کاهش آنها در طـول ۳۰ روز به ۸/۱ ـ ۶/۷۱ گرم بر کیلوگرم خاک رسـید (۲۴). ایـن میـزان در این مطالعه در غلظـت های ۱۰۰ و ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم درطـول ۳۰ روز به ترتیب بین ۰/۰۸۱۸ تا ۰/۰۹۹۴ و ۰/۱۶۸ تا ۰/۳۸ گرم برکیلوگرم خاک به دسـت آمد. غلظت اولیه در تحقیق مارکز ۳۰ برابر غلظت ۵۰۰ و ۱۵۰ برابر غلظت ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم در مقایسـه با تحقیق ما می باشـد که می توان نتیجه گرفت کـه با افزایش غلظت اولیه نرخ حذف افزایش می یابد. ضمن این که در تحقیق حاضر نیز با مقایسـه بین نرخ حذف در محیط ۱۰۰ و ۵۰۰ میلی گرم بر کیلو گرم خاک نیز نتیجه ی فوق حاصل گردید.

در تحقیقی که توسـط بن سید و همکارانش (۲۰۰۷) در تونس انجام شـد اسینتوباکترSP و اسـتافیلوکوکوس SP توانستند به ترتیب حدود ۷۰ و ۸۰ ٪ از فنانترین را حذف کنند (۲۳). قابل ذکر اسـت کـه در غلظت ۱۰۰ میلی گرم بـر کیلوگرم، درصد حذف فنانترین در روز ۲۶ بیش از ۹۰ ٪ بوده و بعد از آن میزان کاهش فنانترین تا روز ۳۳ تقریبا ثابت مانده است. دلیل این امر را مـی توان کاهش محدودیت منبع کربنی و یا کاهش جمعیت زنده باکتریایی دانست که نتوانستند تکثیر سلولی مناسبی داشته باشند و و یا تولید مواد واسطه ای است که ممکن است برخی از آنها برای میکرو ارگانیسم مفید نباشد (۲۶، ۲۵).

کاهش رشـد جمعیت میکربـی در ۵ روز اول به دلیل تغییر در شـرایط محیط کشـت بود. با توجه به این که روند جداسازی بر اساس فرایند سـازگاری بوده و اسینتوباکتری که با فنانترین توانایی رشد داشته جداسازی شد، اما از طرفی پس از تکثیر در محیط کشت عمومی آزمایشگاهی (R_2A آگار) میکروارگانیسم به دلیل شـرایط رشد در محیط ضیافتی (شـرایط غنی از مواد غذایی) پس از وارد شدن به شرایط قحطی (محیط حاوی کشت معدنی و منبع کربن فنانترین) دچار حالت تنش شـده و رشـد آن کاهـش یافت. اسـینتوباکتر در مقابل این تنش عکس العمل نشان داده و دوباره خود را با شرایط جدید سازگار کرده و رشد آن افزایـش یافت (۲۷). به طوری که پـس از حدود ۷ روز به حداکثر رشد یعنی ۱/۵ تا ۲۲ برابر حداقل رشد رسید.

با وجود این که با افزایش درجه معادله تطابق بین نتایج حاصل از آزمایشـات و معادله بیشتر می شود، اما ضرایب تبیین نشان می دهند که معادلات درجه یک و حتی خطی نیز توانسته اند رگرسیون مناسبی را حاصل نمایند.

به منظور بررسـی سـینتیکی روند کاهـش فنانترین در خاک

جدول۱: معادله منحنی خط تجزیه فنانترین توسط اسینتوباکتر

	غلظت اولیه ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم	غلظت اولیه ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم
معادله خطی	$y = -۲/۷۱۹x + ۸۳/۵۶$ $R^2 = ۰/۹۱۱$	$y = -۸/۸۲۶x + ۴۹۰/۵$ $R^2 = ۰/۹۴۸$
معادله نمایی	$y = ۱۵۹/۵e^{-۰/۱۳x}$ $R^2 = ۰/۸۲۷$	$y = ۶۶۶/۸e^{-۰/۰۵x}$ $R^2 = ۰/۹۵۶$
معادله چند جمله ای درجه دو	$y = ۰/۰۵۳x^2 - ۴/۴۵۴x + ۹۰/۷۶$ $R^2 = ۰/۹۴۱$	$y = ۰/۱۰۲x^2 - ۱۴/۷۷x + ۵۳۳/۶$ $R^2 = ۰/۹۸۷$
معادله چند جمله ای درجه سه	$y = -۰/۰۰۴۵x^3 + ۰/۲۷۸۴x^2 - ۷/۱۹۷۶x + ۹۴/۹۵۲$ $R^2 = ۰/۹۵۷۹$	$y = ۰/۰۰۲x^3 - ۰/۱۱۱x^2 - ۹/۹۹۰x + ۵۱۹/۳$ $R^2 = ۰/۹۹۱$

[Downloaded from journals.tums.ac.ir on 2024-09-20]

معـادلات خطی، نمایی، چند جمله ای درجه دو و سـه مورد بررسـی و تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. نتایج نشـان داد که در اکثر موارد کاهش فنانترین در محیط دوغابی با تبیین مناسـبی (بیش از ۰/۹) از معادلات سـینتکی بیان شـده پیروی می کند کـه با افزایش درجه معادلـه، ضریب تبیین نیز افزایش می یابد (جـدول ۱). این تبعیت در غلظت های بالاتر بیشـتر مشـهود اسـت: به طوری که برای غلظت ۵۰۰ میلـی گرم بر کیلوگرم می توان گفت که روند کاهش از معادله نمایی یا سینتیک درجه اول پیـروی می کند و این تبعیت با نظرات مالتیک و همکاران (۲۰۰۹) که نشـان دادند سـینتیک تجزیه زیستی می تواند از طریق سینتیک درجه اول تخمین زده شود مطابقت دارد (۲۸). نهایتـا می تـوان گفت که باکتری های بومی توانایی مناسـبی در حـذف آلودگی های نفتی دارند و در مقیاس آزمایشـگاهی روند حذف با تقریب منا سـبی قابل پیش بینی اسـت با توجه به داده هـا می توان نتیجه گرفت که نـرخ حذف آلاینده های نفتی به غلظت اولیه بسـتگی داشته و با افزایش آن نرخ حذف افزایش می یابد.

تشکر و قدردانی

مراتب تشـکر و قدردانی خود را از خانم دکتر فلورا شایق، مسئول محترم گروه فناوری و نوآوری پژوهشگاه صنعت نفت، آقای فرامرز مسـجدیان مربی گروه میکروبیولوژی دانشـکده پزشکی و آقای مهندس علی اسرافیلی مسئول محترم آزمایشگاه تجزیه دسـتگاهی دانشـکده بهداشـت به خاطر همکاری در مراحل مختلـف تحقیق ابراز می نماییم. تحقیق حاصل مربوط به پایان نامه دوره کارشناسـی ارشـد گروه مهندسی بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی ایران بوده و از کلیه ی حامیان این تحقیق سپاسگزاری به عمل می آید.

منابع

1. Juhasz,A.L. and Nadiu,. R., 2000. Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo [a] pyrene. International Biodeterioration & biodegradation. 45(1-2):57-88.
2. Zhuang, W. Q., Tay, J. H., Massena, A. M., Krumholz, L. R., Tay, S. T. L.,2003. Importance of Gram-positive naphthalene-degrading bacteria in oil-contaminated tropical marine sediments. Letters in Applied Microbiology.36(4):251-257.
3. Bamforth,S.M and Singleton,.L, 2005. Review Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons: current knowledge and future directions. Journal of Chemical Technology and Biotechnology. 80(7):723–736.
4. Samant,.K. S, Om V. Singh and Rakesh K. Jain, 2002. Polycyclic aromatic hydrocarbons: environmental pollution and bioremediation. TRENDS in Biotechnology.20 (6):243-248.
5. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 1996.Polycyclic aromatic hydrocarbons, http://www.atsdr.cdc.gov
6. Smith,M. J., Lethbridge. G, Burn .R G., 1997. Bioavailability and biodegradation of Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils. FEMS Microbiology Letters .152(1):141-147.
7. Morzik, A., Piotrowska-seget, z., Łabużek. S., 2002. Bacterial Degradation Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons, Polish Journal of environmental Studies. 12(1):15-25.
8. Gennaro P. Di, Franzetti. A., Bestetti G, . Lasagni. M, Pitea. D., Collina E.,2007. Slurry phase bioremediation of PAHs in industrial landfill samples at laboratory scale. Waste Management. 28(8):1338-45.
9. Wilcke, w., 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in soil – a review, J.plant Nutr. Soil. Sci. 163:229-248.
10. Zongqiang, G. Kassem, A. Berndt-Michael, W.,

[Downloaded from journals.tums.ac.ir on 2024-09-20]

Peijun Li., 2007. Activated carbon adsorption of PAHs from vegetable oil used in soil remediation. Journal of Hazardous Materials .143 (1-2) 372-378.
11. Elmaleh, S. and Ghaffor, N. 1996. Upgrading oil refineray effluents by cross-flow ultra filtration. Water Science Technology. 34(9):231-238.
12. Binet, T. and Espedal, E., 1996. Membrane separation of produced water. Water Science Technology. 34(9):239-246.
13. Rivas, J. Gimeno, O., Ruth, G., Calle, D., Beltrán, F. J., 2009. Ozone treatment of PAH contaminated soils: Operating variables effect. Journal of Hazardous Materials.169(1-3):509-515.
14. Youn-Joo, An,. Elizabeth, R. Carraway. 2002. PAH degradation by UV/H2O2 in per fluorinated surfactant solution. Water Research. 36(1):309-314
15. Ewies, J.B,. Ergas, S.J,. Chang, D.P.V. and Schroeder, E.D,. 1998. Bioremediation principles. Mc Grow-Hill.
16. Chaudhry, R.G., 1994. Bioloical Degradation and Bioremediation. Chapman & Hall. London.
17. Rezaei Kalantary, R., Badhoubi, A., Shojaosadati, S.A. and Ganjdoust, H., 2004. Biodegradation of Aanthracene in supersaturated medium by contaminated soil microorganisms mix culture. Modarres Technical and Eng., 14:39-48.(Persian)
18. Carlstrom, C.J. and Tuovinen, O.H., 2003. Mineralization of phenanthrene and flouranthene in yardwaste compost. Environmental Pollution, 124(1): 81-91.
19. Ressler, B.P,. Kneifel, H. Winter, J. 1999. Bioavailability of Polycyclic aromatic hydrocarbons and formation of humic acid-like residues during bacterial PAH degradation. Applied. Microbiology & Biotechnology. 53:85-91.
20. Cassidy,D.P.,Efendiev,S. and White,D.M., 2000. A comparison of CSTR and SBR bioslurry reactor performance. Water Research. 34(18): 4333-4342.
21. Ramirez, N., Cutright, T. and Ju, L.-K., 2001. Pyrene biodegradation in aqueous solutions and and soil slurries by Mycobacterium PYR-1 and enriched consotium. Chemosphere, 44(5): 1079-1086.
22. EPA (1996). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): Ultrasonic Extraction, Method 3550B. http://www.epa.gov/storet/modern/doc/LabSamplePrep20.pdf
23. Ben Said,O.,Goni-Urriza,M.S.,El Bour,M., Dellali,M.,Aissa,P., and Buran,R., 2007. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading bacteria from Bizerte lagoon sediment, Tunisa.Journal of Applied Microbiology.104(4): 987-997.
24. Marquez-Rocha, F.J., Olmos-Soto,J., Rosano-Hernandez, M.C. Muriel Garcia,m., 2005. Determination of the hydrocarbon-degrading metabolic capabilities of tropical bacterial isolates. International biodeterioration & biodegradation.55(1):17-23.
25. Ruberto, L., S. Vazquez, et al. (2003). "Effectiveness of the natural bacterial flora, biostimulation and bioaugmentation on the bioremediation of a hydrocarbon contaminated Antarctic soil." International Biodeterioration & Biodegradation 52(2): 115-125.
26. Gao, Y., X. Yu, et al. (2006). "Interactions of rice (Oryza sativa L.) and PAH-degrading bacteria (Acinetobacter sp.) on enhanced dissipation of spiked phenanthrene and pyrene in waterlogged soil." Science of the Total Environment, 372(1): 1-11.
27. Rittman,B.E and Mc Carty, P.L, 2001. Environmental biotechnology.
28. Maletić, S., Dalmacija, B., Rončević, S., Agbaba, J., Petrović, O., 2009. Degradation Kinetics of an Aged Hydrocarbon-Contaminated Soil. Water Air Soil Pollution. 202(1-4):149–159.

[Downloaded from journals.tums.ac.ir on 2024-09-20]

Survey of Phenantherene Biodegradation's Model in Contaminated Soils by Acinetobacter SP

Rashid Ashmagh F. [1], [*]Rezaei Kalantary R. [2], Farzadkia M.[3], Joneidy Jafari A.[3], Nabizadeh R.[3]

[1]Department of Environmental Health Engineering, Iran University, of Medical Sciences, Tehran, Iran

[2]Department of Environmental Health, School of Public Health Iran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

[3]Department of Environmental Health, School of Public Health Iran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

[4]Department of Environmental Health, School of Public Health Tehran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

Received 16 April 2009; Accepted 13 June 2009

ABSTRACT

Backgrounds and Objectives: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are a group of hazardous pollutants which have carcinogenic and mutagenic properties and accumulated in environment by different actions, therefore treatment of them is important. Biological treatments are simple and cheep technologies. This technology was recommended as a cost- effective method for treatment of these pollutants. In order to investigate the trend of pollution reduction of petroleum hydrocarbons in bioremediation, the phenanthrene biodegradation's model in contaminated soils was studied.

Materials and Methods: Firstly, PAHs capable degrading bacteria was isolated from petroleum contaminated soils and then their ability for biodegradation of phenanthrene was assessed in slurry phase. After that by using Acinetobacter which have the most potential of removing phenanthrene from soil, the biodegradation model was investigated in bench scale.

Results: Phenantherene removal efficiency was obtained 99.4% for 100 mg/kg and 96 % for 500 mg/kg concentrations in 33 and 60 days biodegradation period respectively. Phenantherene reduction rate varied from 2.99 to 8.86 and 1.4 to 11.09 mg/kg/day for 100 and 500 mg/kg concentrations, respectively.

Conclusion: Rate of phenantherene removal is depended on primary concentration of contamination and by increasing of primary concentration, phenantherene removal rate was increased. Also removal efficiency followed zero and first order kinetic model with good correlation.

Key words: Acinetobacter SP, biodegradation kinetic, Polycyclic aromatic Hydrocarbons

***Corresponding Author:** *roshanak.r.k@gmail.com*
Tel: +98 21 88779118 ***Fax:*** +98 21 88779118

[Downloaded from journals.tums.ac.ir on 2024-09-20]