محیط‌شناسی، دورهٔ ۴۰، شمارهٔ ۲، تابستان ۱۳۹۳، صفحهٔ ۲۹۶-۲۸۹

تأثیر پی- اچ (pH) بر تجزیهٔ هیدروکربن‌های نفتی کل در راکتورهای بستهٔ خاکاب با عملکرد متوالی

علی ترابیان[۱]، سیدحمیدرضا فاطمی[۲]، صابر حسنلو[۳]، علی محمدپور*[۴]

۱. استاد گروه مهندسی دانشکدهٔ محیط‌زیست دانشگاه تهران atorabi@ut.ac.ir
۲. کارشناس ارشد مهندسی عمران- محیط‌زیست دانشکدهٔ محیط‌زیست دانشگاه تهران hamidrezafatemi@yahoo.com
۳. کارشناس ارشد مهندسی عمران- محیط‌زیست دانشکدهٔ محیط‌زیست دانشگاه تهران saber_hasnlo@yahoo.com
۴. کارشناس ارشد مهندسی عمران- محیط‌زیست دانشکدهٔ محیط‌زیست دانشگاه تهران

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۲/۷/۸ تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۲/۱۲/۶

چکیده

آلودگی خاک و آب با هیدروکربن‌های نفتی مشکل زیست‌محیطی به شمار می‌رود. بنابراین، نیاز به تصفیه و حذف این آلودگی روزبه‌روز اهمیت بیشتری می‌یابد. در این تحقیق تجزیهٔ بیولوژیکی هیدروکربن‌های نفتی کل (TPH) تحت شرایط هوازی با استفاده از راکتورهای هوازی خاکابی مطالعه و بررسی شد. نمونهٔ خاک از منطقهٔ عظیم‌آباد که با ریختن، نشت مخازن ذخیرهٔ نفت و خطوط لوله آسیب‌دیده پالایشگاه تهران واقع در جنوب تهران آلوده شده بود، جمع‌آوری شد. در این مطالعه پی- اچ بهینه که به بهترین تجزیه TPH در راکتور بستهٔ خاکاب با عملکرد متوالی (SS-SBR) منجر می‌شود با تغییر pH و ثابت نگه‌داشتن سایر شرایط بررسی شد. دو راکتور خاکاب در اندازهٔ آزمایشگاهی طراحی و ساخته شدند. هر راکتور برای رسیدن به شرایط پایدار برای ۱۴ روز به صورت بسته راه‌اندازی شد، سپس ۶ بهره‌برداری با زمان ماند ۲ ماه صورت گرفت. هر راه‌اندازی pH مربوط به خود را دارا بود. در پایان این عملکرد، غلظت‌های TPH از طریق کروماتوگرافی گازی (GC) که دارای آشکارساز یونی شعله‌ای (FID) بود، آنالیز و مشخص شد. بر اساس این مطالعات SS-SBR راندمان بالایی در حذف TPH از خاک آلوده دارد به طوری که راندمان حذف آن در pH=7 و در بهترین شرایط (pH بهینه) به ۸۸/۳ درصد رسیده است. از این رو در این تحقیق pH بهینه در SS-SBR برای تجزیهٔ بیولوژیکی خاک‌های آلوده به TPH در محدودهٔ pH نرمال است.

کلیدواژه

تجزیهٔ بیولوژیکی، راکتور بستهٔ خاکاب با عملکرد متوالی (SS-SBR)، کروموتوگرافی گازی، pH، هیدروکربن‌های نفتی کل (TPH)، یونیزاسیون شعله‌ای.

۱. سرآغاز

هیدروکربن‌های نفتی (TPH)[۱] ترکیبات سمی و سرطان‌زا به شمار می‌روند که به صورت عمده در کشورهای در حال توسعه استفاده می‌شوند و می‌توانند به آلودگی خاک منجر شوند. از این رو آلودگی خاک و آب با هیدروکربن‌های نفتی به مشکل زیست‌محیطی فراگیر تبدیل شده است که نیاز به تصفیه و حذف این آلودگی روز به روز اهمیت بیشتری می‌یابد (Rajashekara Murthy, et al., 2010). روش‌های مختلفی برای حذف TPH در تصفیهٔ آب مطالعه شده است. از جمله این روش‌ها می‌توان به روش فیزیکی همانند جذب سطحی با استفاده از کربن فعال، رزین‌ها و زئولیت (Mitchell, C., 1992) و روش شیمیایی همانند ترسیب و اکسیداسیون شیمیایی، فرایند فنتون و تصفیه با اوزن (Fakhru'l-Razi, 2009) اشاره کرد. علاوه بر

* نویسنده مسئول: تلفن تماس: ۰۹۱۲۶۴۰۰۱۸۸
Email: alix.mohammadpour@gmail.com

Archive of SID
www.SID.ir

روش‌های فیزیکی و شیمیایی، روش‌های بیولوژیکی نیز (Cha, et al., 1999) کاربرد زیادی پیدا کرده است. همچنین، مطالعاتی روی حذف این ترکیبات با استفاده از فرایند تصفیهٔ ترکیبی شیمیایی- بیولوژیکی نیز انجام شده است (Goi, et al., 2006).

راکتورهای بستهٔ خاکاب (دوغاب) با عملکرد متوالی (SS-SBR)[۲] از مهم‌ترین گونه‌ها در زمینهٔ فناوری‌های خارج از محل و داخل محل محسوب می‌شوند که می‌توانند در زمینهٔ تصفیهٔ بیولوژیکی خاک‌های حاوی مقادیر بالای مواد آلی به کار گرفته شوند. در واقع تحت این شرایط، نرخ کاهش آلاینده‌ها به طور اساسی به فعالیت تخریب میکروارگانیزم‌ها در سیستم بستگی دارد و نتایج به‌دست‌آمده معمولاً پتانسیل تصفیهٔ بیولوژیکی واقعی خاک را منعکس می‌کند (Robles-Gonzalez, et al., 2006). کاربرد SS-SBRهای هوازی برای احیای بیولوژیکی خاک‌ها متداول است. مطالعات آزمایشگاهی، پایلوتی و تمام مقیاس (Full Scale) در خصوص راکتورهای غرقابی بیولوژیکی هوازی دربارهٔ احیای خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHها)[۳] (Collina, et al., 2005)، شوینده‌ها[۴] (Robles-Gonzalez, et al, 2006؛ Valentin, 2007؛ Plangklang, 2010)، دیزل‌ها (Manzo, et al. 2010)، و مواد منفجره (Daprato, R. C., 2005) دلالت بر موفقیت این روش دارند (Lewis, 1993).

راکتورهای فاز خاکابی مخازن همزن مناسبی دارند که در آن آب و خاک با هوا و سلول‌های میکروبی و مواد مغذی مخلوط می‌شوند. قبل از اضافه‌کردن خاک به راکتور لازم است خاک از الک با اندازهٔ حفرات ۱mm عبور کند. این الک‌کردن به علت خارج‌کردن سنگ، شن و مواد زائد که معمولاً دارای مواد آلوده‌اند و به سختی در فاز غرقابی معلق می‌شوند، است (Assink, et al., 1988).

بسیاری از فاکتورها همانند میکروارگانیزم‌های مناسب، مواد مغذی در دسترس، دما و pH در امکان‌پذیری و مؤثربودن تجزیهٔ بیولوژیکی تأثیر دارند (Alexander, 1999). توجه به این فاکتورها برای موفقیت و عملکرد مناسب سیستم‌های تجزیهٔ بیولوژیکی حیاتی است (Collina, et al., 2005). pH خاک پارامتر کنترلی مهم در فرایند است (Sprehe, et al. 1985). pH بهینه برای تجزیهٔ بیولوژیکی بین ۶ تا ۸ است، هرچند تجزیهٔ بیولوژیکی مؤثر می‌تواند خارج از این محدوده یافت شود (Huddleston, et al., 1986).

کمیتهٔ استاندارد اروپا[۵] (CEN) در آوریل ۲۰۰۴ پیش‌نویس استاندارد اروپا برای سنجش کمی TPH در پسماند خاک از طریق دستگاه کروماتوگرافی گازی ارائه کرد (prEN14039, 2004). این روش همچنین برای سنجش خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی انجام شده است (Wrenn and Venosa, 1996).

در این پروژهٔ تحقیقاتی روش خارج از محل (Ex situ)، که در مقایسه با روش‌های در محل (In situ) دارای سرعت بیشتر، کنترل بهتر و ساده‌تر است و برای تصفیهٔ دامنهٔ وسیع‌تری از آلودگی‌ها و انواع خاک‌ها استفاده می‌شود، (Hinchee and Olfenbuttel, 1991) انتخاب شده است.

در راستای روش‌های خارج از محل، فاز غرقابی انتخاب شد که در آن خاک آلوده با آب و دیگر افزودنی‌ها در راکتورهای بیولوژیکی مخلوط می‌شود. مواد مغذی و اکسیژن اضافه‌شده و شرایط محیطی بیوراکتور برای ایجاد شرایط بهینه برای رشد میکروارگانیزم‌ها به منظور تجزیهٔ آلودگی کنترل می‌شود. این تکنیک دو مزیت در پی خواهد داشت. اول اینکه این شرایط آزمایشگاهی بیشترین تماس بین فاز جامد و مایع را در پی دارد که دستیابی به جابه‌جایی توده و در نتیجه نرخ تجزیهٔ بیولوژیکی حاصل خواهد شد. ثانیاً، تجربیات تجزیهٔ فاز دوغابی می‌تواند بلافاصله به فرایند مقیاس واقعی تعمیم داده شود (Alleman and Leeson, 1999). تجزیهٔ بیولوژیکی نفت‌ها در راکتور بیولوژیکی فاز خاکابی

Archive of SID
www.SID.ir

(SPB)[۶] نرخ تجزیهٔ بالاتری از دیگر روش‌های تصفیهٔ بیولوژیکی دارد (US EPA, 1990). بازهٔ گسترده‌ای از عملکرد SPB در آزمایشگاه‌ها و مقیاس پایلوت آزمایش شده و یکی از مدل‌هایی که بهترین عملکرد را دارد، راکتور بستهٔ خاکابی با عملکرد متوالی (SS-SBR) است.

۲. مواد و روش‌ها

۱.۲. مواد مورد نیاز

برای استخراج حلال‌ها از خاک از اِنهگزان (C_6H_{14}-Cn) در درجهٔ HPLC و دی‌کلرومتان (CH_2Cl_2) ساخت شرکت مرک آلمان استفاده شد. سولفات سدیم گرانولهٔ غیرهیدراته (Na_2SO_4) از شرکت مرک که در حرارت ۴۰۰ درجهٔ سانتی‌گراد به مدت ۴ ساعت آماده شد، تأمین شد. اسید سولفوریک و سدیم هیدروکسید (NaOH) هر دو ساخت شرکت مرک آلمان نیز برای تنظیم pH استفاده شدند. همچنین، کلراید آمونیوم (NH_4Cl)، فسفات دی‌پتاسیم (K_2HPO_4) و فسفات مونوپتاسیم (KH_2PO_4) به‌منزلهٔ مواد مغذی که همگی ساخت شرکت مرک آلمان است، تهیه شدند.

نمونهٔ خاکی مطالعه‌شده، از منطقهٔ عظیم‌آباد واقع در جنوب پالایشگاه تهران برداشت و در ظروف آزمایشگاهی شیشه‌ای نگهداری شد و از آنجا به آزمایشگاه انتقال یافت. در ابتدا برای جداسازی مواد اضافی، خاک با الک ۱ میلی‌متر سرند شد. خصوصیات اصلی خاک در جدول ۱ نشان داده شده است.

۲.۲. تجهیزات اندازه‌گیری

تجهیزات آزمایشگاهی استفاده‌شده در این مطالعه به شرح زیر است:

۱. آنالیزور نیتروژن پروتئین NA2100 شرکت Thermoquest CE Instruments ساخت ایتالیا برای اندازه‌گیری نیتروژن و کل کربن آلی[۷] (TOC) با استفاده از روش احتراق (سوزاندن).

از آنجا که تکنیک احتراق (سوزاندن) تمام کربن را در یک نمونه محاسبه می‌کند؛ برای اندازه‌گیری TOC، ابتدا کربنات به وسیلهٔ تزریق اسید (acidification) و با توجه به روش ISO10694 از نمونه‌های خاک خارج می‌شود.

۲. مواد مغذی غیرآلی از طریق کروموتوگرافی یون در یک دوغاب ۱:۵ (w/w) آب یون‌زدایی‌شدهٔ دوبل، اندازه‌گیری شد.

۳. سیستم کروماتوگرافیک مجهز به سیستم پمپاژ ۵۱۵ آب، یک ستون آنیونی IC-PAK آب از شرکت Waters Corporate ساخت امریکا، یک آشکارساز UV/V مدل کونترون ۳۲۲ از شرکت Kontron Instruments ساخت ایتالیا و یک آشکارساز هدایت وسکن از شرکت Wedan Instruments ساخت امریکاست که برای اندازه‌گیری نیتریت، نیترات و فسفات به کار گرفته شد.

۴. pH متر متروهم ۶۹۱ ساخت کشور سوئیس (Metrohm, Swiss) برای اندازه‌گیری pH خاکاب با نسبت خاک به آب ۲:۵ (w/v).

۵. DO متر مدل ۵۰۱۷۵ شرکت هک (Hach 50175) ساخت امریکا برای اندازه‌گیری اکسیژن محلول.

جدول ۱. خصوصیات اصلی خاک

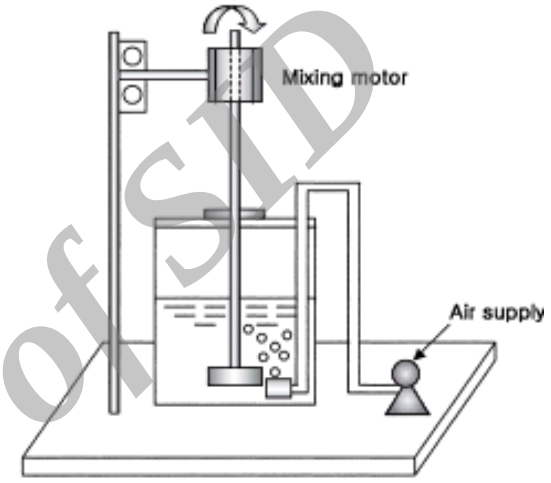
دانه‌بندی	درصد TOC (w/w)	درصد نیتروژن کل (w/w)	pH	نیترات و نیتریت (mg/kg)	فسفات (mg/kg)	TPH (mg/kg)	PAH (mg/kg)
ماسه و شن ۹۰ درصد، سیلت و رس ۱۰ درصد	۶/۴	< ۰/۰۱	۷/۵	<۰/۱	<۰/۱	۶۷۰۰۰	ناچیز

Archive of SID

www.SID.ir

۳.۲. روش کار

در این مطالعات، دو راکتور خاکابی در مقیاس آزمایشگاهی طراحی و تحت شرایط SS-SBR بهره‌برداری شدند. هر یک از راکتورها دارای حجم ۸ لیتر و از جنس پلاکسی گلاس بودند و قطر و ارتفاع آن‌ها به ترتیب ۱۹ و ۳۰ سانتی‌متر بود. در این راکتورها ورودی و خروجی مناسب تعبیه شد (شکل ۱).



شکل ۱. دیاگرام شماتیک راکتور خاکاب آزمایشگاهی

ارتفاع بهره‌برداری از راکتورها ۲۱ سانتی‌متر بود که ۹ سانتی‌متر بالایی آن آزاد است. بنابراین، حجم کلی راکتور ۶ لیتر است. برای تهیهٔ جریان خاکابی به آب درون راکتورها که در حال همزدن است، ۱۰ درصد حجمی بر اساس وزن خشک (w/v) خاک آلوده به TPH اضافه می‌شود. هر دو راکتور در حالت متوالی به مدت ۶۰ روز با دورهٔ ۱۴ روزه بهره‌برداری شدند.

یک نمونه خاک خشک الک‌شدهٔ (<۱mm) ۶۰۰ گرمی در ۶ لیتر آب معلق اضافه شد و برای موازنهٔ غلظت نهایی به یک نسبت مولی C:N:P به صورت ۶۰:۲:۱، نیتروژن و فسفر مورد نیاز به ترتیب به صورت NH_4Cl، K_2HPO_4 و KH_2PO_4 به‌منزلهٔ مواد مغذی اضافه شدند. هر دو راکتور از طریق موتورهای همزن با دور ۱۲۰rpm به طور مداوم هم زده شدند. جریان هوا به صورت حباب‌های ریز از کف راکتورها در تمام سطح پایینی توزیع شد به گونه‌ای که غلظت اکسیژن در درون راکتور 5mg/lit تنظیم شود. پمپ آکواریوم (Cellai 503U) برای تأمین اکسیژن استفاده شد. دمای خاکاب‌ها در ۲۵ درجهٔ سانتی‌گراد با استفاده از حرارت‌دهنده‌های اتوماتیک داخل راکتورها تنظیم و از طریق دماسنج پایش آن‌ها انجام شد.

طی مطالعه برای تنظیم pH هر دو راکتور در محدودهٔ بین ۵ تا ۱۰ (جدول ۲)، محلول ۱/۲N اسید سولفوریک و ۱/۲N هیدروکسید سدیم به ترتیب برای کاهش و افزایش pH، به سیستم تزریق شد. راکتورهای SBR در حالت اولیه به مدت ۱۴ روز برای رشد کامل میکروارگانیزم راه‌اندازی شدند، سپس ۶ بهره‌برداری با زمان ماند ۲ ماه اتخاذ شد. در پایان دورهٔ رشد بسته، حجم خروجی از قبل تعیین شده از هر راکتور خارج شد و خاکاب تازه و مواد مغذی، همان‌طور که قبلاً توضیح داده شد، به راکتورها اضافه شدند، سپس کاهش pH در SBR1 و افزایش pH در SBR2 اعمال شد. با بازکردن شیر خروجی، جریان با سرعت ۱ لیتر بر دقیقه خارج می‌شود و اضافه‌کردن حجم به صورت ورودی به‌یکباره انجام شد. زمان کل برای پر و خالی‌کردن مخزن کمتر از ۱ دقیقه بود و از این رو هیچ دورهٔ ماندی برای مواد خاک در SS-SBR در این مطالعه نتیجه نمی‌دهد. زمان ماند هیدرولیکی ۲ ماه به‌منزلهٔ زمان ماند مواد جامد بوده است.

در پایان شایان یادآوری است که میزان فعالیت و رشد میکروبی بر اساس تکنیک شمارش کلونی میکروبی (MPN)[۸] ارزیابی شد (Sainio, et al., 2006).

برای فاز جامد ترکیب ۳×۲۰ml دی‌کلرومتان و ان هگزان (۱:۱) به نمونهٔ ۵ گرمی خاک خشک اضافه و در دستگاه آلتراسونیک در ۳ نوبت ۵ دقیقه‌ای از طریق سیستم پاک‌سازی آلتراسونیک ساخت شرکت Power sonic 420 Hwashin کره جنوبی قرار داده شد. پس از آن نمونهٔ حاصل از سولفات سدیم عبور داده و در تغلیظ‌کنندهٔ کادرنا دانیش (KD)[۹] تحت گاز نیتروژن به مقدار تقریبی ۲ml برای آنالیز GC-FID، تغلیظ شد.

Archive of SID
www.SID.ir

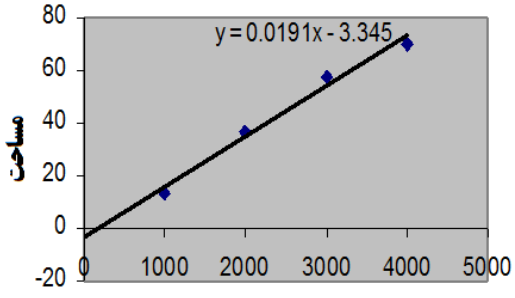
جدول ۲. میزان pH در راکتورهای خاکاب در هر بهره‌برداری

شرایط بهره‌برداری	۱	۲	۳	۴	۵	۶
SBR۱	۷/۵	۷	۶/۵	۶	۵/۵	۵
SBR۲	۷/۵	۸	۸/۵	۹	۹/۵	۱۰

فاز مایع ابتدا با کاغذ فیلتر سلولوزی ۰/۴۵m فیلتر و برای استخراج مایع LLE[10] با ۱ لیتر نمونه با ۳×۱۵ml با نسبت دی‌کلرومتان با ان هگزان (۱:۱) مخلوط و به دکانتور اضافه و در سه مرحلهٔ ۱۰ دقیقه‌ای به شدت تکان داده شد. سه قسمت استخراج‌شده مخلوط و با ۲ml گاز نیتروژن برای آنالیز GC-FID تغلیظ شدند.

TPHها در نمونه‌های خاک با کروماتوگرافی گازی[11] (GC) آنالیز شدند. برای آنالیز GC، ۲ میکرولیتر از نمونه در یک کروماتوگراف گاز سری UNICAM610 (J&W scientific) که دارای آشکارساز یونی شعله‌ای (FID)[12] بود، تزریق شد. ستون استفاده‌شده در آنالیز DB-5 با ۳۰ متر طول، ۰/۲۵ میلی‌متر قطر داخلی و ۲µm ضخامت فیلم (Chromatographic Specialties, Canada) بود. نیتروژن گاز محرک بود. تزریق‌کننده و آشکارساز FID دارای دمای به ترتیب ۲۸۰ و ۳۴۰ درجهٔ سانتی‌گراد بودند. دمای اولیهٔ ستون ۵۰ درجهٔ سانتی‌گراد برای ۵ دقیقه بود، سپس با نرخ افزایش ۱۰°C/min در مدت ۲۰ دقیقه به ۲۵۰ درجهٔ سانتی‌گراد می‌رسید و به مدت ۴۰ دقیقه در این دما می‌ماند.

منحنی‌های کالیبراسیون با استانداردهای دیزل هوا زده در غلظت‌های ۱۰۰۰ppm، ۲۰۰۰، ۳۰۰۰ و ۴۰۰۰ تهیه شدند (شکل ۲).

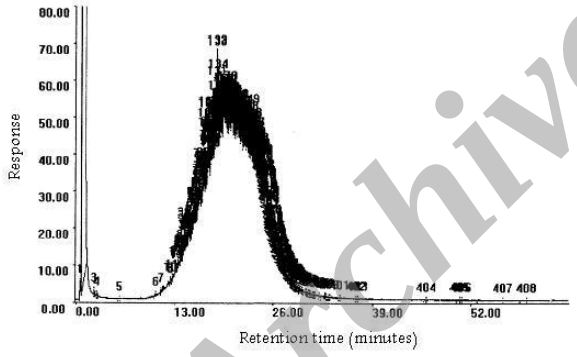


شکل۲. منحنی کالیبراسیون GC با ۴ نقطه

۳. نتایج و بحث

تأثیر pH بر تجزیهٔ بیولوژیکی TPH در این مطالعه بررسی شده است. مشخصات فیزیکی- شیمیایی خاک آلوده به TPH در جدول ۱ ارائه شده و خاک مشتمل بر غلظت بالای ۶۷۰۰۰ppm است. آزمایش‌های اولیه روی این خاک نشان داد که نوع آلودگی دیزل هوازده مطابق شکل ۳ بوده است که کروماتوگرام‌ها بعد از استخراج خاک به دست آمده‌اند.

الگوی آلودگی دیزل هوازده در تمامی نمونه‌های اولیه از کروماتوگرافی شکل ۳ تبعیت می‌کند.



شکل ۳.کروماتوگرام خاک آلوده به دیزل هوازده

SBRها برای رسیدن به حالت پایدار برای ۱۴ روز به صورت بسته راه‌اندازی ابتدایی شدند، سپس ۶ بهره‌برداری با زمان ماند ۲ ماه صورت گرفت. در پایان راه‌اندازی ابتدایی و در تمام دوره‌های بهره‌برداری جمعیت باکتری از طریق روش MPN شمارش شد (Wrenn and Venosa, 1996). رشد باکتری، pH و DO در دو راکتور در بهره‌برداری اول ثابت نگه داشته شدند. در روز ۱۴ راه‌اندازی جمعیت باکتری شمارش شد و مقدار آن مناسب و DO در راکتورها ۵ mg/l بود. پس از پایان بهره‌برداری اول pH در دو راکتور تغییر داده شد و هر

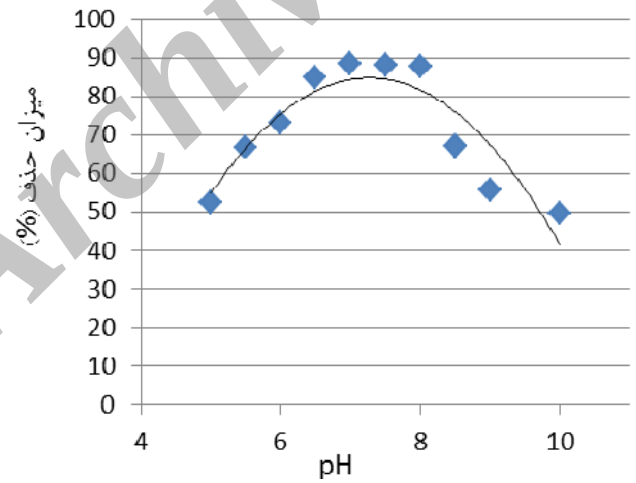
Archive of SID
www.SID.ir

راکتور pH مربوط به خود را در هر بهره‌برداری با توجه به شکل ۲ با استفاده از اسیدسولفوریک ۱/۲N برای کاهش و هیدروکسید سدیم ۱/۲N برای افزایش pH دارا بود.

اضافه‌کردن مواد اسیدی و قلیایی به آرامی برای هماهنگ‌کردن میکروارگانیزم‌ها با شرایط محیطی مناسب صورت گرفت، به طوری که در پایان هر بهره‌برداری جمعیت هتروتروفیک و استحاله‌گر از طریق روش MPN شمارش و مشخص شد که جمعیت باکتری طبیعی است.

این مطالعه نشان داد که راکتور خاکابی هوازی می‌تواند راندمان بالایی در حذف TPH از خاک آلوده داشته باشد. عملکرد راکتورها در حذف TPH در هر بهره‌برداری در جدول ۳ نشان داده شده است. SBR1 در دومین بهره‌برداری ۸۸/۳ درصد راندمان حذف را در pH برابر ۷ نشان می‌دهد؛ هرچند دو راکتور در اولین بهره‌برداری و SBR1 در سومین بهره‌برداری نتایج خوبی دارند. بنابراین، بهترین pH در محدودهٔ pH نرمال اتفاق می‌افتد. در نتیجه این pH برای این‌گونه عملکردها بهینه است و می‌تواند در مطالعات بعدی استفاده شود. شکل ۴ درصدهای حذف TPH و نتایج نمودار برآوردشده را نشان می‌دهد. حلالیت TPH خاک آلوده در فاز مایع در راکتورها در جدول ۴ نشان داده شده است. با توجه به شکل ۴ در پایان همهٔ بهره‌برداری‌ها آلودگی باقیمانده در فاز مایع کمتر از ۱ درصد بوده، زیرا مقدار TPH در این فاز بسیار اندک است.

مطالعات پیشین محققان روی تجزیهٔ بیولوژیکی TPH متمرکز بوده و گزارش‌های بسیار کمی روی تجزیهٔ TPH در راکتور خاکابی بسته با عملکرد متوالی وجود داشته است (Puskas, et al., 1995). با توجه به دانش ما، این اولین گزارش روی حذف بیولوژیکی کامل TPH از خاک آلوده در مختلف pHهای است. به نظر می‌رسد سیستم راکتور خاکابی بسته با عملکرد متوالی تحت شرایط هوازی نویدبخش و امیدوارکننده باشد. مزیت راکتور خاکابی شرایط بهره‌برداری سادهٔ آن است: این روش به مخلوط‌کردن، هوادهی و منبع کربن نیاز دارد.



شکل ۴. درصدهای حذف TPH و خط روند نتایج

جدول ۳. عملکرد راکتورها

حالات بهره‌برداری		۱	۲	۳	۴	۵	۶
راندمان حذف	SBR۱	۸۸	۸۸/۳	۸۵	۷۳/۲	۶۶/۵	۵۲/۴
TPH (٪) در راکتور	SBR۲	۸۸	۸۷/۸	۶۷	۵۵/۷	۵۰	۴۹/۴

Archive of SID
www.SID.ir

جدول۴.حلالیت TPH از فاز جامد به فاز مایع

حالات	SBR۱		SBR۲	
بهره‌برداری	جامد (٪)	مایع (٪)	جامد (٪)	مایع (٪)
۱	۹۹/۴۰	۰/۶۰	۹۹/۳۰	۰/۷۰
۲	۹۹/۳۸	۰/۶۲	۹۹/۴۰	۰/۶۰
۳	۹۹/۰۰	۱/۰۰	۹۹/۵۱	۰/۴۹
۴	۹۹/۴۴	۰/۵۶	۹۹/۵۰	۰/۵۰
۵	۹۹/۶۸	۰/۳۲	۹۹/۶۵	۰/۳۵
۶	۹۹/۶۸	۰/۳۲	۹۹/۷۰	۰/۳۰

۴. نتیجه‌گیری

برای کاهش هزینه‌ها و افزایش راندمان، پارامترهای بهره‌برداری باید بهینه باشند. pH خاک یکی از پارامترهای کنترلی مهم است. در این مطالعه pH بهینه برای بهترین تجزیهٔ TPH در SS-SBR با اعمال pHهای متفاوت و ثابت نگه‌داشتن سایر پارامترها بررسی شده است. غلظت TPH از طریق کروماتوگرافی گازی (GC) مجهز به آشکارساز یونی شعله‌ای (FID) آنالیز شد و pH بهینه برای تجزیهٔ بیولوژیکی خاک آلوده به TPH در SS-SBR در محدودهٔ نرمال تعیین‌شده و مقدار آن ۷ به دست آمده است.

یادداشت‌ها

1. TPH: Total Petroleum Hydrocarbon
2. SS-SBR: soil slurry–sequencing batch reactor
3. PAHs: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
4. Pesticides
5. CEN: European Committee for Standardization
6. SPB: Slurry – Phase Bioreactor
7. TOC: Total Organic Carbon
8. MPN: Most Probable Number
9. KD: Kuderna-Danish
10. LLE: Liquid of Liquid Extraction
11. GC: Gas Chromatography
12. FID: Flame Ionization Detector

منابع

Alexander, M. 1999. Biodegradation and bioremediation. 2nd ed. San Diego Academic Press, Page: 128-130.

Alleman, B.C., Leeson, A., 1999. Bioreactor and ex situ biologi cal treatment technologies. Columbus (OH) Battelle Press. Page: 160-162.

Assink, J.W., Wolf, K. Van der Brink, W .J., Colon ,F.J. 1988. Land Management at Industrial Sites. Proceedings of the Conference Contaminated Soil '88, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 861–870.

Cha, D.K., Chiu, P.L., Kim, S.D., Chang, J.S. 1999. Treatment Technologies. Water Environment Research. 71(5), 870–885.

Collina, E., Bestetti, G., Di Gennaro, P., Franzetti, A., Gugliersi ,F., Lasagni ,M., Pitea, D. 2005. Naphthalene biodegradation kinetics in an aerobic slurry-phase bioreactor. Environment International 31 167– 171

Daprato, R. C., Zhang, Ch., Spain, J. C., Hughes, J. B. 2005. Modeling aerobic bioremediation of 2,4-dinitrotoluene in a bioslurry reactor. Environ. Eng. Sci. 22(5):676–688.

Fakhru'l-Razi, A., Pendashteh, A., Abdullaha, L. Ch., Dayang, R. A. B., Madaeni, S. S., Zurina Z. A. 2009.

Review of technologies for oil and gas produced water treatment. Journal of Hazardous Materials 170: 530-551.

Goi, A., Kulik, N., Trapido, T. 2006. Combined chemical and biological treatment of oil contaminated soil. Chemosphere 63: 1754-1763.

Hinchee, R.E. and Olfenbuttel, R.F. 1991 .On-site bioreclamation: processes for xenobiotic and hy drocarbon treatment. Butterworth-Heinemann Publisher Page: 80-83.

Archive of SID
www.SID.ir

Huddleston, R.L., Bleckmann, C.A., Wolf, J.R. 1986. Land treatment biological degradation processes. In Land treatment: A Hazardous Waste Management Alternative.

Lewis ,R.F.1993. SITE Demonstration of Slurry-Phase Biodegradation of PAH C ontaminated Soil. Air Waste. 43:4, 503–508.

Manzo, S., Carotenuto, R., Picione, F. D. L., Rocco, A. 2010. Ecotoxicological evaluation of a diesel-contaminated soil during a micro-scale bioremediation process. Fresenius Environ. Bull. 19(8B):1756–61.

Mitchell, C., Braden, M.L. 1992. Proce ss for removing water-soluble organic com pounds from produced water. US Patent No. 5,135,656.

Plangklang, P., Reungsang, A. 2010. Bioaugmentation of carbofuran by Burkholderia cepacia PCL3 in bioslurry phase sequencing batch reactor. Process Biochem. 45:230–8.

prEN, 14039:2004:E. 2004. Characterization of Waste Determina tion of Hydrocarbon Content in the Range of C10 to C40 by Gas Chromatography, European Committee for Standardization, Brussels.

Puskas, K., Al-Awadhi, N., Abdulla h, F., Literathy, P. 1995. Rem ediation of oil-contaminated sandy soil in a slurry reactor. Environment International. **21**, 413–421.

Rajashekara Murthy, H. M., Thakur, M. S., Manonmani, H. K. 2010. Degradation of technical grade hexachlorocy clohexane in soil slurry by a defined microbial consortium. Int. J. Environ. Res. 4(3):471–478.

Robles-Gonzalez, I.V., Rios-Leal, E., Ferre ra-Cerrato, R., Esparza-Garcia, F., Rinde rkenecht-Seijas, N., Poggi-Varaldo, H. M. 2006. Bioremediation of a mineral soil with high contents of clay and organic matter contaminated with herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid using slurry bioreactors. Process Biochem. 41(9):1951–60.

Sainio, P., Makinen, I., Hutter, J. W., den Ouden, T. 2006. Feasibility study for the preparation of certified reference materials part I — mineral oil contaminated soil, Accredit. Qual. Assur. **11** 116–121.

Sprehe, T.G., Streebin, L.E., Robertson, J.M., and Bowen, P.T. 1985. Process considerations in land treatment of refinery sludges .In *Proc. 40th ind. Waste Conf.* May 14-16, Purdue University, West Lafayette, IN. Butterworth, Boston. 529-534.

US EPA, 1990. Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/2-90, Engineering Bulletin: Slurry Biodegradation. Washington, DC.

Valentin, L., Lu-Chau, T. A., Lopez, C ., Feijoo, G., Moreira, M. T., Lema, J. M. 2007. Biodegradation of dibenzothiophene, fluoranthene, pyrene and chrysene in a soil slurry reactor by the white-rot fungus Bjerkandera sp. BOS55. Process Biochem. 42:641–648.

Wrenn, B.A., Venosa, A.D. 1996. Selective enumeration of aromatic and aliphatic hydrocarbon degrading bacteria by a most-probable-number procedure. Canadin Journal Microbiology42, 252–258.

Archive of SID

www.SID.ir