بررسي تصفيه پذيري هواي آلوده صنعتي به تري‌اتيل‌آمين با روش بيولوژيكي

هما كشاورزي شيرازي*[۱]، ايوب تركيان [۲]، علي اكبرعظيمي[۳] و ناصر مهردادي[۳]

[۱]مربی دانشکده محیط زیست - دانشگاه تهران

[۲]عضو هيئت علمي و رئيس مركز آب و انرژي دانشگاه صنعتي شريف

[۳]استادیار دانشکده محیط زیست - دانشگاه تهران

(تاریخ دریافت ۸۵/۸/۲۷ , تاریخ دریافت روایت اصلاح شده ۸۶/۲/۱۵ , تاریخ تصویب ۸۶/۳/۳۰)

چكيده

در این پژوهش تجزیه بیولوژیکی گاز تری اتیل آمین(TEA) به عنوان یکی از روشهای کنترل آلاینده های صنعتی مورد بررسی قرار گرفته است، دو راکتور با حجم مؤثر ۶L که هر یک از سه بخش جداگانه تشکیل شده بود در دماهای ۲±۲۳ (راکتورA) و ۲±۳۰ ^{o}C (راکتورB) استفاده شده است. بستر بیوفیلتر با۶۰٪ کمپوست و ۴۰٪ خرده های چوب همراه با لجن فاضلاب شهری آماده شد و ضمن بارگذاری ۸-۱۳۰$g/m^3.hr$ ، اثر دما(۳۰^{o}Cو۲۳)، رطوبت بستر(۵۵-۳۸٪)، غلظت ورودی آلاینده (۴۰۰ppm-۲۰) و زمان ماند هیدرولیکی (۶۰- ۴۰ ثانیه) حذف بیولوژیکی TEA مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که راند مان حذف درغلظت ppm ۲۵۰-۲۰ بیشتر از ۹۰٪ و در ppm۴۰۰-۲۵۰ بالاتر از۶۵٪ می‌باشد. تغییر زمان ماند هیدرولیکی در ستون(B) از ۶۰ به ۴۰ ثانیه میزان TEA خروجی را تا ۳۵٪ افزایش داده وبا کاهش رطوبت تا ۴۰٪ ، بازدهی حذف طی ۱۳ روز از ۸۷٪ به ۲۲٪ رسیده است. حداکثر ظرفیت حذف درراکتور (A) ، $g/m^3.hr$ ۶۱ و در راکتور (B)، $g/m^3.hr$ ۷۲/۲ به دست آمد.

واژه هاي كليدي: هوای آلوده صنعتی - تری اتیل آمین - بیوفیلتراسیون - تجزیه بیولوژیکی - کنترل آلاینده های صنعتی

مقدمه

روشهای فیزیکی (جذب سطحی و میعان) و شیمیایی (جذب، سوزاندن و اکسیداسیون) مختلفی برای تصفیه گازهای آلاینده در رفع آلودگی هوا بکار گرفته می‌شود اما این روشها برای جریانهای گاز آلوده با دبی زیاد و غلظت‌پایین مقرون به صرفه نمی‌باشند. با توجه به هزینه مواد مصرفی، بهره برداری پیچیده و زائدات ثانوی ناشی از این فرایندها، در دهه های اخیر تحقیقات گسترده ای برای یافتن تکنولوژیهای مناسب‌تر شروع شده که روشهای بیولوژیکی در زمره کارآمدترین آنها می‌باشد. سه نوع از این سیستم‌ها درصنایع بکار برده می‌شود: بیوفیلتر، صافی چکنده، و اسکرابر بیولوژیکی. در بیوفیلتراسیون که رایج‌ترین نوع سیستمهای تصفیه بیولوژیکی میباشد، آلاینده های موجود در گاز آلوده، حین عبور از بستر طبیعی (کمپوست) یا مصنوعی (پلاستیک) بوسیله میکروارگانیسم ها تجزیه میشوند. تکنولوژی بیوفیلتراسیون زائدات ثانویه کمتری تولید نموده و هزینه راهبری آن برای آلاینده هایی با قابلیت تجزیه بیولوژیکی مناسب و غلظتهای تا $1gm^{-3}$کمتر می‌باشد [۱،۲]. در ابتدا روش بیوفیلتراسیون برای حذف ترکیبات بد بو و معدنی نظیر H_2S از هواکاربرد داشت، اما مطالعات اخیر نشان داده است که بیوفیلترها می‌توانند بطور موفقیت‌آمیزی برای کنترل ترکیبات آلی فرار و آمینها نیز مورد استفاده قرار گیرند[۳ ,۴].

در فرآیند بیوفیلتراسیون هوای آلوده از بستر طبیعی یا مصنوعی عبور کرده و آلاینده‌ها ابتدا به فاز آبی و سپس به بیوفیلم انتقال می‌یابند وسپس توسط جمعیت میکربی تجزیه بیولوژیکی می‌شوند[۵]. با توجه به ضرورت وجود تراکم مناسبی از میکروارگانیسمهای خو گرفته به آلاینده‌های مورد نظر، برای تسریع در تشکیل بیوفیلم غالبا از لجن فعال بعنوان بذر اولیه استفاده می‌شود. رطوبت مورد نیاز از طریق مرطوب سازی گاز آلوده ورودی تأمین میشود [۶ , ۷]. آمینها عمده‌ترین آلاینده های

* نویسنده مسئول : تلفن : ۶۱۱۱۳۱۶۳ – ۰۲۱ , فاکس : ۶۶۴۰۷۷۱۹ – ۰۲۱ , Email : hshirazi@ut.ac.ir

Archive of SID
www.SID.ir

گازی منتشره از کارخانه های تولید مواد شیمیائی وریخته‌گریها هستند و تری‌اتیل‌آمین هم یکی از این آلاینده‌های آلی نیتروژن دار محسوب می‌شود. از آنجائیکه آمینها به خوبی قابل تجزیه میکروبی هستند، بیوفیلتراسیون روشی بسیارمطلوب برای تصفیه آنها به شمار می‌رود[۸]. همینطور بیوفیلتراسیون یک فناوری ابداعی‌کنترل گازهای آلوده به VOCs[1] یا HAPs[2] است. میکروارگانیزمهای مسئول این تغییر و تبدیل هم با جذب سطحی روی سطح بستر بیوفیلتر و هم به صورت شناور در آب موجود در خلل و فرج بستر عمل تجزیه را انجام می دهند [۹].

ترکیبات نیتروژنه نظیر آمونیاک و آمینها از فرایندهای تولید کودوسموم، ریخته‌گری و صنایع شیمیایی‌انتشار می‌یابند. برای مثال در زباله‌سوزهای شهری غلظت متیل‌آمین ppm ۵/۳۷ و تری‌اتیل‌آمین ppm ۲۶ گزارش شده است. در تصفیه خانه های فاضلاب ppm ۸۰-۶۰ آمونیاک و ppm ۰/۲۶– ۰/۱۵ انواع آمین وجود دارد [۱۰]. برخی واحدهای ریخته‌گری صنایع خودروسازی در ایران در بخش ماهیچه سازی به روش جعبه سرد فنولیک اورتان از سه سیستم اتصال دهنده ماسه استفاده می‌کنند که شامل رزین فنولی، ایزوسیانات پلیمری و TEA در نقش کاتالیزور است. کاتالیزور آمینی به عنوان سخت کننده و استحکام بخش با جریان هوا و با فشار از درون قالب حاوی مخلوط ماسه عبور داده می‌شود. لذا TEA در گازهای خروجی از دودکش چنین واحدهای صنعتی وجود دارد. برای مثال گاز خروجی از واحد ریخته‌گری کارخانه ایران خودرو که از سیستم جعبه سرد استفاده می‌کند، آلوده به این آلاینده است. متوسط غلظت TEA درهوای خروجی ازاین واحد کارخانه حدود ppm ۷۰-۶۰ گزارش شده است [۱۱].

TEA ماده‌ای محرک و بسیار بدبو بوده که برمجاری تنفسی و مخاط ریه با ایجاد گلو درد و تنگی نفس تأثیر می‌گذارد. بر روی سیستم بینایی اثرگذاشته و باعث سوختگی قرنیه می‌شود. در مواردی بر اثر استنشاق این ماده اثراتی نظیر سردرد و تهوع در بین افراد دیده شده است.

تری‌اتیل‌آمین یک آمین نوع سوم است که شکسته شدن شاخه های اتیل آن به تدریج طی سه مرحله انجام می‌شود؛ ابتدا دی‌اتیل‌آمین سپس‌اتیل‌آمین و در نهایت آمونیاک آزاد میگردد. در راکتورهای بیولوژیکی عملیات تجزیه توسط باکتری‌های آمونیاک‌ساز انجام می‌شود و آمونیاک آزاد شده برحسب نیاز در رشد سلول‌های جدید شرکت می‌کند و مابقی به صورت $NH4^+$ آزاد می‌شود. فرایندآمونیاک سازی عبارت است از آزاد شدن آمونیاک از ترکیبات آلی نیتروژن دار. آمونیاک حاصل از تجزیه تری‌اتیل‌آمین به دلیل وجود ملکولهای آب موجود در بستر به صورت یون آمونیوم در می‌آید. گاز آمونیاک با یون آمونیم در حالت تعادل با یکدیگرقرار می‌گیرند:

آمونیاک یونیزه نشده در تعادل با یون آمونیاک و یون هیدروکسیل واقع می شود . این واکنش سریع بوده و توسط پی‌اچ ودما کنترل می‌شود. *مرحله بعد* نیتریفیکاسیون است که فرآیندی است که طی آن آمونیاک آزاد و یون آمونیوم به نیتریت و نیترات اکسید می‌شوند. در راکتور های بیولوژیکی، آمونیاک توسط دوگروه باکتری که به توالی عمل می‌کنند تغییر شکل می‌یابد. انرژی آزاد شده در این واکنشها، توسط نیتریفایرها در سنتز مواد آلی سلولی از منابع کربن غیر آلی نظیر دی‌اکسیدکربن، کربناتها و بی‌کربناتها استفاده می‌شود که فرم غالب، بیکربنات است[۱۲]. گروه باکتری‌های نیتروزوموناس و نیتروباکتر عمده میکروبهایی هستند که عملیات تبدیل آمونیاک به نیترات را بر عهده دارند. لذا در تجزیه بیولوژیکیTEA تبدیل آن تا مرحله نیترات سازی پیش می رود و مشکل آزاد شدن آمونیاک در محیط پیش نخواهد آمد[۱۰]. از آنجائیکه TEA ماده‌ای صنعتی است، استانداردهای آن توسط سازمان بهداشت‌حرفه‌ای و سلامت[3] ارائه شده است. طبق این استاندارد برای ۸ ساعت مجاورت شغلی مقدار مجاز آن ppm ۲۵ و استاندارد سالیانه هوای تنفسیppm ۰/۰۲۴ می باشد[۱۳]. در این تحقیق میزان کارایی روش بیوفیلتراسیون در حذف TEA در اثر نوسانات پارامترهای عملیاتی از جمله بارگذاری، زمان ماند هیدرولیکی، رطوبت و دما مورد بررسی قرار گرفته است. نتایج این تحقیق میتواند در طراحی و راهبری بهینه سیستمهای بیولوژیکی کنترل آلودگی گازهای صنعتی مورد استفاده مدیران صنایع کشور قرار گیرد.

مواد و روشها

بیوفیلتر: دو راکتور سه قسمتی از جنس پلکسی گلاس

Archive of SID

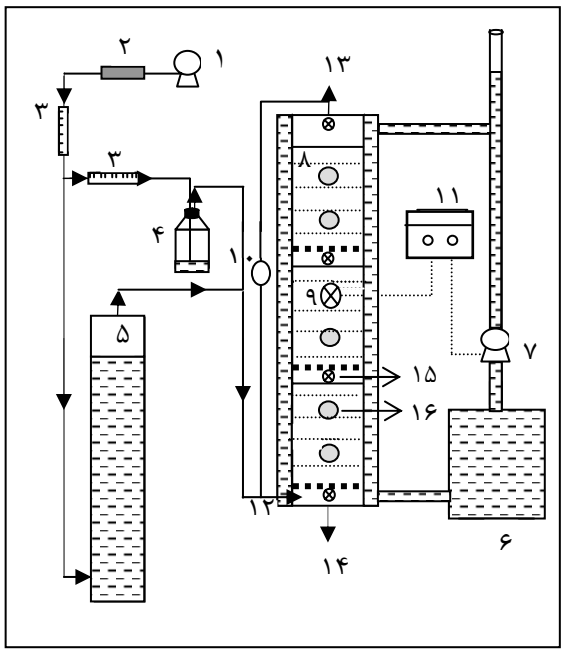
www.SID.ir

به ارتفاع یک مترو قطر ۱۰cm مورداستفاده قرار گرفت. علت استفاده از دو راکتور یکسان، مقایسه تاثیر دما بر روند تجزیه بیولوژیکیTEA است. زیرا فعالیت میکروبها وابسته به دماست و حد بهینه رشد و فعالیت برای هر گروه از میکروبها در دمای خاصی می‌باشد. درهربخش راکتورها به‌ارتفاع ۲۵ cm از آکند پرشد و با صفحه مشبک از جنس پلکسی گلاس ازبخش دیگر جدا گردید. بین هر بخش ۵cm فضای خالی‌وجود داشت تابه کمک صفحه مشبک توزیع مجدد هوا برای ورود به بخش بعد فراهم شود.

شیر خروج هوا برای نمونه برداری در همین قسمت تعبیه شده بود. در هر بخش‌دو دریچه به قطر۴cm برای نمونه‌برداری از بستر قرار داشت. برای کنترل دمای بستر، از جریان آب با دمای کنترل شده در خارج ستون استفاده شد تا بتوان دمای بستر را با دقت ±۱°C کنترل نمود. سنسور مخصوص دما با میله ۱۰ سانتیمتری در یکی از دو دریچه مخصوص نمونه برداری از آکند بخش میانی قرارداده شده بود. قرائت دمای بستر توسط صفحه نمایشگر دما که بر روی تابلوی سیستم برق نصب شده بود در طی عملیات بیوفیلتر انجام می‌شد.

درکف راکتوردریچه‌ای برای تخلیه نشتاب پیش‌بینی شده بود. هوای حامل TEA از کف بستر به طرف بالا جریان داشت و افت فشار با استفاده از مانومتر آبی پایش می‌شد. منبع تامین هوا کمپرسور۲۲۰ لیتری بود و هوا پس از عبور از فیلترو فلومتر به دو بخش تقسیم می شد. بخش‌کمی از آن با گذر از فلومتردوم وارد بطری حاوی محلول TEA شده و پس از خروج از سمت دیگر بطری، وارد جریان هوای ورودی به بستر می شد (گاز آلاینده به صورت خالص و با غلظتهای مورد نظر وارد سیستم شده است).

بخش اصلی هوای عبوری از بستر بعد از گذشتن از برج مرطوب ساز همراه با هوای حامل TEA از کف وارد راکتور می شد. برج مرطوب ساز مخزنی مکعب مستطیل به ارتفاع۱۰۰cm و سطح مقطع ۹۰۰ cm^2 بود. برای تنظیم درجه حرارت مرطوب ساز از المنت حرارتی ۲۰۰۰ وات دارای ترموستات استفاده شد.رطوبت هوا بعد از گذر از مرطوب ساز به حد اشباع می‌رسید(بیش از ۹۵٪). شکل (۱) راکتور بیولوژیکی و ملزومات آنرا نشان می‌دهد.



شکل-۱: سیستم بیوفیلتر همراه با ضمائم: ۱- پمپ هوا. ۲- فیلتر هوا. ۳- فلومتر(روتامتر).٤- ظرف حاوي *TEA* ۵- مرطوب‌ساز. ٦-مخزن آب ۷- پمپ آب ۸- بستربیوفیلتر. ۹- سنسوردما. ۱۰- مانومتر. ۱۱- کنترل کننده دما.۱۲-ورود هوا.۱۳-خروج هوا.١٤-خروج نشتاب ۱۵- شیر نمونه‌برداري هوا. ١٦-.دریچه نمونه برداري ازبستر.

جدول ۱: خصوصیات ماده بستروشرایط راه‌اندازي‌بیوفیلتر.

لجن فعال اضافه شده (گرم)	۲۸۲۸
وزن کل آکند (گرم)	۴۹۹۸
حجم مفید بستر (لیتر)	۵/۸۸
دانسیته بستر (گرم بر لیتر)	۸۵۰
رطوبت (درصد وزنی)	۵۶/۶
pH	۷/۵
وزن آکند بدون آب (گرم)	۲۱۷۰
افت فشار اولیه (سانتی متر آب)	۳/۵
دمای راکتور A (°C)	۲۰-۲۵
دمای راکتور B (°C)	۳۰ ± ۱

مواد بستر: آکند بستر مخلوطی از مکعب های چوبی با ابعاد cm ۰/۶-۰/۵ و کمپوست کارخانه کهریزک با دانه بندی mm ۵-۲ به نسبت۴۰:۶۰ حجمی چوب:کمپوست (با C:N:P برابر ۱۰۰:۷:۲ ، ۴۳٪ مواد آلی و pH برابر ۶/۸) بود. ۳ لیتر لجن فعال فاضلاب‌شهری(با MLVSS حدود ۵۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر) بعد از ۲۰ روز هوادهی و افزودن TEA ppm۱۰-۲ در روز به آن آماده‌سازی و به

Archive of SID
www.SID.ir

بستر افزوده شد. درجدول (۱) خصوصیات بستر و شرایط راه‌اندازی بیوفیلتر ذکر شده است.

شرایط کارکرد راکتور: غلظت TEA درهوای ورودی به راکتورهای A وB در طول عملیات به ترتیب در محدوده ۳۸۵ppm-۲۰ و ۳۰۰ppm-۲۵ تغییر داده شد. بارگذاری در بستربیوفیلتر A و B به ترتیب $72g/m^3.hr$- ۸ و $115g/m^3.hr$- ۶ بوده است. رطوبت هردو راکتور بین ۵۰ تا ۵۵ درصد و pH بستردرهر دو ستون بین ۹/۳-۷/۵ متغیربود به طوری که تا حدود ۸ ماه پس‌از آغاز بیوفیلتراسیون باوجود افزودن بافر، متوسطpH در کل بستربالاتراز ۸/۵ بود ولی پس از رسیدن به حالت تعادل بین ۷/۵ تا ۸/۳ ثابت شد.

نمونه برداری و سنجش: نمونه برداری از شیرهای ورودی‌وخروجی هوا با گاز شویی در حلال تری اتیل آمین (۲۰ml متانول، دبی هوای عبوری ۳۴۰ ml/min به مدت ۱۵ دقیقه) انجام شد. سنجش نمونه ها توسط دستگاه اسپکتروفتومتر (GBC ، UV/VIS مدل 911) در ۲۱۵ نانومتر انجام شد. نمونه های استاندارد دقیقا به همان روش نمونه برداری از هوای خروجی از بستر تهیه شد. یعنی مقادیر مشخصی از TEA به کیسه مخصوص حاوی ۱۰ لیتر هوا تزریق وسپس در حلال متانول به مدت ۱۵ دقیقه گازشویی شد[۱۴، ۱۵].

برای تعیین رطوبت بستر ۲ گرم ماده جامد از هریک از بخشهای بستر به مدت۲۴ ساعت درآون با دمای $105\ ^oC$ قرار داده شد. بعد از سرد شدن ماده و توزین مجدد آن میزان رطوبت محاسبه گردید. برای تعیین pH بستر حدود ۱ گرم ماده جامد هر بخش از ستون ها در ۲۰ml آب مقطرحل و برای مدت ۱۰ دقیقه بهم زده شد[۱۶].

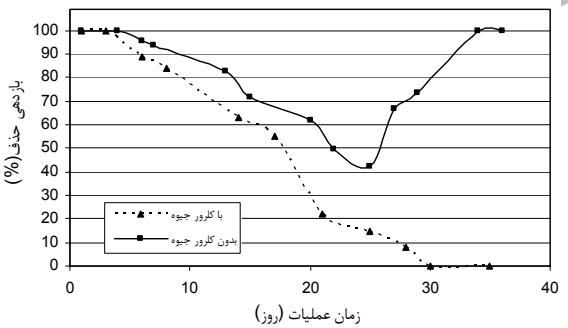
نتایج و بحث

راه‌اندازی

پس از آماده شدن راکتورهای بیولوژیکی هوای حاوی TEA با غلظت کم (حدود ppm ۳۰-۲۰) وارد شد. در ابتدا به دلیل جذب سطحی آکند بستر،حداکثر بازدهی در کاهش TEA مشاهده شد. پس از آن به تدریج ظرف مدت ۲۵ روز راندمان سیستم از ۱۰۰٪ به ۴۲٪ کاهش یافت. حذف کامل TEA در آغاز عملیات نمی توانست به دلیل تجزیه میکروبی باشد زیرا در این صورت باید سیستم با راندمان حذف ۱۰۰٪ به کارخودادامه می‌داد. به مرور که جمعیت میکروبهای سازگار شده با محیط فزونی یافت، عملیات تجزیه بیولوژیکی هم افزایش یافت و به حدود ۱۰۰٪ رسید.

تعیین میزان جذب آکند

نتایج سنجش TEA هنگام راه‌اندازی بیوفیلتر نشان داد که مکانیزمهای دیگری نظیر جذب سطحی آکند می‌تواند در حذف این ماده در ابتدای عملیات مؤثر باشد. برای تحقیق در خصوص عملکرد بیوفیلتر هنگام راه اندازی سیستم وتعیین زمان آغاز تجزیه بیولوژیکی ویا تحقیق در مورد میزان جذب سطحی آکند، بیوفیلتری حاوی آکند مشابه، که به وسیله کلرور جیوه، میکروب کشی شده بود آماده شد. سپس ضمن عبورهوای حاوی ۲۰ppm TEA از بستر، تغییرات غلظت آلاینده در هوای خروجی طی روزهای متوالی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که بعد ازگذشت۳۰ روز آلاینده بدون حذف از سیستم خارج شده است. همین شرایط عملیاتی درستون بیوفیلتری که میکروبهای موجود در کمپوست و لجن تصفیه خانه فاضلاب شهری در آن فعال بودند، اعمال شد که نتایج در شکل (۲) ملاحظه می شود.



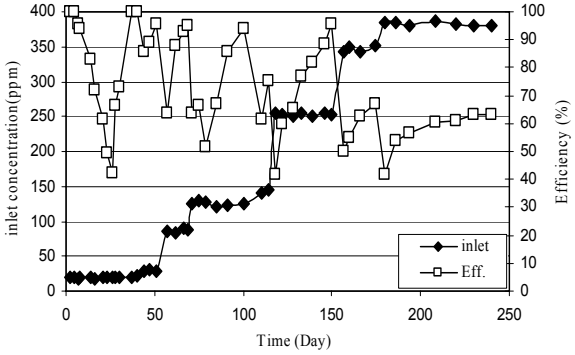
شکل۲: مقایسه میزان حذف تری‌اتیل‌آمین در هنگام راه‌اندازی بیوفیلتر با و بدون افزودن کلرور جیوه.

این آزمایش نشان دادکه همزمان با سایر مکانیزم های حذف، تجزیه بیولوژیکی تری‌اتیل‌آمین آغاز می شود. مقایسه نتایج بستر میکروب‌کشی‌شده(با کلرورجیوه) با بستر معمولی حاکی از آن است که طی دو هفته اول میزان تجزیه بیولوژیکی نسبت به سایر مکانیزمهای حذف در بستر(جذب، جذب سطحی و...) کم بوده اما بعد از سه هفته، تجزیه زیستی افزایش یافته به طوری که بعد از یک ماه تنها مکانیزم حاکم، حذف بیولوژیکی بوده است.

Archive of SID
www.SID.ir

راهبری

بعد از راه اندازی بیوفیلتر برای حفظ شرایط بهینه در رشد میکروبها هر دو هفته یکبار بستر زیر ورو می‌شد تا از توزیع غیر یکنواخت هوا در طول بستر جلوگیری شود. چون‌در۸ ماه اول pH بالاتر از ۸/۵ بود، بافر فسفات اضافه می‌شد که هم تاحدودی به رطوبت بسترکمک کند و هم pH را درحد ۸/۵ حفظ نماید. پس از رسیدن راندمان حذف به حداکثر خود و عدم تغییر غلظت TEA خروجی برای حدود یک هفته، غلظت TEA ورودی افزایش داده‌می‌شد.میزان‌افزایشTEA ورودی‌در غلظت‌های کمتر از ppm ۲۰۰، حدود ۸۰-۷۰٪ و در غلظت‌های بیش از۲۰۰ppm، حدود ۴۰-۱۰٪ بوده‌است. افزایش TEA با تنظیم هوای ورودی به بطری TEA به کمک روتامتر انجام می‌شد. پس از گذشت حدود ۸ ماه از آغاز کار بیوفیلتر pH درمحدوده ۸/۳-۷/۵ بدون افزودن بافرثابت شد و رطوبت بستر نیز درمحدوده ۵۵-۵۰٪ ثابت ماند.

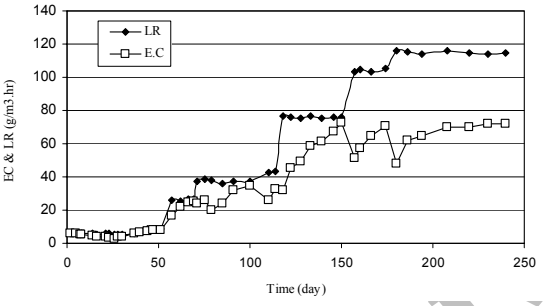


شکل ۳ : مقایسه بازدهي سیستم با تغییرات غلظت ورودي در ستون(*B*) .

تاثیر غلظت

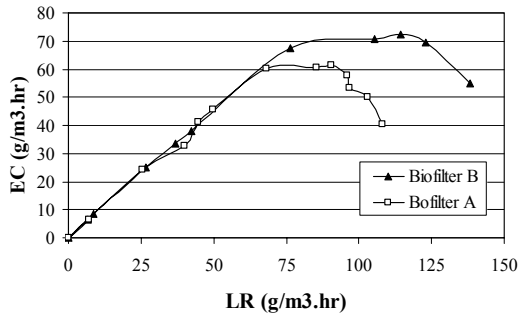
برای بررسی تاثیر غلظت ورودی در کارایی سیستم، هر بار پس از افزایش غلظت ورودیTEA وافزایش بازدهی حذف به بیش از۹۰٪ ، غلظت آلاینده ورودی اضافه می‌شد(شکل ۳). هر بار پس از افزایش غلظت، ابتدا راندمان کاهش می‌یافت‌که دو علت برای آن می توان ذکر کرد: ۱)کمبود جمعیت میکروبی برای تجزیه TEA اضافه شده، ۲) ایجاد حالت بازدارندگی برای میکروارگانیزمها، زیرا TEA در غلظتهای بالا می‌تواند برای میکروبها سمی باشد ولی اثر سمیت و بازدارندگی TEA درحذف آلاینده در غلظت‌های بالاتر از ppm۴۰۰-۳۵۰ دیده شده است[۸]. هنگامی‌که غلظت ورودی به بالاتر از ppm۳۵۰ رسید، به دلیل اثر بازدارندگی TEA و محدودیت توان بستر در حذف TEA اضافی ، میزان ظرفیت حذف بستراضافه نشده و با افزایش غلظت درصد حذف شروع به کاهش می نمود.

نتایج‌نشان‌دادکه هر قدر غلظت ورودی بالاتر باشد، زمان رسیدن به بالاترین حد بازدهی طولانی‌تر است. شکل (۴) تغییرات ظرفیت حذف را نسبت به افزایش بارگذاری(LR)[5] بر سیستم در طول زمان نشان می دهد. در این شکل نیز همان روند افزایش و کاهش نسبی ظرفیت حذف TEA ملاحظه میشود. ظرفیت حذف بستر (EC)[4]نیزدر طی زمان کاهش بازدهی سیستم، اندکی کاسته می‌شد و این امر نشان می‌داد که کمی حالت بازدارندگی وجود داشته است. ولی در عین حال توان بستردر تجزیه بیولوژیکی TEA با افزایش آن از بین نمی‌رفت و مدتی زمان لازم بود تا با شرایط افزایش غلظت آلاینده، خو بگیرد و به حالت پایدار درآید. افزایش بعدی ظرفیت حذف مؤید این امر بود.



شکل ۴ : مقایسه ظرفیت‌حذف *(EC)* با تغییرات بارگذاري*(LR)* در ستون(*B*).

تغییرات‌ظرفیت حذف در دو بیوفیلتر A و B روند یکسانی داشت. حداکثرظرفیت‌حذفTEAدر بسترهای بیولوژیکی BوA به ترتیب ۷۵و۶۱ $g/m^3.hr$ بود. شکل ۵ توان حذف بستر (EC) را در مقایسه با بارگذاری دردو فیلترA و B نشان می‌دهد.

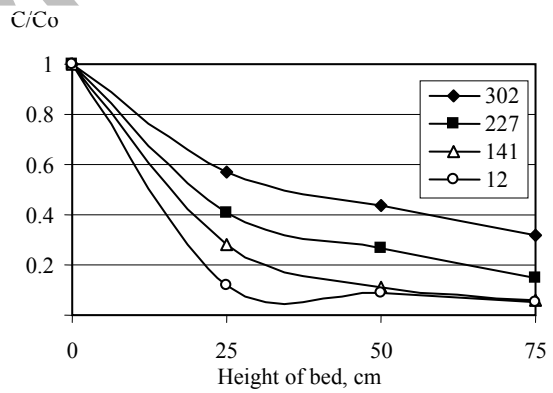


شکل ۵ : مقایسه تاثیر بارگذاري*(LR)* بر ظرفیت حذف *(EC)* در بیوفیلترهاي *A* و*B*.

Archive of SID
www.SID.ir

تاثیر دما

مقایسه راندمان حذف دربیوفیلترهایA و B نشان می‌دهدکه ستونB از کارائی بالاتری برخوردار است. بطوری کهدرppm ۲۵۰ ، ستونA ۸۰٪ ولی‌ستونB ۹۰/۴٪ راندمان داشته است. راندمان ۶۰ تا ۷۰٪ درهر دوبیوفیلترزمانی مشاهده شدکه غلظت ورودیTEAدر ستونA ppm ۲۸۰ ودرستونB ppm ۳۸۰ بود. نتایج نشان میدهد که به ازاء حدودC°۷-۵ افزایش دما راندمان حذف۳۵-۱۰٪ افزایش یافته است. در بیوفیلترها معمولامحدودهٔ دمایی میانه دوستی[5] (C°۳۵-۲۵) توصیه می‌شود. اغلب به ازاء هر C°۱۰ افزایش دما سرعت‌رشدمیکروبها دو برابر می‌شود. از طرفی چون ثابت هنری ترکیبات آلی با افزایش دما افزایش می‌یابد وحلالیت ترکیبات در فاز مایع کمتر می‌شود، ازبازده بیوفیلترکاسته می شود. در دو بیوفیلترA وB هرچنددوعامل فوق مؤثر باشد ولی افزایش رشد میکروبی با بالارفتن دما، عامل اصلی می‌باشد.

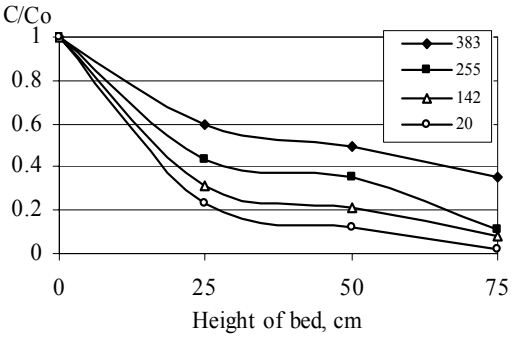


شکل ۶ : مقایسه حذف *TEA* در سه بخش بیوفیلتر با تغییر غلظت ورودي (راکتور*A*) .

گرادیان غلظت در طول بستر

روندتغییرات TEA در طول بستر با سنجش گاز خروجی از هر یک از بخشهای سه گانه بستر تعیین شد . با محاسبه میزان C/Co (غلظتTEA خروجی به ورودی) در هر یک از بخشها , دانسیته غلظت TEA در طول ستون جذب هنگام ثابت بودن غلظت ورودی در طول زمان به دست آمد.

شکل (۶) و (۷) به ترتیب گرادیان‌غلظتTEAرا در طول ستون دو بیوفیلترA وB نشان می‌دهد. در غلظت‌های ورودی مختلف راندمان حذف در بخش نخست، ورود TEA بیشتر از دو بخش دیگر بود، زیرا بخش‌نخست در مواجهه با مقادیر بالاتری از TEA قرار می‌گرفت، و رشد میکروبها در این بخش بیشتر بوده است.



شکل ۷ : مقایسه حذف *TEA* در سه بخش بیوفیلتر با تغییر غلظت ورودي*TEA* (راکتور*B*).

درغلظتهای‌ورودی‌کمتراز ppm ۱۵۰تفاوت بازدهی سیستم در بخش اول نسبت به دو بخش دیگر بیشتر بود زیرا دراین محدوده راندمان حذف بالاتر از ۸۰٪ وTEA انتقال یافته به بخشهای فوقانی کمتربود.

در غلظت های بالاتراز ppm ۱۵۰به دلیل کاهش راندمان‌در بخش نخست، مقادیر بیشتری ازTEA به بخش های بالاتر می‌رسید، جمعیت میکروبی اضافه شده وتفاوت گرادیان غلظت سه بخش کمتر شده بود. در طول عملیات بیوفیلتر بخش اول ۹۰-۴۲٪ و دو بخش دیگر هر کدام ۱۵-۵٪حذف را انجام داده‌اند. در بیوفیلتر B نیز روند تغییر غلظت مانند بیوفیلترA بوده است.

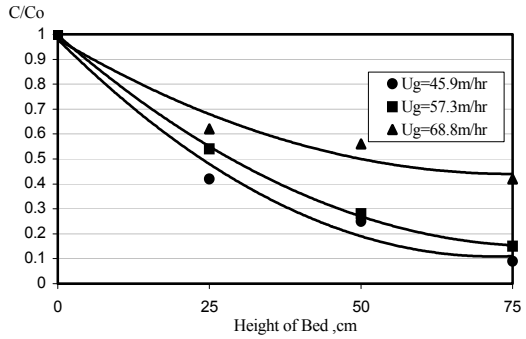
تاثیر زمان ماند هیدرولیکی

زمان ماندگار در بستر، یکی از پارامترهای مهم درکارائی سیستم‌های بیوفیلتر است. برای بررسی تاثیرزمان ماند هیدرولیکی ، غلظت ورودی TEA ثابت، ولی دبی هوای عبوری به تدریج اضافه شد. در سه زمان ماند ۶۰ ، ۴۸ و ۴۰ ثانیه، غلظت ورودی آلاینده در هوای ورودی به سیستم ppm ۲۲۰ نگه داشته شد. نتایج نشان داد که کاهش زمان ماند از۶۰ ثانیه به ۴۸ ثانیه باعث ۱۰٪ کاهش در ظرفیت حذف بیوفیلتر شده است. اما با کاهش زمان ماند به ۴۰ ثانیه راندمان به پائین‌تر از۵۰٪ رسیده و ظرفیت‌حذف به $g/m^3.hr$ ۳۸ تغییر یافت (یعنی ۳۵٪ کاهش داشته است). تغییر بازدهی بیوفیلتر با کاهش زمان

Archive of SID
www.SID.ir

ماند می‌تواند به دو دلیل باشد: اول؛ کاهش نفوذ TEA در بیوفیلم و عدم دسترسی میکروبها به ماده مغذی واختلال در تجزیه بیولوژیکی، دوم؛ کانالیزه شدن بستر به دلیل افزایش سرعت عبور هوا و عدم توزیع یکنواخت هوا در سیستم.

شکل (۸) میزان حذف TEA را در سه بخش بستر در سرعت‌های مختلف هوای ورودی مقایسه می‌کند.

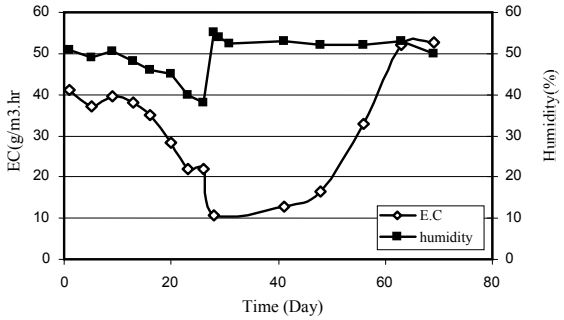


شکل ۸ : اثر تغییر دبي هواي عبوري از بستر در حذف TEA در طول راکتورB .

همانگونه‌که در این شکل ملاحظه می‌شود در سرعتهای ورودی ۴۵/۹ و۵۷/۳ m^3/hr بازدهی کلی سیستم در حذف TEA ۹۰-۸۵٪ اما در سرعت ورودی ۶۸/۸ m/hr بازدهی تاحدود ۵۵٪ کاهش یافته بود. تاثیر زمان ماند هیدرولیکی در هر سه بخش بستر به همین نحو مشهود بود.

تاثیر رطوبت

در این تحقیق رطوبت بستر بین ۵۰ تا ۵۵ درصد حفظ شد.منتها در یک مورد خاص که رطوبت تا حدود ۴۰ درصد کاسته شده بود عملکرد بستر و زمان رسیدن به وضعیت قبل از کاهش رطوبت مورد بررسی قرار گرفت که حاصل آن در شکل (۹) ملاحظه می‌شود. نتایج نشان دادکه با کاهش رطوبت به ۴۰٪ راندمان طی ۱۳روزاز ۸۷٪ به ۲۲٪ کاهش یافته است. برای ترکیبات آلی قابل انحلال‌درآب نظیر TEA (۷/۷۳g/l) اولین قدم در بیوفیلتراسیون، انتقال آلاینده از هوا به آب است ومیزان آب موجود در بستر عامل مهمی درجذب آلودگی از هواست. هر قدر رطوبت بیشتر باشد، جذب آلودگی بیشتر، فرصت تجزیه بیشتر و سرعت واکنش بیشتر خواهد بود. علت کاهش بازدهی سیستم عدم فعالیت میکروبها درمحیط کم‌آب و کاهش جدا شدن TEA از هوا و انحلال آن در آب است. با افزایش رطوبت بستر به حد مطلوب ۵۵-۵۰٪، حدود ۳۰ روز طول کشید تا ستون مجدداً به وضعیت قبل برگردد، زیرا فعالیت میکروبها بعد از افزایش رطوبت به سرعت زیاد نمی‌شود. علت آن است که بسترخشک شده و وقتی مجدداً مرطوب می‌شود، ملکولهای آب جذب سطح ذرات می‌شود. در چنین بستری فعالیت آب کاملا کم است و باکتری‌ها در محیطی که آب تنها جذب سطح جامد می‌شوند، فعال نخواهند بود. نتایج نشان داد که در دو راکتور A وB تاثیر کاهش رطوبت در ظرفیت حذف بستر یکسان است.



شکل ۹ : مقایسه تغییر ظرفیت حذف با تغییر رطوبت بستر در طول زمان درراکتور*A* .

نتیجه گیري

نتایج بیوفیلتراسیون تری‌اتیل‌آمین را می‌توان چنین خلاصه کرد:

- تری‌اتیل‌آمین قابلیت تجزیه بیولوژیکی دریک بیوفیلتر را دارد وتا غلظت ppm۱۵۰بیش از ۹۰٪ دردو دمای۲۲ و°C۳۰ بازدهی داشته است. بیوفیلتر با دمای بالاتر بازدهی بیشتری نسبت به بیوفیلتر دیگر نشان داد.
- گرادیان غلظت درطول بستر بیولوژیکی یکنواخت نبوده و بخش اول میزان بیشتری تری‌اتیل‌آمین را حذف می‌کرد.
- کاهش زمان ماند هیدرولیکی به ۱/۳ بازدهی را ۴۵٪ و کاهش۲۰٪ رطوبت بستر بازدهی بیوفیلتر را به ۱/۴تقلیل داد.
- شرایط بهینه در بیوفیلتراسیون تری‌اتیل‌آمین: رطوبت۵۵-۵۰٪ ، دما °C ۳۰ ، pH حدود خنثی(۸-۷) ومیزان بارگذاری برای بازدهی بیش از ۹۰٪ ، $g/m^3.hr$ ۴۵ توصیه میشود.

Archive of SID
www.SID.ir

- نتایج حذف تری اتیل آمین با تنها تحقیقی که در موردحذف بیولوژیکی تری‌اتیل‌امین انجام‌شده تطبیق دارد و تنها میزان بازدارندگی غلظت های بالاتر از ۴۰۰ppm در حذف بیولوژیکی TEA اندکی کمتر از نتایج به دست امده از تحقیق تانگ در ۱۹۹۶ [۸] است. وی بازدارندگی TEA را در ۴۶۰ppm ذکر کرده است.

مراجع

1 - Boswell, J. (2002). "Compost-based biofilters control air pollution." *Biocycle*, Vol. 45, No.1, PP. 42-49.

2 - Devinny, J. S., Deshusses, M. A. and Webster, T. S. (1999). *Biofiltration for air pollution control.,* 1th Ed. Chapter 1, CRC press. USA.

3 - Cox, H. H. J. and Deshusses, M. A. (2000). "Innovative experimental setup for the parallel operation of multiple bench scale biotrickling filters for waste air treatmen.t." *J. Environ. Technol.,* No. 21, PP.427- 435.

4 - Morales, M., Revah, S. and Auria, R. (1998). "Start-Up and the effect of gaseous ammonia additions on a biofilter for the elimination of toluene vapors." *Biotechnol. & Bioeng. J.,* Vol. 60, No.4, PP. 483-491.

5 - Namkoong, W., Park, J. S. and Vandergheynst, J. S. (2003). "Biofiltration of gasoline vapor by compost media." *Environmental Pollution,* No.121, PP. 181-187.

6 - Elmrini, H., Bredin, N., Shareefdeen, Z. and Heitz, M. (2004). "Biofiltration of Xylene Emissions : Bioreactor Response to Variations in the Pollutant Inlet Concentration and Gas Flow Rate." *Chem. Eng. J.*, Vol.100, No. 1-3, PP.149-158.

7 - Shareefdeen, Z., Biran, H. and Wilson, S. (2002). "Biofiltration of nuisance sulfur gaseous odors from a meat rendering plant." *J. Chem.Technol.Biotechnol.*,Vol.77 , No. 1-4. PP. 128-139.

8 - Tang, H. M. and Hwang, S. J. (1996). "Waste gas Treatment in biofilters." *J. Air & Waste Manage.* Assoc., No. 46, PP. 349-354.

9 - Mc Farland, M. J., Swope,T.B. and Palmer, G. R. (2003). "Reducton of hazardous air pollutant emissions using biofiltration." *J. Manage. Environ. Quality,* No. 14, PP. 590-598.

10 - Chou, M. S. and Shiu, W. Z. (1997). "Bioconversion of methylamine in biofilters." *J. Air &Waste Manage*, Assoc.,No. 47, PP. 58-65.

11- Golbabai, F., Abbaspoour, M., Davami, P. and Malek-Afzali, S. (2003). "Select and design the air pollution treatment for triethylamine by considering environmental aspects as a pollutant in automotive foundry's industry." *Proceeding of 6 th National Congress on Environmental Health, Mazandaran University of Medical Sciences,* Iran, PP. 262-270.

12 - Reynolds, T. D. and Richards, P. A. (1995). *Unit operations and processes in environmental engineering*. 2 th Ed. PWS publishing Co, Boston, MA.

13 - *Thershold Limit Values for Chemical Substances and physical agents and Biological Exposure Indices (ACGIH)*, 2000.

14 - Lodge, J. P. (1990). *Methods of Air Sampling and Analysis*, Lewis Publisher.

15 - Gupta, P. K. (2004). *Methods in environmental analysis water , soil and air.* Jodhpus Agrobios publisher.

16 - *Standard methods for the examination of water and wastewater.* (1995). Washington American Public Health Association.

واژه هاي انگليسي به ترتيب استفاده در متن

1 - Volatile Organic Compounds
2 - Hazardous Air Pollutants
3 - Occupational Safety and Health(OSHA)
4 - Elimination Capacity (EC)
5 - Loading Rate (LR)
6 - Mesophilic

Archive of SID

www.SID.ir