

# ارزیابی عملکرد سیستم بیوفیلتر به منظور حذف گاز سولفید هیدروژن، مطالعه موردی: ایستگاه پمپاژ فاضلاب شهر خرم‌آباد

حسین فاضلی پیشه<sup>۱</sup>

غلامرضا اسدالله فردی<sup>۲</sup>

مسلم صالحی زیری<sup>۳</sup>

مسعود طاهریون<sup>۴</sup>

(دریافت ۹۱/۱۰/۱۱ پذیرش ۹۲/۶/۳۱)

## چکیده

یکی از روش‌های حذف گاز سولفید هیدروژن، که عامل اصلی بوی منتشره از تأسیسات فاضلاب شهری است، استفاده از سیستم‌های بیولوژیکی نظری بیوفیلتر است. مکانیسم عملکرد این روش، استفاده از ماده آلاینده به عنوان یک منبع تعذیبه برای میکرووارگانیسم‌ها است. لذا فراهم ساختن شرایط مطلوب برای رشد باکتری‌های بستر، دارای اهمیت فراوانی است. در این تحقیق با ساخت بیوفیلتری از جنس بستر کمپوست و تراشه‌های چوب (به نسبت وزنی ۱:۵) در مقیاس پایلوت، راهاندازی آن در یک ایستگاه پمپاژ فاضلاب در شهر خرم‌آباد، سعی شد که عملکرد سیستم بیوفیلتر در شرایط واقعی بررسی شود. مدت زمان راهبری سیستم، ۷۵ روز بود که در طی این بازه زمانی، غلظت ورودی و خروجی گاز سولفید هیدروژن اندازه‌گیری شد. سیستم در دمای محیط راهبری شد و سعی شد میزان رطوبت بهمنه برای رشد مطلوب جمعیت میکروبی بستر، در بازه ۰-۶۰ درصد حفظ شود. نتایج نشان می‌دهد که میزان گاز سولفید هیدروژن منتشر شده از ایستگاه پمپاژ در طول ۲۴ ساعت شبانه روز بسیار متغیر و در بازه ۰-۴۸ ppm قرار دارد. بیشترین ظرفیت جذب توسط این بستر بیولوژیکی پس از راهاندازی ۹۸ درصد بوده و میانگین راندمان حذف با احتساب دوره راهاندازی ۸۹ درصد و میانگین عملکرد در دوره فعالیت بیولوژیکی پس از راهاندازی ۹۸ درصد بوده است.

**واژه‌های کلیدی:** بیوفیلتر، سولفید هیدروژن، کمپوست، میکرووارگانیسم

## Evaluation of a Biofilter System for Removal of Hydrogen Sulfide Gas, Case Study: Wastewater Pump Station of Khoramabad

M. Taheriyoun<sup>1</sup>

M. Salehi Ziri<sup>2</sup>

Gh. Assadollah fardi<sup>3</sup>

H. Fazeli Phisheh<sup>4</sup>

(Received Dec. 31, 2012 Accepted Sep. 22, 2013)

### Abstract

The biofilter system is one of the methods commonly used for the removal of hydrogen sulfide as the main source of odors emitted from wastewater facilities. The system is based on using the contaminant material as bedding to feed microorganisms. To achieve the desirable removal efficiency, it is, therefore, essential to create the proper conditions for the bacteria to grow on the bedding. In this study, a pilot-scale biofilter made of compost and woodchip (with a compost/woodchip ratio of 5:1) was used as the bedding material at Khorramabad wastewater pumping station to investigate the performance of the system under real conditions. The experiment was carried out over 75 days during which time the input and output H<sub>2</sub>S concentrations were measured on a regular basis. Moisture was adjusted between 40% and 60% throughout the experiment to provide optimal conditions for bacterial growth. The results showed that the concentration of H<sub>2</sub>S emitted from the pumping station during 24 hours varied greatly between 0 and 48 PPM. The maximum adsorption capacity of the biological bedding was recorded at 2.874 g/m<sup>3</sup>.hr and the mean efficiency of H<sub>2</sub>S removal including the startup time was 89%. The mean performance efficiency during the biological activity after the startup was recorded at 98%.

**Keywords:** Biofilter, H<sub>2</sub>S Gas, Compost, Microorganism.

- Assist Prof., Dept. of Civil Eng., Isfahan University of Tech., Isfahan (Corresponding Author) (+98 31) 33913822 taheriyoun@cc.iut.ac.ir
- Grad. MSc Student of Environmental Eng., Dept. of Civil Eng., Kharazmi University, Tehran
- Assoc. Prof., Dept. of Civil Eng., Kharazmi University, Tehran
- MSc of Environmental Eng., Lorestan Water and Wastewater Co., Khorramabad

۱- استادیار، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه صنعتی اصفهان (نویسنده مسئول)

taheriyoun@cc.iut.ac.ir (۰۳۱) ۳۳۹۱۳۸۲۲

۲- دانش آموخته کارشناسی ارشد مهندسی عمران محیط زیست، دانشگاه خوارزمی تهران

۳- دانشیار گروه مهندسی عمران، دانشگاه خوارزمی تهران

۴- کارشناس ارشد عمران محیط زیست، شرکت آبگای لرستان، خرم‌آباد

## ۱- مقدمه

جذب می‌شود و سپس با فعالیت بیولوژیکی بستر، تجزیه می‌شود [۱۱].

تاکنون تحقیقات متعددی در این زمینه صورت گرفته است. شجاع ساداتی و الیاسی در سال ۱۹۹۹، با ساخت بیوفیلتری از جنس بستر کمپوست و صدف حلزون با نسبت ۱:۵، به بررسی عملکرد بیوفیلتر در حذف گاز سولفید هیدروژن پرداختند. علت استفاده از صدف حلزون در این تحقیق، کنترل کاوش pH بستر به دلیل خاصیت بافری آن بود، پارامترهای راهبری اعم از رطوبت، دما و pH بهینه بستر مورد ارزیابی قرار گرفت و بیشترین راندمان این بیوفیلتر ۹۹ درصد گزارش شد [۱۲]. الیاس و همکاران در سال ۲۰۰۱، حذف گاز سولفید هیدروژن را در یک بیوفیلتر با بستری از کود، فضولات خوکی و تراشهای چوب، در سه قسمت مجزا مورد بررسی قرار دادند. در این تحقیق با تغییر بارگذاری‌های جرمی و زمان ماند بستر، راندمان حذف سیستم ارزیابی شد. نتایج نشان داد که بخش اصلی فعالیت بیولوژیکی تجزیه سولفید هیدروژن در قسمتهای اول و دوم اتفاق افتاده است. گاز سولفید هیدروژن در این تحقیق به صورت آزمایشگاهی و کنترل شده تولید و به سیستم تزریق شد [۱۳].

لوس و همکاران در سال ۲۰۰۲ در یک سیستم بیوفیلتر از جنس بستر لجن خشک قالبی، در طی ۸ هفته، راندمان حذف ۱۰۰ درصد را برای غلظت ورودی ppm ۱۵۰ گزارش کردند. این بستر از لجن باقیمانده از فرایند تصفیه فاضلاب تولید شده بود که دارای ۹۳ تا ۹۵ درصد جامدات خشک بود. در این سیستم هیچ‌گونه مواد مغذی به بستر تزریق نشده بود و فقط از آب به منظور کنترل رطوبت استفاده شد. نتایج نشان داد که بیشتر راندمان حذف مربوط به نیمه اول بیوفیلتر بود [۱۴]. مورگان و نویولا در سال ۲۰۰۶ بررسی پارامترهای راهبری بیوفیلتر مانند رطوبت و افت فشار بستر با توجه به اختلاط مواد بستر، بیوفیلترهایی از کمپوست مواد غذایی و کود اصطبل اسب ساختند. نتایج نشان داد که با گذشت زمان، راندمان تصفیه از ۱۰۰ درصد به ۹۰ درصد کاهش پیدا کرد، اما با اختلاط مجدد مواد بستر، راندمان تصفیه در میزان ۱۰۰ درصد ثابت ماند و کنترل رطوبت بستر در حد ۵۰ درصد به نحو بهتری صورت گرفت [۱۵].

ژی و همکاران در سال ۲۰۰۸ به بررسی قابلیت استفاده از زائدات نی و پوسته آن در یک بیوفیلتر برای حذف آلاینده‌های مختلفی مانند سولفید هیدروژن، آمونیاک و آلاینده‌های آلی فرآر پرداختند. نتایج حاکی از راندمان ۹۸ درصد برای تصفیه گاز سولفید هیدروژن در زمان ماند ۱۲۰ ثانیه بود. باکتری‌های هتروتروروف جمعیت غالب میکروبی در این بستر بودند که حدود ۶۲ درصد از آنها گونه باسیلوس بود. با گذشت زمان، جمعیت میکروبی افزایش یافته و

امروزه گسترش شبکه‌های فاضلاب شهری اعم از خطوط انتقال و یا ایستگاههای پمپاژ فاضلاب امری اجتناب ناپذیر است که بعضاً به دلیل شرایط توپوگرافی منطقه، ایستگاههای پمپاژ فاضلاب به منظور جبران افت تراز، در مسیر انتقال فاضلاب در نظر گرفته می‌شود. نارضایتی ساکنان اطراف این ایستگاههای پمپاژ به دلیل انتشار بوی نامطبوع، یکی از معضلات جانبی آنها است. گاز سولفید هیدروژن از منابع اصلی تولید بوی بد فاضلاب است که در اثر شرایط بی‌هوایی تولید می‌شود [۱]. سولفید هیدروژن، گازی بی‌رنگ و شدیداً سمی است و در آب به آسانی حل می‌شود و دارای قابلیت اشتعال و انفجار است. این گاز از هوا سنگین‌تر است و در نتیجه در فضاهایی که تهویه مناسبی وجود ندارد، تجمع می‌یابد. در غلظت‌های پایین باعث سوزش چشم و زخم شدن حلق و بینی می‌شود و در غلظت‌های بالاتر آثار وضعی بیشتری به همراه دارد و در غلظت ۱۰۰۰ ppm منجر به مرگ انسان خواهد شد [۲]. بیشترین غلظت مجاز برای استنشاق این گاز ۱۰ ppm است در حالی که آستانه بویایی آن تقریباً ۷/۴ ppb است [۳].

برای حذف گاز سولفید هیدروژن، روش‌های مختلفی نظری اسکرابرهای شیمیایی، جذب سطحی با کربن فعال و بیوفیلتراسیون وجود دارد. اسکرابرهای شیمیایی رایج‌ترین فناوری در حذف سولفید هیدروژن از تصفیه خانه‌های فاضلاب است [۴]. این روش مزایایی مانند زمان تماس کوتاه (۲/۱ ثانیه)، هزینه سرمایه‌گذاری اولیه کم، راهبری آسان و قابلیت حذف آلاینده در غلظت‌های بالا را دارد. اما نیاز به مقدار زیادی مواد شیمیایی مانند NaOH، از معایب این روش محسوب می‌شود، زیرا هزینه راهبری و نگهداری سیستم را بالا می‌برد [۵].

روش دیگر، استفاده از جاذب‌های فیزیکی است. کربن فعال به عنوان جاذب گازها و بخارات و مخصوصاً آلاینده‌های محیط زیستی خطناک، به طور گستره‌ای مورد استفاده قرار می‌گیرد [۶ و ۷]. این امر به دلیل بالا بودن سطح ویژه کربن فعال (۱۰۰۰ مترمربع بر گرم)، جرم منافذ فراوان، و تراکم زیاد اتم‌های کربن بر روی صفحات گرافیتی مانند است [۸-۶]. در این روش به علت تجمع یافتن حجم زیادی از آلاینده، مواد بستر در اثر گرمای آزاد شده ناشی از واکنش‌های رخ داده، قابلیت آتش‌سوزی دارند [۹]. از طرفی ظرفیت جذب کربن فعال می‌تواند به طور چشمگیری در اثر انسداد منافذ کاوش یابد [۱۰].

امروزه با ارائه فناوری‌های کم هزینه‌تر و کاربردی‌تر، بیوفیلتراسیون به عنوان سیستم تصفیه بیولوژیکی آلاینده‌های گازی، در حال توسعه است. در این روش، آلاینده موجود در جریان هوا، یا مستقیماً بر روی بستر، و یا به وسیله رطوبت موجود در بستر،



شکل ۱- ایستگاه پمپاژ فاضلاب خرم آباد

سطح درونی این ستون را پوشانده بود، استفاده شد. هدف از به کار بردن عایق حرارتی و رطوبتی در این تحقیق، کنترل دمای سیستم توسط خود باکتری های بستر و رشد گونه پایدار و سازگار با شرایط طبیعی بوده است. در انتهای ستون از یک صفحه فلزی مشبك به قطر سوراخ ۲ میلی متر استفاده شد تا هم مواد بستر را نگه دارد و هم توزیع جریان هوا را انجام دهد. در ارتفاع ستون، در قسمتی که بستر وجود داشت، ۵ شیر نمونه گیری هوا به همراه یک لوله مشبك که در عرض مقطع ستون شکل ۲ تعییه شده است، قرار داده شد تا بتوان از تمام جریان عبوری از آن مقطع، یک جریان را که معرف هوای عبوری از کل مقطع باشد، نمونه برداری کرد. در انتهای ستون، یک سیفون تعییه شد تا کار زهکشی بستر را انجام دهد و همچنین از بالای ستون یک آپیش تعییه شد تا بتوان به طور مستقیم رطوبت و مواد مغذی بستر را کنترل نمود. برای این کار از یک شیر دستی استفاده شد. منبع تأمین هوا یک پمپ مکنده بود که از بالای ستون، جریان هوا را از پایین به سمت بالای بستر می کشید. برای کنترل دبی جریان هوای ورودی به درون بستر از یک شیر دستی استفاده شد. دبی جریان ورودی از رابطه ۱ محاسبه می شود

$$Q = \frac{\pi d^2}{4} * v \quad (1)$$

که در آن

$Q$  دبی جریان هوای ورودی،  $d$  قطر لوله ورودی و  $v$  سرعت هوای لوله مربوطه است که با دستگاه سرعت سنج باد اندازه گیری می شود.

در شکل ۲ ساختار شماتیک و تصویری از پایلوت نمونه ساخته شده، ارائه شده است.

بستر مورد استفاده مخلوطی از کمپوست مواد زائد شهری و تراشه های چوب به نسبت وزنی ۱:۵ بود. افزودن تراشه های چوب

راندمان حذف نیز ثابت شد [۱۶]. دوان و همکاران در سال ۲۰۰۶ با استفاده از کربن فعال به عنوان یک بستر برای رشد بیولوژیکی، و لجن فعال به منظور تأمین جمعیت میکربی بستر، نوع جدیدی از بستر بیولوژیکی را ارائه نمودند. مقایسه نتایج عملکرد این راکتور با یک راکتور کربن فعال ساده نشان داد که بستر جدید عملکرد بهتری نسبت به راکتور کربن فعال داشت و در غلظت ورودی سولفید هیدروژن برابر با ۸۷ ppm، راندمان حذف سیستم ۹۴ درصد بود. این در حالی است که در غلظت های زیر ۳۰ ppm، بستر جدید قادر به تصفیه ۱۰۰ درصد آلا یnde در زمان ماند ۲ ثانیه بود [۱۷].

اگل این تحقیقات در مقیاس آزمایشگاهی و شرایط مربوطه بوده است و گاز سولفید هیدروژن به صورت کنترل شده و مصنوعی تولید و به سیستم تزریق شده است. اما مطالعات کمی در مقیاس پایلوت برای بررسی عملکرد بیوفیلتر در شرایط ورودی واقعی گاز سولفید هیدروژن و برای یک ایستگاه پمپاژ فاضلاب انجام شده است. مسلماً غلظت و نرخ تولید گاز سولفید هیدروژن در یک ایستگاه پمپاژ فاضلاب با شرایط کنترل شده آزمایشگاهی بسیار متفاوت و در نتایج حاصله بسیار تأثیرگذار است. لذا در این تحقیق با ساخت یک سیستم بیوفیلتر برای تصفیه بوی منتشره در ایستگاه پمپاژ فاضلاب شهرک گلدوست شهر خرم آباد، سعی بر آن شد که پارامترهای عملکردی یک سیستم بیوفیلتر در شرایط واقعی بررسی شود.

## ۲- مواد و روش ها

### ۱-۲- مطالعه موردي

این تحقیق در ایستگاه پمپاژ فاضلاب شهرک گلدوست شهر خرم آباد واقع در استان لرستان انجام شد. ایستگاه پمپاژ فاضلاب این شهر که دارای ۴۱۴ پمپ سانتریفیوژ است، برای مقدایر حداقل، متوسط و حداکثر فاضلاب ورودی به ترتیب ۶۶، ۱۶۸ و ۴۳۰ لیتر بر ثانیه طراحی شده که مساحتی نزدیک به ۳۲ هکتار را تحت پوشش قرار می دهد. این ایستگاه در میان منطقه مسکونی واقع شده و فاصله نزدیک ترین منزل مسکونی تا اتاقک چاه فاضلاب حدود ۱۱ متر است. در بیشتر فصل های سال مخصوصاً فصل تابستان که میانگین دمای شهر خرم آباد به ۳۸ درجه سلسیوس می رسد، بوی نامطبوع ایجاد می شود که عمدها ناشی از انتشار گاز سولفید هیدروژن است، منجر به نارضایتی های شدید مردمی می شود. در شکل ۱ تصویری از اتاقک چاه فاضلاب این ایستگاه پمپاژ به همراه محل قرارگیری پایلوت تحقیق، نشان داده شده است.

برای ساخت پایلوت بیوفیلتر از یک ستون گالوانیزه به ارتفاع ۱۶۰ و قطر ۲۶ سانتی متر ( ۷۰ سانتی متر ارتفاع بستر بیولوژیک) با یک لایه فوم داخلی، به منظور ایجاد عایق حرارت و رطوبت، که

که در آن زمان ماند بستر،  $Q$  مقدار جریان هوای ورودی به سیستم و  $V$  حجم بستر است.

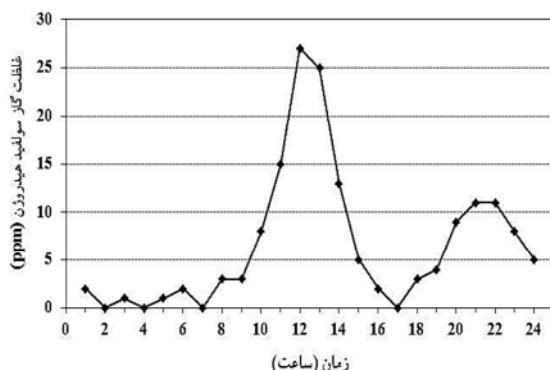
برای این اساس برای تنظیم زمان ماند بستر، با اندازه‌گیری سرعت جریان ورودی و تنظیم کردن آن در میزان  $0.51 \text{ m}^3/\text{s}$ ، با توجه به حجم بستر ( $0.371 \text{ m}^3$ )، زمان ماند کل بستر  $60 \text{ s}$  نموده شد. از طرفی با توجه به ارتفاع بستر ( $0.70 \text{ m}$ )، با تعییه دریچه نمونه‌گیری در فواصل  $17.5 \text{ cm}$  سانتی‌متری، زمان‌های ماند  $15, 30$  و  $45 \text{ s}$  در ارتفاع ستون بستر بدست آمد.

سهوالت اندازه‌گیری و دقت بالای دستگاهها امکان نمونه‌برداری‌های بیشتری را فراهم نمود؛ به گونه‌ای که در طول کل پروژه که  $75 \text{ روز}$  به طول انجامید،  $375$  قرائت صورت گرفت. نمونه‌برداری‌ها از اول مرداد ماه  $1391$  آغاز شد و تا میانه مهرماه  $91$  ادامه پیدا کرد و نمونه‌برداری به صورت روزانه و در ساعات اوج انتشار بو انجام شد. در هر سری نمونه‌برداری، غلظت گاز سولفید هیدروژن در ورودی بیوفیلتر و همچنین در چهار ارتفاع ستون بیوفیلتر با فواصل زمان ماند  $15 \text{ s}$  نمایه اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری افت فشار بستر از یک مانومتر آبی استفاده شد که افت فشار در هو بخش ارتفاعی بستر را مشخص می‌کند.

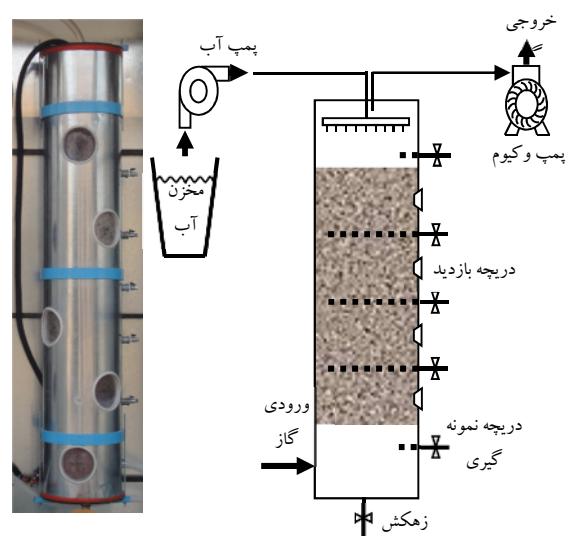
### ۳- نتایج

#### ۳-۱- انتشار گاز سولفید هیدروژن از ایستگاه پمپاژ

به منظور بررسی تغییرات انتشار گاز سولفید هیدروژن از چاهک ایستگاه پمپاژ فاضلاب، غلظت این گاز در ساعات مختلف شبانه‌روز اندازه‌گیری شد. میانگین تغییرات انتشار سولفید هیدروژن برای دوره  $24$  ساعته این ایستگاه پمپاژ در شکل ۳ نشان داده است. اعداد نشان داده شده در این شکل مربوط به میانگین اندازه‌گیری‌های غلظت گاز سولفید هیدروژن در مرداد ماه سال  $91$  و در ساعات مختلف شبانه‌روز است.



شکل ۳- تغییرات غلظت گاز سولفید هیدروژن در طول شبانه روز



شکل ۲- شماتیک و تصویر پایلوت بیوفیلتر

به منظور افزایش تخلخل بستر، کاهش افت فشار و جلوگیری از فشردگی و کاناله شدن بستر صورت گرفت. این بستر در دو مرحله ارزیابی شد. در ابتدا با تزریق مستقیم آب شرب، رطوبت بستر در بازه  $40$  تا  $60 \text{ ppm}$  درصد کنترل شد و در مرحله دوم از فاضلاب ایستگاه پمپاژ با  $BOD$  حدود  $135 \text{ mg/l}$  در لیتر برای این کار استفاده شد تا ضمن کنترل رطوبت، به عنوان منبعی برای تأمین سوبستره باکتری‌های بستر باشد.

#### ۲-۲- روش‌های آنالیز

برای اندازه‌گیری غلظت گاز سولفید هیدروژن از دستگاه پرتاپل گازسنج<sup>۱</sup> استفاده شد که قابلیت اندازه‌گیری گاز سولفید هیدروژن در بازه  $0-150 \text{ ppm}$  را دارد. این دستگاه کالیبره بود و بر اساس روش استاندارد<sup>۲</sup> غلظت چهار نوع گاز سولفید هیدروژن، اکسیژن، مونوکسید کربن و<sup>۳</sup> LEL را اندازه‌گیری می‌نماید.

برای اندازه‌گیری pH از یک دستگاه دیجیتالی<sup>۴</sup> ساخت کشور آلمان استفاده شد. روش اندازه‌گیری در این دستگاه بر اساس استاندارد مرجع<sup>۵</sup> به این حالت است که نمونه برداشت شده از بستر وزن شده و با نسبت وزنی  $1:1$  با آب مقطر ترکیب می‌شود و سپس الکترود دستگاه pH متر درون محلول قرار می‌گیرد و عدد مربوطه از روی دستگاه قرائت می‌شود.

اندازه‌گیری زمان ماند با استفاده از رابطه ۲ انجام شد

$$t = \frac{Q}{V} \quad (2)$$

<sup>1</sup> BW Technologies Co. GasAlert Micro 5

<sup>2</sup> EPA 7783-06-4

<sup>3</sup> Lower Explosive Limit gases

<sup>4</sup> Sension 1, Hach Company

<sup>5</sup> ASTM D1293-95

(RE) برای ۷۵ روز دوره راهبری پایلوت برای زمان ماند ۶۰ ثانیه (ضخامت بستر ۷۰ سانتی‌متر) و به همراه مقادیر غلظت‌های ورودی و خروجی گاز سولفید هیدروژن و اطلاعات آماری آن ارائه شده است.

از آنجاکه داده‌ها در شرایط فیلد اندازه‌گیری شده، به دلیل نوسانات حجم فاضلاب ورودی به ایستگاه پمپاژ در روزهای مختلف، داده‌های غلظت گاز ورودی به سیستم و طبعاً مقادیر خروجی دارای نوسانات زیادی بود و در نتیجه دامنه تغییرات و مقادیر انحراف از معیار نیز بالا به دست آمد. بنابراین به دلیل همین نوسانات و به منظور تحلیل مناسب‌تر داده‌ها از میانگین متحرک هفت روزه استفاده شد.

همانطور که در شکل ۴ نشان داده شده است، دوره بهره‌برداری در سه مرحله تقسیم‌بندی شده که شامل مرحله راهاندازی (دو هفته اول)، دوره تزریق آب برای تنظیم رطوبت بهینه و تزریق فاضلاب برای ارتقای راندمان بیولوژیکی است. مطابق شکل ۴، دوره ۱۵ روزه اول، به عنوان دوره راهاندازی و سازگاری میکروارگانیسم‌ها با محیط بوده و راندمان سیستم در سطح پایینی قرار دارد. آنچه که در این بازه زمانی رخ می‌دهد، جذب سطحی سولفید هیدروژن است که

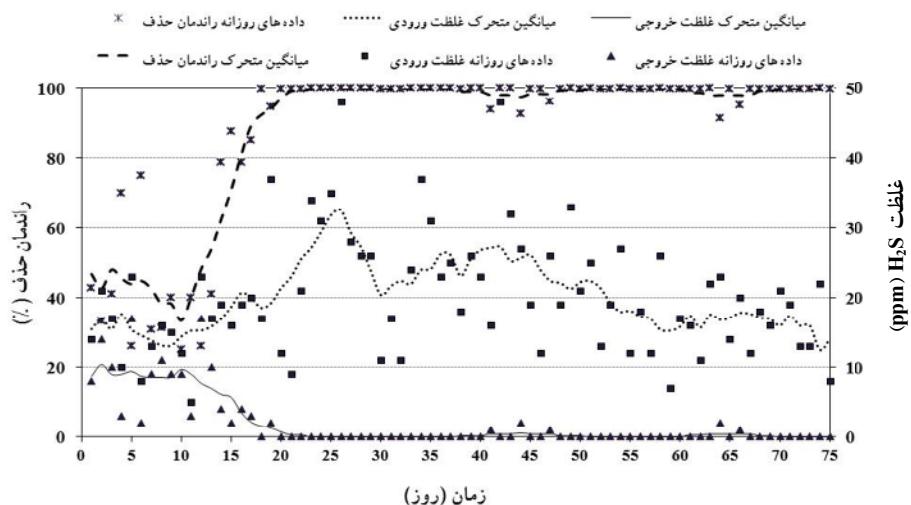
همانطور که در شکل ۳ مشخص است، روند انتشار گاز سولفید هیدروژن ایستگاه، دارای دو نقطه حداقل در طول شباهه روز بود. در ابتدای صبح و با افزایش مصارف خانگی، حجم بالایی از فاضلاب وارد شبکه شده و با یک تأخیر زمانی ۲-۳ ساعته به ایستگاه پمپاژ رسید. در همین بازه زمانی، مناسب با افزایش حجم فاضلاب ورودی به ایستگاه پمپاژ، غلظت گاز سولفید هیدروژن نیز افزایش یافت. بنابراین در ساعت ۱۰ تا ۱۴ ظهر و ۲۰ تا ۲۲ شب، بیشترین میزان انتشار بورخ داد.

### ۲-۳- عملکرد بیوفیلتر در زمان راه اندازی

کارایی سیستم بیوفیلتراسیون، بر اساس رابطه ۳ برای تعیین راندمان حذف گاز سولفید هیدروژن (RE) مورد بررسی قرار گرفت [۱۸]

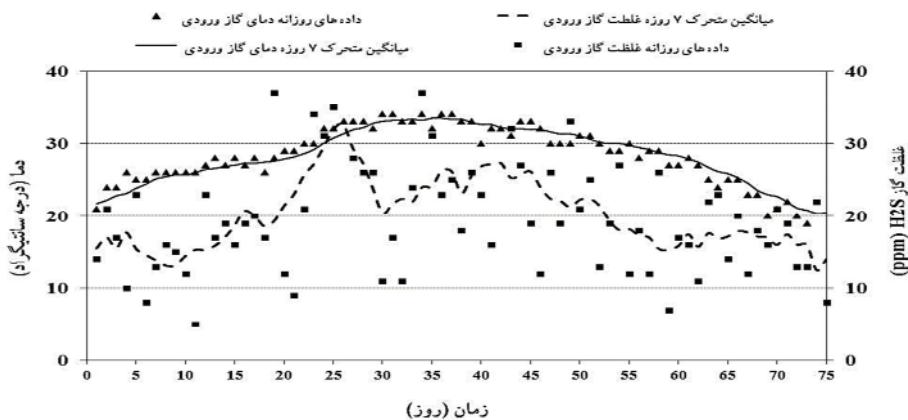
$$RE(\%) = \frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} * 100 \quad (3)$$

که در این رابطه  $C_{out}$  به ترتیب غلظت‌های ورودی و خروجی گاز سولفید هیدروژن بر حسب ppm هستند. در شکل ۴ درصد راندمان حذف



مشخصات آماری متغیرها	میانگین متحرک غلظت خروجی	میانگین متحرک غلظت ورودی	میانگین متحرک روزانه راندمان حذف	میانگین متحرک روزانه غلظت خروجی	میانگین متحرک روزانه غلظت ورودی
غلظت ورودی (ppm)	۲۰/۲	۴/۰۳	۷۵	۰/۱	۸/۶۶
غلظت خروجی (ppm)	۱/۹۲	۴/۰۳	-	۰/۱	-
راندمان حذف(%)	۲۵	۹۹/۹۷	۹۹/۹۷	۰/۱	۲۳/۳۸

شکل ۴- بررسی تغییرات راندمان حذف، غلظت ورودی و خروجی گاز سولفید هیدروژن در دوره بهره‌برداری



شکل ۵- تغییرات غلظت و دمای گاز سولفید هیدروژن ورودی به سیستم

هیدروژن و زمان ماند و سایر عوامل، عملکرد بستر، مستقل از تغییرات دما بوده است.

### ۳-۳- ظرفیت حذف بیوفیلتر

ظرفیت حذف بستر مطابق رابطه  $4$  و بار جرمی ورودی بر اساس رابطه  $5$  تعریف می شود [۱۸]

$$EC = \frac{(C_{in} - C_{out})Q_{in}}{V_B} \quad (4)$$

$$ML = \frac{C_{in} * Q_{in}}{V_B} \quad (5)$$

که در روابط بالا

ظرفیت حذف،  $ML$  بار جرمی ورودی،  $C_{in}$ ،  $C_{out}$ ،  $Q_{in}$  ppm غلظت ورودی و خروجی بر حسب  $V_B$  حجم هوای گذرا از بستر بر حسب مترمکعب بر ساعت و  $V_B$  حجم بستر بر حسب مترمکعب است.

غلظت گاز سولفید هیدروژن اندازه‌گیری شده در زمان نمونه‌برداری‌ها، بین  $5$  تا  $48$  ppm قرار داشت که برای زمان ماند  $60$  ثانیه، دبی هوای ورودی برابر  $38$  لیتر در دقیقه تنظیم شد. در شکل ۶ تغییرات ظرفیت حذف سولفید هیدروژن در برابر تغییرات بار جرمی ورودی نشان داده شده است. مطابق این شکل بیشترین ظرفیت حذف گاز سولفید هیدروژن با بستر کمپوست و تراشه‌های چوب برابر با  $2/88 \text{ g/m}^3 \cdot \text{hr}$  بود. همچنین رابطه میزان بارگذاری با ظرفیت حذف بیوفیلتر برای تصفیه سولفید هیدروژن به صورت خطی بود که نشانگر همبستگی بالای بار جرمی ورودی با ظرفیت حذف بستر است. ضریب همبستگی میان ظرفیت حذف و بار جرمی ورودی برابر  $0/920$  بود. برخی نقاطی که زیر خط قرار

عموماً در طی چند روز اولیه، ظرفیت جذب سطحی بستر تکمیل می شود. اما با آغاز عملکرد بیولوژیکی سیستم، مشاهده می شود که از هفته دوم، عملکرد سیستم بهبود می یابد و در طی  $5$  روز، راندمان حذف به  $100$  درصد می رسد. یکی از عواملی که می تواند در کاهش مدت زمان راه اندازی بستر مؤثر باشد، غلظت آلاینده ورودی است به طوری که هرچه غلظت آلاینده بیشتر باشد، زمان آغاز فعالیت تجزیه بیولوژیکی کاهش می یابد. میانگین عملکرد بیوفیلتر با احتساب دوره راه اندازی  $89$  درصد و میانگین عملکرد در دوره فعالیت بیولوژیکی  $98$  درصد بوده است.

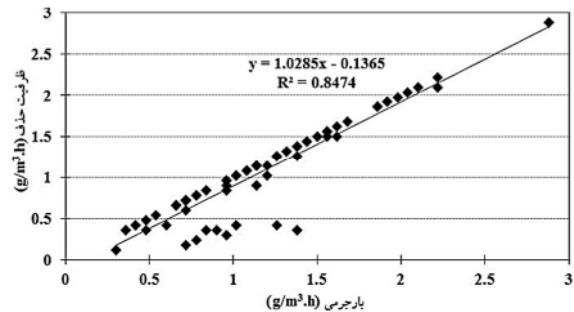
اندازه‌گیری دما، در محل چاهک تراستگاه پمپاژ ( محل مکش جریان گاز ورودی به سیستم) انجام شد که با توجه به زمان ماند  $60$  ثانیه بستر، دمای بستر تقریباً با دمای گاز ورودی برابر بود. مطابق شکل ۵، تغییرات دمای گاز ورودی به راکتور در دوره بهره‌برداری از  $21$  درجه سلسیوس در اوایل دوره نمونه‌برداری شروع شد و تا روز  $37$  ام به  $33$  درجه سلسیوس رسید و تا پایان دوره نمونه‌برداری مجدداً به حدود  $20$  درجه سلسیوس کاهش یافت. مقایسه تغییرات دمای گاز ورودی نسبت به غلظت گاز ورودی در شکل ۵، نشان دهنده همبستگی قابل قبول بین این دو پارامتر با ضریب همبستگی برابر  $0/75$  است. بنابراین میزان انتشار بو با دمای محیط رابطه مستقیم دارد.

بررسی نوسانات دما و راندمان حذف گاز در شرایط بهره‌برداری پایلوت نشان داد که، همبستگی قابل قبولی بین این دو عامل در زمان ماندهای مختلف وجود ندارد. البته در برخی مطالعات قبلی به عدم تأثیر دما بر راندمان حذف اشاره شده است و در برخی دیگر نیز به دامنه کلی قابل قبول عملکرد بیوفیلتر بین دمای  $15$  تا  $40$  درجه سلسیوس اشاره شده است [۱ و ۵]. بنابراین با توجه به نوسانات دما که در بازه شرایط بهینه و مزوفیلیک قرار داشته و با توجه به شرایط بهره‌برداری این تحقیق شامل بازه تغییرات غلظت گاز سولفید

در این بخش نیز به دلیل نوسانات حجم فاضلاب ورودی به ایستگاه پمپاژ، دامنه تغییرات و مقادیر انحراف از معیار داده‌ها در مقایسه با مقادیر میانگین زیاد بود. به خاطر همین پراکندگی زیاد داده‌ها، برای نمایش روند تغییرات زمانی نتایج، از میانگین متغیر ۷ روزه استفاده شد.

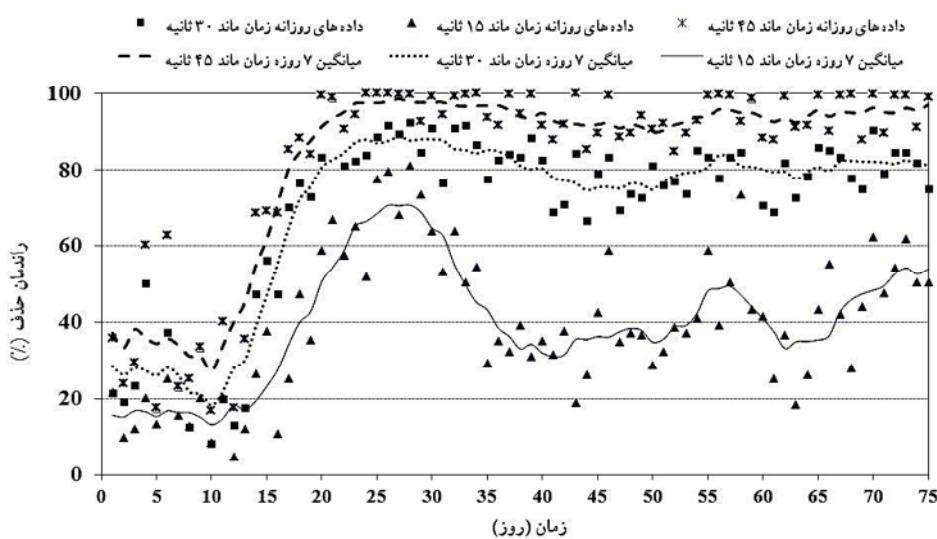
مطابق شکل ۷ در زمان ماند ۱۵ ثانیه، با آغاز دوره فعالیت بیولوژیکی بستر (پس از دوره راهاندازی)، راندمان افزایش یافت و به حداکثر ۹۹ درصد رسید. اما از روز ۳۰ به بعد یک کاهش چشمگیر در راندمان این بخش اتفاق افتاد که تا روز ۴۳ ادامه داشت. دلیل این کاهش راندمان، کاهش ناگهانی pH بستر، از مقدار تقریباً  $\frac{7}{4}/5$  به  $\frac{4}{5}$ ، به دلیل تولید یون سولفات و اسیدی شدن محیط در اثر تجزیه بیولوژیکی سولفید هیدروژن بود. اما با آغاز تزریق فاضلاب ایستگاه پمپاژ به بستر کمپوستی، ضمن بهبود روند کاهش pH، روند کاهشی راندمان نیز متوقف شد و رو به فزونی نهاد. یکی از دلایل این افزایش، بهبود شرایط متابولیسم میکروارگانیسم‌های موجود در بستر بیوفیلتر در اثر استفاده از سوبسترای فاضلاب ورودی به عنوان یک منبع تغذیه است. این امر به اضافه شدن جمعیت میکروبی بستر نیز انجامید که موجب افزایش راندمان حذف برای زمان ماندهای ۳۰ و ۴۵ ثانیه، نیز تقریباً تکرار شده و مقادیر آن پس از دوره کاهش به ترتیب به ۸۲ و ۹۴ درصد رسید.

گرفته‌اند، مربوط به دوره راهاندازی است که سیستم راندمان پایینی داشت.



شکل ۶- نمودار ظرفیت حذف گاز سولفید هیدروژن توسط بستر در مقابل بار جرمی

۴-۳- بررسی راندمان حذف در ارتفاع ستون بیوفیلتر با تعییه شیرهای نمونه‌گیری از جریان هوای درون ستون بیوفیلتر شکل ۲، امکان بررسی تغییرات راندمان حذف گاز سولفید هیدروژن در ارتفاع ستون بیوفیلتر و زمان ماندهای مختلف فراهم شد. با برداشت نمونه‌ی هوای خروجی از سه شیر میانی ستون بیوفیلتر و با جریان ثابت هوا برابر ۳۸ لیتر در دقیقه، مقادیر راندمان حذف در سه زمان ماند ۱۵، ۳۰ و ۴۵ ثانیه مورد بررسی قرار گرفت. در شکل ۷ نتایج بدست آمده به همراه مشخصه‌های آماری نشان داده شده است.



مشخصات آماری راندمان حذف					
زمان ماند ۱۵ ثانیه (ppm)	۱۸/۷۵	۸۰/۷۶	۳۹/۷۲	۴/۳۴	تعداد کل نمونه
زمان ماند ۳۰ ثانیه (ppm)	۲۳/۹	۹۸/۸۸	۶۹/۸۸	۸/۳۳	انحراف معیار
زمان ماند ۴۵ ثانیه (%)	۲۴/۸۷	۹۹/۸۹	۸۲/۵۱	۱۶/۶۶	میانگین

## شکل ۷- تغییرات راندمان حذف گاز سولفید هیدروژن در زمان ماندهای مختلف، ۱۵، ۳۰ و ۴۵ ثانیه

نیاز است [۲۲]. لذا بر این اساس به نظر می‌رسد بستر کمپوست و تراشهای چوب، عملکرد مناسبی از لحاظ افت فشار سیستم دارا باشند. از طرفی، یکی از مهم‌ترین پارامترها در تعیین طول عمر بستر، می‌تواند محدودیت فعالیت بیولوژیکی آن باشد که با توجه به استفاده از کمپوست، به دلیل دارا بودن جمعیت متنوع میکروبی و همچنین تزریق فاضلاب برای تأمین سوبستره بستر، پیش‌بینی می‌شود. در صورت راهبری مناسب، بیوفیلتر ساخته شده در این تحقیق به طور متوسط ۲ تا ۵ سال عمر مفید دارد که در مراجع علمی معتبر نیز به این میزان اشاره شده است [۱-۱۹].

### ۴- نتیجه‌گیری

در این تحقیق، عملکرد سیستم بیوفیلتر در مقیاس پایلوت برای تصفیه بوی منتشره از استگاه پمپاژ فاضلاب شهر گلستان شهر خرم‌آباد، مورد ارزیابی قرار گرفت. دوره راهاندازی بیوفیلتر ساخته شده در حد ۱۴ روز بود و در صورت پایین بودن غلظت گاز ورودی به سیستم، این زمان می‌تواند طولانی تر باشد. در پایلوت ساخته شده، با تزریق آب شرب برای کنترل رطوبت بستر، بعد از حدود ۳۰ روز از زمان راه اندازی، افت راندمان حذف اتفاق افتاد، اما مجدداً با تزریق فاضلاب خام به بستر بیولوژیک، راندمان افزایش یافت. البته باید توجه داشت تزریق مداوم فاضلاب به سیستم، در دراز مدت با تکثیر زیاد میکردها، باعث خواهد شد که بستر به شکل یک صافی چکنده عمل نماید و خلل و فرج آن مسدود شود. لذا استفاده از فاضلاب تصفیه شده پس از مرحله تصفیه مقدماتی و یا ثانویه که حاوی مواد مغذی و سوبستره با حداقل مقدار لازم برای کنترل رطوبت و تأمین سوبستره بستر بیولوژیک باشد، به صورت دوره‌ای و متناوب، پیشنهاد می‌شود.

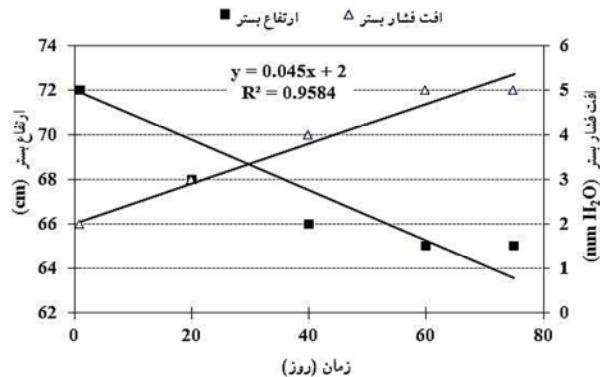
بر اساس نتایج به دست آمده، میانگین راندمان حذف در زمان ماندهای ۳۰ و ۴۵ ثانیه به ترتیب ۸۲ درصد و ۹۴ درصد و بیشترین ظرفیت حذف گاز سولفید هیدروژن با بستر کمپوست و تراشهای چوب، برابر با  $2/88 \text{ g/m}^3.\text{hr}$  بود. همچنین حداکثر افت فشار بستر، ۵ میلی‌متر آب بدست آمد که با تراکم بستر در اثر گذشت زمان و ایجاد انسداد در منفذ بستر به دلیل فعالیت‌های بیولوژیکی رخ می‌دهد.

بر اساس نتایج به دست آمده در این تحقیق، عمر مفید بستر استفاده شده، در بازه ۲ تا ۵ سال است که مورد تائید مراجع علمی نیز هست.

### ۵- پیشنهاد

### ۵-۳- عمر مفید سیستم

بر اساس مراجع مختلف، عمر متوسط یک سیستم بیوفیلتر ۲ تا ۵ سال گزارش شده است [۱-۱۹]. این در حالی است که امکان دارد تحت شرایطی خاص، عمر یک راکتور بیوفیلتر از این مقدار بسیار کمتر باشد. به عنوان مثال، چنانچه نوع بستر خوب انتخاب نشود و یا راهبری مناسبی صورت نگیرد، بستر بیولوژیکی در اثر تراکم به وجود آمده با انسداد منفذ مواجه شده و در نتیجه به دلیل افت فشار بالای سیستم، تعویض بستر اجتناب ناپذیر است. لذا اختلال مجدد مواد بستر در زمان راهبری سیستم، برای دستیابی به بستری همگن‌تر توصیه شده است [۱۱]. در این تحقیق، ارتفاع و افت فشار کل بستر، در ۵ نوبت اندازه‌گیری شد و تغییرات آن در شکل ۸ ارائه شده است. مطابق شکل، با گذشت زمان ارتفاع بستر کاهش پیدا کرد. این پدیده به دلیل تجزیه بیولوژیکی مواد بستر و همچنین تراکم در اثر گذشت زمان و وجود رطوبت اضافی بستر است که نهایتاً به کاهش ارتفاع بستر منجر می‌شود [۲۰]. در اثر همین تراکم، افت فشار افزایش می‌یابد.



شکل ۸- تغییرات ارتفاع و افت فشار بستر در دوره بوداری

بر اساس شکل ۸، در این تحقیق بیشترین افت فشار بستر برابر با ۵ میلی‌متر آب بود که در مقایسه با سایر پایلوت‌های ساخته شده، افت فشار بستر کمتری داشت. به طوری که برای بیوفیلتر ساخته شده با کمپوست و کود اصطلبل اسب، مقدار افت بستر، به ازای هر ۲۰ سانتی‌متر، معادل  $11/8 \pm 7/8$  سانتی‌متر آب و برای بستر مخلوط کمپوست و پرلیت، به ازای هر ۱۲۰ سانتی‌متر حداقل ۱۵ سانتی‌متر آب گزارش شده است [۲۱-۱۵]. این در حالی است که حداکثر افت فشار برای یک بیوفیلتر به عمق ۱ تا  $1/2$  متر، در بازه ۵۰ تا ۱۰۰ میلی‌متر آب اعلام شده است [۲۲]. با بررسی روند افزایش افت فشار بیوفیلتر اجرا شده در این مطالعه و معادله به دست آمده از شکل ۸ برای آنکه افت فشار بستر به حداقل مقدار مجاز (۵۰ میلی‌متر آب) برسد، حدود دو سال (۷۵۰ روز) زمان

## ۶- قدردانی

به این وسیله از همکاری تمامی پرسنل شرکت آبفای لرستان، بهویژه جناب آقای مهندس اکبریان مدیر عامل محترم، مهندس نوری یزدان معاون محترم بهره‌برداری و همچنین خانم نیک پی معاون محترم برنامه‌ریزی و توسعه منابع انسانی کمال تشکر و قدردانی می‌شود.

با توجه به عدم وجود همبستگی دما و راندمان حذف بیوفیلتر در شرایط بهره‌برداری پایلوت، پیشنهاد می‌شود به عنوان ادامه تحقیق با تغییر شرایط بهره‌برداری نظیر افزایش غلظت گاز ورودی و افزایش دامنه تغییرات دما، تأثیر دما بر عملکرد بستر و تعیین سیستمیک آن مورد بررسی دقیق‌تری قرار گیرد. همچنین پیشنهاد می‌شود در زمان بهره‌برداری از سیستم، بستر بیولوژیک مورد اختلاط مجدد قرار گیرد.

## ۷- مراجع

1. Easter, C., Quigley, C., Burrowes, P., Witherspon, J., and Apgar, D. (2005). "Odor and air emissions control using biotechnology for both collection and wastewater treatment systems." *Chemical Engineering Journal*, 113, 93-104.
2. Shareefden, Z. M., Ahmed, W., and Aidan, A. (2011). "Kinetics and modeling of H<sub>2</sub>S removal in novel biofilter." *Chemical Engineering and Science*, 1, 72-76.
3. Shareefden, Z. M. (2009). "Development of a biofilter media for removal of hydrogen sulfide." *Global NEST Journal*, 11, 218-222.
4. Gabriel, D., and Deshusses, M. A. (2003). "Performance of a full-scale biofiltration filter treating H<sub>2</sub>S at a gas contact time of 1.6 to 2.2 seconds." *Environ. Prog.*, 22, 111-118.
5. Mannucci, A., Munz, G., Mori, G., and Lubello C. (2012). "Biomass accumulation modeling in a highly loaded biofiltration filter for hydrogen sulphide removal." *Chemosphere Journal*, 88, 712-717.
6. Bansal, R. C., Donnet, J. B., and Stoeckli, F. (1988). *Active carbon*, Marcel Dekker, New York.
7. Cheremisinoff, P. N., and Ellerbusch, F., (1980). *Carbon adsorption handbook*, US: Ann Arbor, Michigan.
8. Puri, B. R., and Walker, Jr. P.J. (1970). *Chemistry and physics of carbon*, M. Dekker, New York.
9. Bandosz, T. J. (1999). "Effect of pore structure and surface chemistry of virgin activated carbons on removal of hydrogen sulfide." *Carbon*, 37(3), 483-491.
10. Gergova, K., Petrov, N., and Eser, S. (1994). "Adsorption properties and microstructure of activated carbons produced from agricultural by-products by steam pyrolysis." *Carbon*, 32(4), 693-702.
11. Stanley, W. B. M., and Muller, C. O. (2002). "Choosing an odor control technology effectiveness and cost considerations." *Proc., of Odors and Toxic Air Emissions-WEF Albuquerque*, NM.
12. Shojaosadati, S. A., and Elyasi, S. (1999). "Removal of hydrogen sulfide by the compost biofilter with sludge of leather industry." *Resources, Conservation and Recycling*, 27, 139-144.
13. Elias, A., Barona, A., Arreguy, A., Rios, J., Aranguiz, I., and Penas, J. (2002). "Evaluation of a packing material for the biodegradation of H<sub>2</sub>O and product analysis." *Process Biochemistry*, 37, 813-820.
14. Malhautier, L., Gracian, C., Roux, J. C., Fanlo, J. L., and Cloirec, P. L. (2003). "Biological treatment process of air loaded with an ammonia and hydrogen sulfide mixture." *Chemosphere*, 50, 145-153.
15. Morgan, J. M., and Noyola, A. (2006). "Hydrogen sulfide removal by compost biofiltration: Effect of mixing the filter media on operation factors." *Bioresource Technology*, 97, 1546-1553.
16. Xie, B., Liang, S. B., Tang, Y., Mi, W. X., and Xu, Y. (2009). "Petrochemical wastewater odor treatment by biofiltration." *Bioresource Technology*, 100, 2204-2209.
17. Duan, H., Koe, L. C. C., Yan, R., and Chen, X. (2006). "Biological treatment of H<sub>2</sub>S using pellet activated carbon as a carrier of microorganisms in biofilter." *Water Research*, 40, 2629-2636.
18. Devinny, J.S., Deshusses, M.A., and Webster, T.S. (1998). *Biofiltration for air pollution control*, Lewis Publishers Inc., Boca Raton, FL, USA.
19. Environmental Protection Agency. (2003). *Using bioreactors to control air pollution*, USEPA, New York.
20. Deshusses, M., Hamer, G., and Dunn, I. (1995). "Behavior of biofilters for waste air biotreatment. 1. Dynamic model development." *Environment Science Technology*, 29, 1048-1058.
21. Lebrero, R., Rodriguez, E., Martin, M., Garcia-Encina, P. A., and Munoz, R. (2010). "H<sub>2</sub>S and VOC abatement robustness in biofilters and air diffusion bioreactors: A comparative study." *Water Research*, 44, 3905-3914.
22. Tchobanoglous, G., Franklin, L., Burton, H., and David Stensel, H. (2003). *Wastewater engineering treatment and reuse*, 4<sup>th</sup>Ed., Metcalf and Eddy McGraw-Hill Companies, Incorporated, New York.