

بررسی میزان انتشار گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک در هوای اطراف تصفیه خانه های فاضلاب از نوع برکه تثبیت گازهای معدنی مولد بو در تصفیه خانه

علی آرزومند^۱، حمزه علی جمالی^{۲*}، حمید کاریاب^۲، محمد مهدی امام جمعه^۲، سعید امیدی^۳،
زینب کریمی^۲

^۱دانشجو، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی قزوین، قزوین، ایران؛ ^۲گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی

قزوین، قزوین، ایران؛ ^۳گروه اپیدمیولوژی، دانشگاه علوم پزشکی گیلان، رشت، ایران.

تاریخ پذیرش: ۹۵/۶/۲۷

تاریخ دریافت: ۹۵/۲/۵

چکیده:

زمینه و هدف: تولید بو یکی از نگرانی های صنعت آب و فاضلاب به خصوص در مجاورت مناطق مسکونی است. سولفید هیدروژن و آمونیاک، از ترکیبات معدنی بوزا در تصفیه خانه های فاضلاب هستند. این گازها اثرات نامطلوبی روی انسان و محیط زیست دارند.

روش بررسی: این مطالعه از نوع مقطعی بوده و در دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی قزوین انجام شده است. پس از بازدیدهای میدانی در اطراف تصفیه خانه، تعداد ۱۲ ایستگاه نمونه برداری تعیین شد. ایستگاه های نمونه برداری در چهار جهت جغرافیایی و با در نظر گرفتن جهت وزش بادهای دایمی در فاصله های صفر، دو و چهار کیلومتری از محل تصفیه خانه انتخاب شدند. نمونه برداری در چهار فصل سال و در زمان صبح و عصر انجام گرفت و تعداد ۱۹۲ نمونه از اطراف تصفیه خانه تهیه شد.

یافته ها: نتایج نشان داد که انتشار گازهای آمونیاک و سولفید هیدروژن در فصل های گرم به طور معنی داری با (P=۰/۰۱۱) و (P=۰/۰۰۴) بیشتر شده و حداکثر انتشار این گازها در فصل تابستان می باشد. همچنین در طی شبانه روز، بالاترین غلظت این دو گاز در هنگام عصر بوده است.

نتیجه گیری: بر اساس نتایج به دست آمده، غلظت گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک در تمام فصول به جز زمستان در محدوده آستانه بو قرار دارند. همچنین غلظت سولفید هیدروژن در فصل تابستان و غلظت آمونیاک در تمام فصل ها بر اساس رهنمودهای سازمان جهانی بهداشت و استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا بالاتر از حد مجاز بود.

واژه های کلیدی: تصفیه خانه فاضلاب، بو، سولفید هیدروژن، آمونیاک، برکه تثبیت.

مقدمه:

سولفید هیدروژن با بوی مشخص تخم مرغ گندیده همراه است (۴). آمونیاک (NH₃) نیز یک گاز بودار مهم در سیستم تصفیه فاضلاب است که محصول جانبی ناشی از تجزیه ترکیبات آلی حاوی نیتروژن است (۵، ۶). در صورتی که شرایط هواشناسی نامطلوب باشد، این گازهای بد بو در هوای اطراف تصفیه خانه متراکم می گردند. تحقیق رونقی و همکاران نشان داد که گاز

تولید بو از دیرباز به عنوان یکی از نگرانی های بهره برداری از تأسیسات صنعت آب و فاضلاب استقرار یافته در مجاورت جوامع انسانی بوده است (۱). در تصفیه خانه فاضلاب به علت فعالیت باکتری های احیاء کننده گوگرد (Sulfat Reducing Bacteria) مانند دی سولفو و بیرویو و دی سولفو توماکوم یون سولفات، به گاز سولفید هیدروژن (H₂S) تبدیل می شود (۲، ۳).

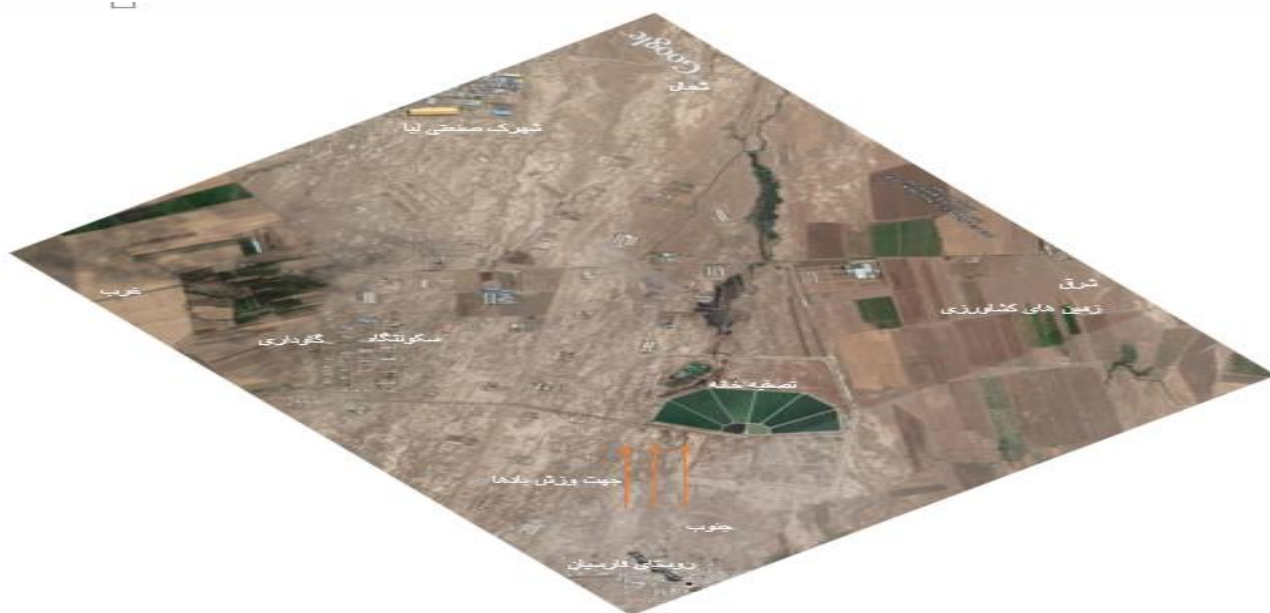
آستانه بوی آمونیاک بین ۱ تا ۴۶/۸ قسمت در میلیون (ppm) می باشد (۱۲).

با توجه به اهمیت بو از نظر بهداشتی، زیست محیطی و اقتصادی، به دلیل اینکه یکی از منابع عمده تولید بو تصفیه‌خانه‌های فاضلاب می‌باشند، این عامل باعث نگرانی و اعتراض ساکنین اطراف تصفیه‌خانه می‌باشد؛ لذا هدف از این تحقیق تعیین نقاط با حداکثر غلظت گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک و مقایسه با استانداردها در اطراف یک تصفیه‌خانه از نوع برکه تثبیت بود.

روش بررسی:

این مطالعه از نوع مقطعی است که در سال ۹۴-۱۳۹۳ به مدت یک سال در دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی قزوین انجام شد. ابتدا بازدیدهای میدانی، جهت تعیین ایستگاه‌های نمونه‌برداری در اطراف تصفیه‌خانه انجام شد. با توجه به اینکه انتشار بو در اطراف تصفیه‌خانه از طریق مکانیزم پخش یا جریان همرفتی رخ می‌دهد (۱۶). برای تعیین ایستگاه‌های نمونه‌برداری، جهت وزش بادهای دائمی، شرایط توپوگرافی منطقه و سکونت‌گاه‌های اطراف نیز در نظر گرفته شدند. بدین ترتیب تعداد ۱۲ ایستگاه در اطراف تصفیه‌خانه و در جهت‌های جغرافیایی شمال، جنوب، شرق و غرب و در فاصله‌های صفر (داخل محوطه تصفیه‌خانه)، دو و چهار کیلومتری از محل تصفیه‌خانه تا سکونت‌گاه‌های اطراف انتخاب شدند. نمونه‌برداری در فصل‌های بهار، تابستان، پاییز و زمستان در دو زمان صبح و عصر انجام شد. در طول دوره یک‌ساله تحقیق، از هر ایستگاه ۸ بار برای هر آلایندگی نمونه‌برداری انجام شد. در مجموع برای هر آلایندگی تعداد ۹۶ نمونه جمع‌آوری شده و بدین ترتیب برای این دو آلایندگی تعداد ۱۹۲ نمونه از اطراف تصفیه‌خانه تهیه شد. تصویر شماره ۱، نمایی از تصفیه‌خانه فاضلاب و موقعیت آن را با سکونت‌گاه‌های اطراف در جهات جغرافیایی نشان می‌دهد.

سولفید هیدروژن می‌تواند به همراه آمونیاک در تأسیسات فرآوری کود کمپوست و مجتمع‌های پرورش طیور نیز تولید گردد (۷). خسارات بهداشتی و اقتصادی ناشی از بوی تأسیسات فاضلاب یکی از مشکلات زیست محیطی و عملیاتی در ایران و جهان می‌باشد (۱). بو در اصطلاح علمی به‌عنوان احساس ناشی از دریافت محرک‌های سیستم حس بویایی است (۹،۸). انسان به انواع ترکیبات شیمیایی بودار حساس است، میزان حساسیت انسان به غلظت و ویژگی این ترکیبات بستگی دارد (۱۰). بر اساس مطالعات انجام شده، گازهای انتشاریافته از تأسیسات تصفیه فاضلاب به‌ویژه سولفید هیدروژن باعث به خطر افتادن سلامتی ساکنین مناطق مجاور این تأسیسات می‌شود. این اثرات شامل سردرد، کاهش سطح هوشیاری و اختلالات گوارشی می‌باشند. در مواردی که بوها بسیار شدید هستند، منجر به سقوط ارزش املاک، درآمدهای مالیاتی و تجاری منطقه می‌گردند (۱۱). ترکیبات بودار دارای یک حد آستانه بو (Threshold Odor Number) هستند. حد آستانه، غلظتی از گازهای بودار است که زیر آن غلظت، بو توسط شامه انسان قابل شناسایی نیست (۱۲). رهنمود سازمان جهانی بهداشت (World Health Organization) برای سولفید هیدروژن و آمونیاک به ترتیب در دامنه ۲-۰/۲ میکروگرم بر متر مکعب و ۴۹-۸/۶۵ میکروگرم بر متر مکعب می‌باشد (۱۳،۱۴). حد مجاز سولفید هیدروژن در هوای آزاد بر اساس بو ۵ ppb در زمان متوسط ۳۰ دقیقه می‌باشد (۱۳). در حالی که سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (United States Environmental Protection Agency) مواجهه با سولفید هیدروژن برای عموم مردم را در حد ۱/۵ ppb توصیه می‌کند و حداکثر مجاز یک ساعته آن حدود ۰/۱۴ ppm است (۱۵،۲). حد آستانه بوی سولفید هیدروژن بین ۰/۰۰۴۷ تا ۴/۶ قسمت در میلیون (ppm) گزارش شده است (۱۲). غلظت مجاز توصیه شده توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا برای گاز آمونیاک ۰/۱۳ ppm است (۷). حد



تصویر شماره ۱: تصفیه‌خانه فاضلاب با موقعیت جغرافیایی آن با سکونت‌گاه‌های اطراف

گردید و مجدداً مخلوط شد. سپس بالن‌ها با محلول جذب به حجم ۵۰ میلی‌لیتر رسانده شده و جهت کامل شدن واکنش، زمان تماس ۳۰ دقیقه فراهم شد. در نهایت با کالیبراسیون دستگاه اسپکتروفتومتر با محلول شاهد، میزان جذب نمونه‌ها در طول موج ۶۷۰ نانومتر قرائت شد (۲۱،۲۰،۷).

جهت نمونه‌برداری از آمونیاک موجود در هوا ابتدا ۲۰ میلی‌لیتر محلول جذب اسیدسولفوریک ۰/۱ نرمال در داخل ایمپینجر ریخته شد. سپس حجم مشخصی از هوا به مدت ۳۰ دقیقه با دبی ۳ لیتر بر دقیقه از داخل ایمپینجر عبور داده شد. جهت اطمینان از جذب کامل گاز آمونیاک در محلول جذب از ۲ یا ۳ ایمپینجر به صورت سری استفاده گردید (۱۰). پس از انتقال به آزمایشگاه، نمونه‌ها به داخل بالن ژوژه های ۵۰ میلی‌لیتری تخلیه شده و به هر یک از آن‌ها، ۴ میلی‌لیتر محلول بافر، ۱۰ میلی‌لیتر فنل کار، ۵ میلی‌لیتر محلول هیپوکلریت سدیم اضافه شده و طی هر مرحله مخلوط شدند. پس از آن محلول حاصل به مدت ۳۰ دقیقه در داخل اتاق تاریک قرار گرفت تا واکنش تکمیل گردد. سپس میزان جذب نمونه‌ها توسط اسپکتروفتومتر در طول موج ۶۳۰ نانومتر قرائت شد (۲۲،۱۰،۷،۵). برای محاسبه دقیق

نمونه‌برداری به روش غیرفعال انجام گرفت. با استفاده از پمپ نمونه‌برداری که قبل از شروع کار توسط بورت حباب صابون کالیبره شده بود، حجم معینی از هوا از جاذب عبور داده شد. پمپ مورد استفاده از نوع Low volume ساخت کمپانی SKC انگلستان بود. نمونه‌برداری در ارتفاع ۱/۵ متری از سطح زمین انجام گرفت (۱۸،۱۷).

برای اندازه‌گیری غلظت گاز سولفید هیدروژن از روش ژاکوب و همکاران (روش متیلن بلو) و برای اندازه‌گیری غلظت آمونیاک از روش ایندوفنل طبق دستورالعمل ارائه شده در کتاب روش‌های استاندارد استفاده شد (۱۹). جهت نمونه‌برداری از گاز سولفید هیدروژن، هوای آلوده از داخل ایمپینجرهایی که هر کدام حاوی ۴۵ میلی‌لیتر محلول جذب بودند، به مدت ۳۰ دقیقه با دبی ۱/۵ لیتر بر دقیقه عبور داده شد. جهت اطمینان از جذب کامل گاز سولفید هیدروژن در محلول از ۲ یا ۳ ایمپینجر به صورت سری استفاده گردید (۲۰،۱۰). بعد از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه نمونه‌ها در بالن ژوژه های ۵۰ میلی‌لیتری تخلیه شده و به هر کدام از آن‌ها، ۰/۶ میلی‌لیتر از معرف اسیدسولفوریک آمین کار، اضافه شد و پس از اختلاط ۳ قطره کلرید آهن III به آن اضافه

این مطالعه از محصولات شرکت‌های Merck و Sigma-Aldrich بود. داده‌ها با استفاده از نرم افزارهای Excell و SPSS با به کارگیری آزمون‌های آماری T-Test، تحلیل واریانس چندگانه و آزمون تعقیبی توکی مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند.

یافته‌ها:

میانگین و انحراف معیار غلظت گازهای اندازه‌گیری شده در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب برای فواصل مختلف در طول سال در جهت‌های مختلف جغرافیایی در جدول شماره ۱ نشان داده شده است. به علت پراکندگی بین داده‌ها در بعضی از موارد انحراف معیار از میانگین بیشتر شده است.

غلظت آمونیاک و سولفید هیدروژن برحسب واحد اندازه‌گیری (ppm)، حجم با در نظر گرفتن شرایط حقیقی و با کمک رابطه (۱) برای فصول مختلف سال با توجه به تغییرات دما اصلاح گردید و در رابطه (۲) جهت محاسبه از حجم اصلاح شده استفاده شد (۲۳).

$$V_1 T_2 = V_2 T_1 \quad (1)$$

$$\frac{\mu g}{m^3} = \frac{ppm \times M \times 10^3}{V} \quad (2)$$

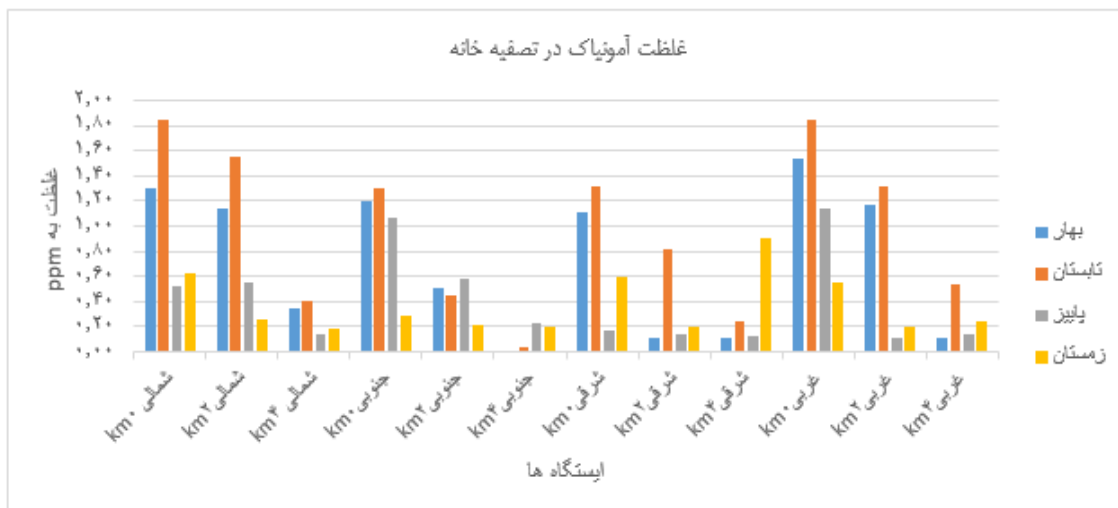
M = وزن مولکولی

V = حجم

اسپکتروفتومتر مورد استفاده در این مطالعه مدل PG-instruments Ltd ساخت شرکت T80+UV-VIS کشور انگلستان می‌باشد. مواد شیمیایی مورد استفاده در

جدول شماره ۱: میانگین و انحراف معیار غلظت گاز سولفید هیدروژن و آمونیاک در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب برای فواصل مختلف در طول سال

ردیف	محل نمونه‌برداری	میانگین و انحراف معیار غلظت سولفید هیدروژن (ppm)	میانگین و انحراف معیار غلظت آمونیاک (ppm)
۱	صفر کیلومتر شمال تصفیه‌خانه	۰/۲۸±۰/۴۷	۱/۰۷±۰/۶۷
۲	دو کیلومتر شمال تصفیه‌خانه	۰/۰۰۶±۰/۰۰۹	۰/۸۷±۰/۵۹
۳	چهار کیلومتر شمال تصفیه‌خانه	۰/۰۰۵±۰/۰۰۹	۰/۲۷±۰/۲۳
۴	صفر کیلومتر جنوب تصفیه‌خانه	۰/۲۲±۰/۴۶	۰/۹۶±۰/۴۳
۵	دو کیلومتر جنوب تصفیه‌خانه	۰	۰/۴۴±۰/۳۵
۶	چهار کیلومتر جنوب تصفیه‌خانه	۰	۰/۱۱۹±۰/۱۰۸
۷	صفر کیلومتر شرق تصفیه‌خانه	۰/۱۰±۰/۲۷	۰/۷۹±۰/۵۳
۸	دو کیلومتر شرق تصفیه‌خانه	۰	۰/۳۲±۰/۳۱
۹	چهار کیلومتر شرق تصفیه‌خانه	۰/۰۰۸±۰/۰۱۵	۰/۳۴±۰/۵۲
۱۰	صفر کیلومتر غرب تصفیه‌خانه	۰/۲±۰/۴۵	۱/۲۶±۰/۵۶
۱۱	دو کیلومتر غرب تصفیه‌خانه	۰/۰۸±۰/۲۰	۰/۶۹±۰/۵۹
۱۲	چهار کیلومتر غرب تصفیه‌خانه	۰	۰/۲۶±۰/۲۵



نمودار شماره ۱: غلظت آمونیاک بر حسب فصل‌ها، فواصل و جهت‌های جغرافیایی مختلف اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب

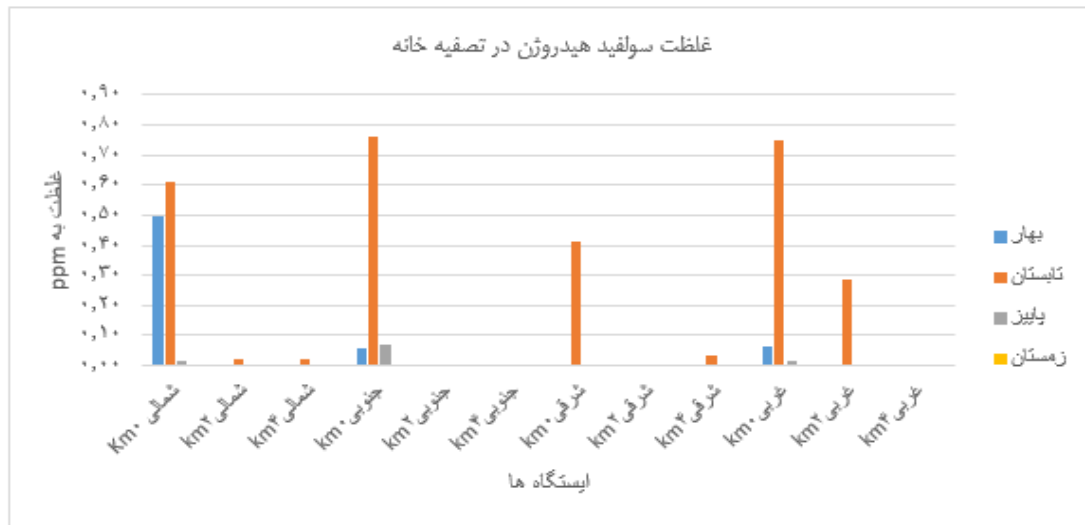
همان‌گونه که در نمودار شماره ۱، مشاهده می‌گردد، بیشترین غلظت گاز آمونیاک در داخل محوطه تصفیه‌خانه (فاصله صفر کیلومتر) بوده و با افزایش فاصله از تصفیه‌خانه غلظت آن کاهش می‌یابد. نتایج تحلیل واریانس نشان داد که اختلاف غلظت گاز آمونیاک در ایستگاه‌های مختلف اطراف تصفیه‌خانه معنی‌دار است (P < ۰/۰۰۱). همچنین نتایج تحلیل واریانس نشان داد که ارتباط بین اختلاف غلظت گاز آمونیاک در فصل‌های مختلف سال معنی‌دار است (P < ۰/۰۱۱).
آزمون آماری و مقادیر بیشینه، کمینه و میانگین آمونیاک در فصل‌های مختلف در تصفیه‌خانه فاضلاب در جدول شماره ۲ نشان داده شده است.

همان‌گونه که در نمودار شماره ۱، مشاهده می‌گردد، بیشترین غلظت گاز آمونیاک در داخل محوطه تصفیه‌خانه (فاصله صفر کیلومتر) بوده و با افزایش فاصله از تصفیه‌خانه غلظت آن کاهش می‌یابد. نتایج تحلیل واریانس نشان داد که اختلاف غلظت گاز آمونیاک در ایستگاه‌های مختلف اطراف تصفیه‌خانه معنی‌دار است

جدول شماره ۲: رابطه آماری بین فصول مختلف و غلظت آمونیاک بر حسب (ppm) در تصفیه‌خانه با آزمون

آماري توکي (post-hoc)

فصل	میانگین و انحراف معیار آمونیاک (ppm)	کمینه	بیشینه	P
بهار	۰/۷۲±۰/۵۶	۰/۰۰۹	۱/۵۳	۰/۵۷۳
تابستان	۰/۹۷±۰/۶۳	۰/۰۳۴	۱/۸۴	۰/۰۳۱
پاییز	۰/۴۱±۰/۳۶	۰/۱۰۵	۱/۱۴	۰/۰۳۱
زمستان	۰/۳۷±۰/۲۳	۰/۱۹	۰/۸۹	۰/۰۱۸



نمودار شماره ۲: غلظت سولفید هیدروژن بر حسب فصول مختلف در اطراف تصفیه خانه فاضلاب

آزمون تحلیل واریانس نشان داد که رابطه بین اختلاف غلظت گاز سولفید هیدروژن در فصل‌های مختلف معنی دار بوده است ($P=0/004$).

آنالیز آماری و مقادیر بیشینه، کمینه و میانگین سولفید هیدروژن در فصل‌های مختلف در تصفیه خانه فاضلاب در جدول شماره ۳ نشان داده شده است.

طبق نمودار شماره ۲ مشاهده می‌گردد که بیشترین میزان غلظت گاز سولفید هیدروژن داخل محوطه تصفیه خانه فاصله (صفر کیلومتر) بوده که بافاصله از تصفیه خانه غلظت آن کاهش می‌یابد. بین اختلاف غلظت گاز سولفید هیدروژن در ایستگاه‌های نمونه برداری رابطه معنی دار نبود ($P=0/179$). نتایج

جدول شماره ۳: رابطه آماری بین فصول مختلف و غلظت سولفید هیدروژن بر حسب (ppm) در تصفیه خانه با آزمون آماری توکی (post-hoc)

فصل	میانگین و انحراف معیار غلظت سولفید هیدروژن (ppm)	کمینه	بیشینه	P
بهار	$0/05 \pm 0/14$	۰	۰/۴۹	۰/۰۵۱
تابستان	$0/24 \pm 0/31$	۰	۰/۷۶	۰/۰۰۹
پاییز	$0/008 \pm 0/02$	۰	۰/۰۷	۰/۰۰۹
زمستان	$0/0003 \pm 0/001$	۰	۰/۰۰۳	۰/۰۰۷

زمان باز هم رابطه معنی‌داری بین غلظت سولفید هیدروژن و متغیرهای ذکر شده دیده نشد ($P=0/997$). مقادیر بیشینه، کمینه و میانگین برای غلظت‌های سولفید هیدروژن و آمونیاک در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب در دو بازه زمانی صبح و عصر در جدول شماره ۴ آورده شده است.

نتایج آزمون تحلیل واریانس چندگانه نشان داد که رابطه معنی‌دار آماری بین غلظت سولفید هیدروژن و سه متغیر جهت جغرافیایی، فاصله و فصل وجود ندارد. ($P=0/062$)؛ اما در بین این متغیرها، متغیرهای زمان و فصل رابطه معنی‌داری را نشان می‌دهند با مقادیر P به ترتیب ($0/001$ و $0/002$). با ثابت نگه‌داشتن عامل

جدول شماره ۴: رابطه آماری بین غلظت گاز سولفید هیدروژن و آمونیاک و زمان صبح و عصر در فصول مختلف در تصفیه‌خانه فاضلاب با آزمون (T-Test)

آمونیاک			سولفید هیدروژن			زمان
P	T	میانگین و انحراف معیار	P	T	میانگین و انحراف معیار	
0/334	-0/834	0/721±0/607	0/071	-1/125	0/011±0/023	صبح بهار
		0/819±0/052			0/098±0/266	عصر بهار
0/320	-0/772	0/870±0/683	0/001	-2/385	0/044±0/062	صبح تابستان
		1/074±0/608			0/438±0/068	عصر تابستان
0/300	-0/801	0/34±0/405	0/037	-1/248	0/002±0/005	صبح پاییز
		0/483±0/464			0/015±0/350	عصر پاییز
0/001	-2/194	0/219±0/047	0/039	-1	0	صبح زمستان
		0/526±0/482			0/0006±0/002	عصر زمستان

ضریب همبستگی اسپیرمن بین دو متغیر آمونیاک و سولفید هیدروژن در تصفیه‌خانه فاضلاب 0/277 بوده ($r=0/277$) و همبستگی مشاهده شده نیز معنی‌دار بود ($P<0/001$).

بحث:

بر این در جهت غربی در فاصله دو کیلومتری نیز در فصل‌های بهار و تابستان در زمان‌های صبح و عصر غلظت این گاز در محدوده آستانه بو قرار داشته است. در جهت شرقی تصفیه‌خانه فقط در فاصله صفر کیلومتری و در فصل‌های بهار و تابستان و در زمان‌های صبح و عصر در محدوده آستانه بو بوده است. با مقایسه میانگین غلظت‌های فصلی آمونیاک تابستان بالاترین غلظت را داشته و بهار، پاییز و زمستان به ترتیب در مرتبه بعدی قرار دارند. به جز فصل زمستان غلظت این گاز در بقیه فصل‌ها در محدوده آستانه بو قرار داشته است (جدول شماره ۲).

مقایسه میانگین غلظت گاز آمونیاک با آستانه بوی این گاز در هر فصل برای ایستگاه‌های مختلف و در زمان‌های صبح و عصر مشاهده شد که در فاصله صفر و دو کیلومتری در جهت شمالی تصفیه‌خانه فصل‌های بهار و تابستان غلظت این گاز در محدوده آستانه بو قرار دارد و فصل پاییز غلظت این گاز فقط در زمان عصر در محدوده آستانه بو قرار داشت. در جهت‌های جنوبی و غربی تصفیه‌خانه فقط در فاصله صفر کیلومتری و در فصل‌های بهار، تابستان و پاییز در زمان صبح و عصر غلظت این گاز در محدوده آستانه بو قرار داشت. علاوه

نتایج مطالعه Salem و همکاران در تصفیه‌خانه فاضلاب شهر العین نشان داد که در فصل‌های گرم غلظت گاز آمونیاک نسبت به فصل‌های سرد بیشتر بوده است. همچنین این محققین گزارش نمودند که در طی مراحل تصفیه شدت بو کاهش می‌یابد که با نتایج این تحقیق همخوانی دارد (۱۴).

با مقایسه میانگین غلظت گاز آمونیاک در جهت‌های مختلف جغرافیایی (جدول شماره ۱ و نمودار شماره ۱) مشاهده می‌گردد که در جهت غربی غلظت گاز آمونیاک بیشترین مقدار را داشته است و جهت‌های شمالی، جنوبی و شرقی تصفیه‌خانه نیز غلظت گاز آمونیاک به ترتیب در مرتبه بعدی بوده‌اند که وزش بادهای محلی از عوامل این اختلافات می‌باشد.

با مقایسه میانگین غلظت سولفید هیدروژن با آستانه بوی این گاز در هر فصل و در ایستگاه‌های مختلف مشاهده می‌گردد که در جهت شمالی، در فصل تابستان، کلیه فاصله‌های مورد مطالعه، در زمان صبح و عصر در محدوده آستانه بو قرار داشتند؛ اما در فصل بهار، فقط در درون محوطه تصفیه‌خانه و در فصل پاییز، در محوطه تصفیه‌خانه و فاصله دو کیلومتری غلظت این گاز در محدوده آستانه بو قرار داشت. در جهت جنوبی در فاصله صفر کیلومتری غلظت گاز سولفید هیدروژن در فصل‌های بهار، تابستان و پاییز و زمان صبح و عصر و در فصل زمستان فقط در عصر در محدوده آستانه بو قرار داشت.

در جهت شرقی در فاصله صفر و چهار کیلومتری از تصفیه‌خانه، فصل تابستان و در صبح و عصر غلظت این گاز در محدوده آستانه بو قرار داشت. دلیل پایین بودن غلظت این گاز در فاصله دو کیلومتری، ممکن است تغییر مقطعی جریان بادهای محلی و یا وجود منابع مولد بو مثل مکان‌های پرورش دام و طیور در فاصله چهار کیلومتری باشد؛ زیرا این ناحیه، یک منطقه مسکونی روستایی قرار دارد که حرفه اصلی آن‌ها کشاورزی و دامداری است.

در جهت غربی نیز در فاصله صفر کیلومتری از تصفیه‌خانه، در فصل‌های بهار، تابستان و پاییز، در

زمان‌های صبح و عصر غلظت این گاز در محدوده آستانه بو قرار دارد؛ اما در این جهت در فاصله دو کیلومتری از تصفیه‌خانه در فصل‌های بهار و تابستان، فقط در عصر غلظت این گاز در محدوده آستانه بو قرار داشت. مقایسه میانگین غلظت‌های فصلی گاز سولفید هیدروژن با حد آستانه بوی آن، نشان می‌دهد که به جز فصل زمستان، میانگین غلظت این گاز در بقیه فصل‌ها در محدوده آستانه بو قرار دارد. معمولاً در فرآیندهای تجزیه زیستی که در راکتورهای تصفیه فاضلاب همانند برکه‌ها و لاگون‌ها اتفاق می‌افتد تحت تأثیر درجه حرارت محیطی هستند. به طوری که به ازای هر ۱۰ درجه سانتی‌گراد افزایش دمای فاضلاب، سرعت واکنش‌های تجزیه زیستی تقریباً دو برابر می‌شود (۲۴). بنابراین بار آلی ورودی به تصفیه‌خانه در فصول سرد سال در برکه تجمع یافته و در فصل‌های گرم، در اثر تجزیه بی‌هوازی بوی نامطبوعی ایجاد نموده که بخشی از آن گازهای سولفید هیدروژن و آمونیاک هستند. متصاعد شدن این گازها باعث مشکلات بهداشتی برای کارکنان و ساکنین اطراف تصفیه‌خانه می‌گردد.

نتایج مطالعه Santos و همکاران در خصوص انتشار گاز سولفید هیدروژن از برکه‌های تثبیت فاضلاب نشان داد که میزان انتشار این گاز با دمای هوا رابطه معنی‌داری دارد. آن‌ها همچنین گزارش نمودند که مکان‌های واقع در جهت بادهای با سرعت وزش پایین، به دلیل پراکندگی ضعیف جوی، غلظت بوهای انتشار یافته بیشتر بوده و موارد شکایت از بو بیشتر است که با نتایج این مطالعه مطابقت دارد (۲۵).

نتایج مطالعه Stellacci و همکاران روی انتشار بو در تصفیه‌خانه فاضلاب شهر تارانتوی ایتالیا نشان داد که با افزایش فاصله محله‌های مسکونی از تصفیه‌خانه، شکایات ناشی از بوهای نامطبوع کاهش می‌یافت. آن‌ها همچنین گزارش نمودند که در فصل‌های گرم سال و شرایط جوی نامناسب مثل رطوبت بالا و شرایط پایدار که نسیم ملایمی می‌وزد، میزان بو بیشتر است که با نتایج مطالعه حاضر همخوانی دارد (۱۱). با مقایسه میانگین‌ها

در جهت‌های جغرافیایی (جدول شماره ۱ و نمودار شماره ۲)، غلظت گاز سولفید هیدروژن در جهت شمالی بیشترین مقدار را داشته است. با توجه به اینکه جهت وزش بادهای در اکثر مواقع از جنوب به شمال می‌باشد؛ بنابراین غلظت این گاز در جهت شمال بیشتر است. همچنین گاز سولفید هیدروژن از هوا سنگین‌تر بوده، بنابراین غلظت آن در سطح زمین بیشتر از سطوح بالاتر بوده و می‌تواند برای ساکنین و سایر افراد در معرض این گاز مشکل‌آفرین باشد. تجمع فضولات دامی ناشی از دامداری‌های واقع در این قسمت نیز می‌تواند دلیل افزایش این گاز در این جهت از تصفیه‌خانه باشد. در مطالعه رونقی و همکاران به تولید گاز سولفید هیدروژن در تأسیسات مختلف نظیر تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، تأسیسات فرآوری کود کمپوست و مرغداری‌ها اشاره شده است (۷).

از نظر میانگین غلظت‌ها، جهت غربی در مرتبه دوم قرار داشت. وزش ملایم باد جنوبی شمالی با وجود مانع مثل ساختمان‌های ننگهبانی و تأسیسات که می‌تواند باعث انحراف مسیر باد و انتشار بیشتر گاز در این جهت باشد. همچنین در این جهت ایستگاه پمپاژ تصفیه‌خانه قرار داشته و همچنین وجود گاوداری‌ها در این ناحیه می‌تواند در افزایش غلظت گازهای مورد مطالعه نقش موثری داشته باشد، جهت جنوبی و شرقی نیز به ترتیب در مرتبه سوم و چهارم قرار دارند. در واقع قسمت شرقی شامل مراحل پایانی تصفیه بوده که فاضلاب پس از آن وارد مراحل کلرزنی و انتقال به بخش خروجی می‌باشد و هیچ‌گونه تجزیه‌ای در آن رخ نمی‌دهد. نتایج مطالعه Jeon و همکاران نشان داد که انتشار بو در کلیه واحدهای تصفیه‌خانه در تابستان بیشتر از زمستان بود؛ همچنین نتایج نشان داد که در طی مراحل تصفیه شدت بو کاهش می‌یافت که با نتایج این تحقیق همخوانی دارد (۱۰).

نتایج نشان داد، میانگین غلظت گاز سولفید هیدروژن و آمونیاک در صبح‌ها کمتر بوده و در عصرها بیشتر می‌باشد. با توجه به اینکه در فصول گرم سال مثل

فصل تابستان فعالیت باکتری‌های تجزیه‌کننده بالا بوده و اوج فعالیت میکروبی در بعدازظهر می‌باشد؛ بنابراین میزان مصرف اکسیژن در واحدهای تصفیه زیستی بیشتر شده و باعث ایجاد شرایط بی‌هوایی می‌شود که در این شرایط احتمال تولید سولفید هیدروژن و آمونیاک بیشتر خواهد بود که با مطالعه مصداقی نیا و همکاران مطابقت دارد (۲۶). بر پایه مطالعات Capelli و همکاران انتشار آلاینده مولد بو به غلظت آلاینده، شدت جریان هوا و میزان تبخیر از سطح تصفیه‌خانه‌ها بستگی دارد که در این عصرها این پدیده شدت بیشتری می‌گیرد (۸). در این تحقیق نیز غلظت دو گاز معدنی مورد مطالعه در عصرها بیشتر از صبح‌ها بود که با نتایج گزارش این محققین همخوانی کامل دارد.

نتیجه‌گیری:

مقایسه نتایج مطالعه با مقادیر استاندارد برای آستانه بوزایی، برای سولفید هیدروژن و آمونیاک، نشان‌دهنده حاکم بودن شرایط نامطلوب از نظر پتانسیل بالای ایجاد بو در تصفیه‌خانه بوده و کارکنان و ساکنین اطراف آن به‌خصوص در زمان عصر و در فصل‌های گرم در معرض بوی ناشی از سولفید هیدروژن و آمونیاک قرار دارند. همچنین با توجه به رهنمود سازمان بهداشت جهانی و استانداردهای سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا از نظر مواجهه، غلظت گاز سولفید هیدروژن در فصل‌های گرم سال بالاتر از حد مجاز بوده؛ اما غلظت گاز آمونیاک در کلیه فصل‌ها بالاتر از حد مجاز است.

با توجه به اهمیت بالای عوامل بوزای آلی، شناسایی و اندازه‌گیری این‌گونه گازها در اطراف تصفیه‌خانه فاضلاب پیشنهاد می‌گردد.

تشکر و قدردانی:

این مقاله حاصل پایان‌نامه آقای علی آرزومند با عنوان بررسی گازهای معدنی مولد بو در یک تصفیه‌خانه

از نوع برکه تثبیت و ارائه راهکارهای کنترل آن در سال
 ۹۳-۹۴ در مقطع کارشناسی ارشد می‌باشد، که با حمایت
 دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی و خدمات
 بهداشتی، درمانی قزوین اجرا شده است.

منابع:

1. Capelli L, Sironi S, Del Rosso R, Centola P, Rossi A, Austeri C. Odour impact assessment in urban areas: Case study of the city of Terni. *Procedia Environ Sci*. 2011; 4: 151-7.
2. Nadafi K, Davil MF, Mahvi A, Younesian M, Nabizadeh R, Mazloomi S. Measurement of H₂S and ORP in Ray Main Sewers. *Water Wastewater*. 2011 , 21(4): 13 - 19.
3. Torabiyani A, Amirhesam H, Leyly S. Check the chemical composition of ferrous sulfate, ferric chloride, calcium hypochlorite The removal of hydrogen sulfide industrial wastewater. *Environ Sci Technol*. 2006; 10(4): 56-9.
4. Moussavi G, Naddafi K, Mesdaghinia A, Deshusses MA. The removal of H₂S from process air by diffusion into activated sludge. *Environ Technol*. 2007; 28(9): 987-93.
5. Choi I, Lee H, Shin J, Kim H. Evaluation of the effectiveness of five odor reducing agents for sewer system odors using an on-line total reduced sulfur analyzer. *Sensors*. 2012; 12(12): 16892-906.
6. Kim J, Sekyama K, Lee D, Kim H. Odor from wastewater treatment plants. *Kor J Odor Res Eng*. 2006; 5: 180-92.
7. Taghipor H, Shahmansori, MF, Bina B, Movahedian H. Biological treatment gas mixture of hydrogen sulfide and ammonia from the gas stream contaminated with unsure bed in hard plastic and compost biofilter system. *Application Chemist Environ*. 2010; 1(4) :49-58.[Persian].
8. Capelli L, Sironi S, Del Rosso R, Guillot J-M. Measuring odours in the environment vs. dispersion modelling: A review. *Atmos Environ*. 2013; 79: 731-43.
9. Bhawan P, Nagar A. Guidelines on odour pollution and its control. Central Pollution Control Board Ministry of environmental and forests, Govt of India Delhi; 2008.
10. Jeon EC, Son HK, Sa JH. Emission characteristics and factors of selected odorous compounds at a wastewater treatment plant. *Sensors*. 2009; 9(1): 311-26.
11. Stellacci P, Liberti L, Notarnicola M, Haas CN. Hygienic sustainability of site location of wastewater treatment plants: A case study. Estimating odour emission impact. *Desalination*. 2010; 253(1): 51-6.
12. Talaiekhosani A, Bagheri M, Goli A, Talaei Khoozani MR. An overview of principles of odor production, emission, and control methods in wastewater collection and treatment systems. *J Environ Manage*. 2016; 170: 186-206.
13. Kindzierski WB, Chelme-Ayala P, El-Din MG. Ambient air quality data summary and trend analysis: University of Alberta, School of Public Health; 2009.
14. Salem AA, Soliman AA, El-Haty IA. Determination of nitrogen dioxide, sulfur dioxide, ozone, and ammonia in ambient air using the passive sampling method associated with ion chromatographic and potentiometric analyses. *Air Qual Atmos Health*. 2009; 2(3): 133-45.
15. Armstrong SR, Green LC. Is ambient hydrogen sulfide a risk to human health? *Water Environ Res*. 2004; 2004(3): 118-26.
16. Capelli L, Sironi S, Del Rosso R, Centola P. Predicting odour emissions from wastewater treatment plants by means of odour emission factors. *Water Res*. 2009; 43(7): 1977-85.
17. Sather ME, Mathew J, Nguyen N, Lay J, Golod G, Vet R, et al. Baseline ambient gaseous ammonia concentrations in the Four Corners area and eastern Oklahoma, USA. *J Environ Monit*. 2008; 10(11): 1319-25.

18. Srivastava A, Joseph A, Devotta S. Volatile organic compounds in ambient air of Mumbai-India. *Atmos Environ.* 2006; 40(5): 892-903.
19. Federation WE, Association APH. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA. 2005.
20. Morris B, Jacobs M, Braverman MM, Hochheiser S. Ultra micro determination of Sulfides in Air. *Anal Chem.* 1957; 29(9): 1349-51.
21. De Santis F, Allegrini I, Bellagotti R, Vichi F, Zona D. Development and field evaluation of a new diffusive sampler for hydrogen sulphide in the ambient air. *Anal Bioanal Chem.* 2006; 384(4): 897-901.
22. Busca G, Pistarino C. Abatement of ammonia and amines from waste gases: A summary. *J Loss Prev Process Ind.* 2003; 16(2): 157-63.
23. Salvato JA, Nemerow NL, Agardy FJ. *Environmental engineering*: John Wiley and Sons; 2003.
24. Bitton G. *Wastewater microbiology*: John Wiley and Sons; 2005.
25. Santos JM, Kreim V, Guillot J-M, Reis NC, De Sa LM, Horan NJ. An experimental determination of the H₂S overall mass transfer coefficient from quiescent surfaces at wastewater treatment plants. *Atmos Environ.* 2012; 60: 18-24.
26. Mesdaghiniya A, Kavosi D, Kazemi N. Consumption amount of dissolved oxygen in the sewage network lines. *J Hormozgan Univ Medi Sci.* 2003; 6(3): 23-7.

Survey on hydrogen sulfide and ammonia emissions in the air around of the stabilization ponds Mineral gases producing odors in wastewater treatment

Arezoomand A¹, Jamali HA^{2*}, Karyab H², Emamjomeh MM², Omidi S³, Karimi Z²

¹Student, Environmental Health Engineering Dept., Qazvin University of Medical Sciences, Qazvin, I.R. Iran; ²Environmental Health Engineering Dept., Qazvin University of Medical Sciences, Qazvin, I.R. Iran; ³Epidemiology Dept., Guilan University of Medical Sciences, Rasht, I.R. Iran.

Received: 24/Feb/2016 Accepted: 17/Sep/2016

Background and aims: Odors are one of the problems of water and wastewater treatment, especially in the vicinity of residential areas. Hydrogen sulfide and ammonia, mineral compounds in waste water treatment plants are odorous. These gases have unfavoraitable effects on humans and the environment.

Methods: This Cross-sectional study was conducted in the Faculty of Health, Qazvin University of Medical Sciences. After field visits around the plant, the number of 12 sampling stations was determined. Sampling stations are selected in four geographical directions with regard to permanent trade winds that are zero, two and four kilo meters from the plant to Residential settlements. Sampling was performed in the morning and evening during the four seasons and 192 samples were provided.

Results: Results showed that the concentration of ammonia and hydrogen sulfide gas was more in warm seasons significantly and more odor caused ($P=0.011$, $P=0.004$) and the maximum emission is in the summertime. According to the results, the highest concentration of these gases was in the evening during the day.

Conclusion: According to the results, the concentration of hydrogen sulfide and ammonia gases in all the seasons except winter is within the threshold. Concentration of hydrogen sulfide in the summer and ammonia concentrations in all the seasons were higher than US. EPA standards and World Health Organization guidelines.

Keywords: Wastewater treatment plant, Odor, Hydrogen sulfide, Ammonia, Stabilization pond.

Cite this article as: Arezoomand A, Jamali HA, Karyab H, Emamjomeh MM, Omidi S, Karimi Z. Survey on hydrogen sulfide and ammonia emissions in the air around of the stabilization ponds Mineral gases producing odors in wastewater treatment. J Shahrekord Univ Med Sci. 2017; 19(3): 11-22.

***Corresponding author:**

Environmental Health Engineering Dept., Qazvin University of Medical Sciences, Qazvin, I.R. Iran; Tel: 00989123819051, E-mail: jamalisadraei@yahoo.com