

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ



مرکز مطالعات و برنامه‌ریزی شهر تهران

بررسی نوع و غلظت ترکیبات آلی فرار (VOC) و دی سولفید هیدروژن در هوای مجتمع پردازش و دفع پسماند آرادکوه و منطقه شورآباد تهران و ارزیابی ریسک
دانش شهر ۸۰۷

معاونت مطالعات شهرسازی، خدمات شهری و امور بحران
مدیریت مطالعات خدمات شهری

نویسنده: مهرنوش ابطحی، فرزانه آرمان
ناظر علمی: حسن پاسالاری

حقوق مادی و معنوی این اثر متعلق به مرکز مطالعات و برنامه‌ریزی شهر تهران است ضمناً متن (PDF) از سایت ذیل و یا اسکن کد تصویری قابل دریافت است.
نشانی: تهران، خیابان شریعتی، پل رومی، خیابان شهید اکبری، نبش خیابان شهید آقابزرگی، شماره ۳۲، کدپستی ۱۹۶۴۶۳۵۶۱۱، امور مخاطبان: ۳. ۲۲۳۹۲۰۸۰
info.rpc@tehran.ir rpc.tehran.ir

دانش شهر ۸۰۷

بررسی نوع و غلظت ترکیبات آلی فرار (VOC) و دی
سولفید هیدروژن در هوای مجتمع پردازش و دفع پسماند
آراد کوه و منطقه شورآباد تهران و ارزیابی ریسک

نویسنده: مهرنوش ابطحی، فرزانه آرمان

ناظر علمی: حسن یاسالاری

بهار ۱۴۰۲

.....	سخن نخست	۶
.....	چکیده	۷
.....	۱. کلیات	۸
.....	۱-۱ - مقدمه	۸
.....	۲-۱ - تعریف پسماند	۹
.....	۳-۱ - انواع منابع تولید پسماند	۱۰
.....	۱-۳-۱ - منابع پسماند شهری	۱۰
.....	۲-۳-۱ - پسماندهای صنعتی	۱۲
.....	۳-۳-۱ - پسماندهای کشاورزی	۱۲
.....	۴-۱ - مدیریت پسماند شهری	۱۲
.....	۱-۴-۱ - کاهش تولید پسماند	۱۲
.....	۲-۴-۱ - جابجایی	۱۳
.....	۳-۴-۱ - جمع‌آوری	۱۳
.....	۴-۴-۱ - تفکیک و پردازش	۱۳
.....	۵-۴-۱ - دفع	۱۳
.....	۶-۴-۱ - دفن در زمین	۱۴
.....	۵-۱ - مشکلات ناشی از دفن در زمین	۱۴
.....	۶-۱ - سازوکار (مکانیسم) تولید ذرات معلق در محل پردازش و زمین دفن	۱۵
.....	۷-۱ - نگاه کلی به مجتمع‌های پردازش پسماند	۱۵
.....	۸-۱ - ارزیابی ریسک اثرات سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی	۱۶
.....	۹-۱ - مدیریت پسماندها در کلان‌شهر تهران	۱۷
.....	۲. اثرات بهداشتی آلاینده‌های گازی و ذرات معلق	۱۹
.....	۱-۲ - اثر بهداشتی دی‌کلرومتان	۲۰
.....	۲-۲ - اثر بهداشتی لیمونن	۲۰
.....	۳-۲ - اثرات آمین‌ها	۲۱
.....	۴-۲ - اثرات اسیدهای چرب	۲۱
.....	۵-۲ - اثرات ترکیبات احیاشده گوگرد	۲۱
.....	۶-۲ - اثرات آمونیاک	۲۲
.....	۷-۲ - اثرات ترکیبات آروماتیک	۲۳
.....	۱-۲-۷ - اثرات بنزن	۲۳
.....	۲-۲-۷ - اثرات تولوئن	۲۳
.....	۳-۲-۷ - اثرات اتیل بنزن	۲۴
.....	۴-۲-۷ - اثرات زایلن	۲۴
.....	۲-۸ - اثرات استایرن	۲۴
.....	۲-۹ - تأثیر بوی گاز محل دفن زباله بر روی افراد	۲۵
.....	۳. بررسی نوع آلاینده‌های گازی منتشره در هوای مجتمع پردازش و دفع پسماند آرادکوه و منطقه شورآباد تهران	۲۶
.....	۱-۳ - روش نمونه‌برداری و نقاط نمونه‌برداری	۲۶
.....	۱-۳-۱ - روش نمونه‌برداری غیرفعال	۲۷
.....	۲-۳-۱ - روش نمونه‌برداری فعال	۲۸
.....	۲-۳-۲ - نتایج اندازه‌گیری غیرفعال	۲۸
.....	۳-۳ - نتایج اندازه‌گیری در نقاط مختلف در اندازه‌گیری فعال	۳۲
.....	۳-۴ - نتایج اندازه‌گیری ذرات معلق با روش فعال	۳۹
.....	۲-۳-۳ - میانگین مقادیر اندازه‌گیری شده PM_{10} و $PM_{2.5}$ بر حسب $\mu g/m^3$	۳۹

۴۰.....	۵-۳- نتایج ارزیابی ریسک غیرسرطان‌زایی برای نتایج اندازه‌گیری به روش غیرفعال.....
۴۳.....	۶-۳- نتایج ارزیابی ریسک سرطان‌زایی برای نتایج اندازه‌گیری به روش غیرفعال.....
۴۴.....	۷-۳- نتایج ارزیابی ریسک غیرسرطان‌زایی برای نتایج اندازه‌گیری به روش فعال.....
۴۶.....	۸-۳- نتایج ارزیابی ریسک سرطان‌زایی برای نتایج اندازه‌گیری به روش فعال.....
۴۸.....	۴. نتیجه‌گیری.....
۵۲.....	۵. پیشنهادات.....
۵۳.....	منابع.....

فهرست جدول‌ها

۲۹.....	جدول ۳-۱- مقادیر ترکیبات گازی شناسایی شده در هوای مجتمع مدیریت پسماند و اطراف آن با روش غیرفعال بر حسب $\mu\text{g}/\text{m}^3$
۴۵.....	جدول شماره ۳-۴- مقادیر شاخص خطر (HI) در روش نمونه‌برداری فعال.....

فهرست شکل‌ها

۲۷.....	شکل شماره ۳-۱- نمایش نقاط نمونه‌برداری به روش غیرفعال (P) و فعال (S) در ناحیه مجتمع آرادکوه و اطراف آن.....
۲۷.....	شکل شماره ۳-۲- نمایش نقاط نمونه‌برداری به روش غیرفعال (P) و فعال (S) در ناحیه دامداری‌ها.....
۲۸.....	شکل شماره ۳-۳- تصویر جاذب VOC شرکت passam و محافظ (Shelter) نگهدارنده جاذب.....
۲۹.....	شکل شماره ۳-۴- نسبت سهم ترکیبات گازی شناسایی شده در هوای مجتمع مدیریت پسماند و اطراف آن با روش غیرفعال.....
۳۰.....	شکل شماره ۳-۵- مقایسه غلظت ترکیبات گازی شناسایی شده در هوای مجتمع مدیریت پسماند و اطراف آن با روش غیرفعال.....
۳۲.....	شکل شماره ۳-۶- مقایسه نتایج اندازه‌گیری ترکیبات اکسیژنه به روش فعال در نقاط مختلف.....
۳۳.....	شکل شماره ۳-۷- مقایسه نتایج اندازه‌گیری ترکیبات هالوژنه به روش فعال در نقاط مختلف.....
۳۳.....	شکل شماره ۳-۸- مقایسه نتایج اندازه‌گیری ترکیبات آروماتیک به روش فعال در نقاط مختلف.....
۳۳.....	شکل شماره ۳-۹- مقایسه نتایج اندازه‌گیری ترکیبات آمونیاک و لیمونن به روش فعال در نقاط مختلف.....
۳۴.....	شکل شماره ۳-۱۰- مقایسه نتایج اندازه‌گیری ترکیبات هیدروکربنه به روش فعال در نقاط مختلف.....
۳۴.....	شکل شماره ۳-۱۱- مقایسه نتایج اندازه‌گیری ترکیبات احیاء شده سولفور به روش فعال در نقاط مختلف.....
۳۴.....	شکل شماره ۳-۱۲- مقایسه درصد مشارکت هر گروه ترکیبات در کل نتایج اندازه‌گیری آلاینده‌های به روش فعال در نقاط منتخب.....
۴۰.....	شکل شماره ۳-۱۳- نمایش HQ براساس مواجهه شغلی در کمپوست و پردازش در روش نمونه‌برداری غیرفعال.....
۴۰.....	شکل شماره ۳-۱۴- نمایش HQ براساس مواجهه شغلی در کمپوست و پردازش در روش نمونه‌برداری غیرفعال (با حذف تتراکلرواتیلن).....
۴۱.....	شکل شماره ۳-۱۵- نمایش HQ براساس مواجهه غیرشغلی در روش نمونه‌برداری غیرفعال.....
۴۱.....	شکل شماره ۳-۱۶- نمایش HQ براساس مواجهه غیرشغلی در روش نمونه‌برداری غیرفعال (با حذف تتراکلرواتیلن).....
۴۳.....	شکل شماره ۳-۱۷- نمایش خطر سرطان‌زایی (CR) براساس مواجهه شغلی در روش نمونه‌برداری غیرفعال.....
۴۳.....	شکل شماره ۳-۱۸- نمایش خطر سرطان‌زایی (CR) براساس مواجهه غیرشغلی در روش نمونه‌برداری غیرفعال.....
۴۴.....	شکل شماره ۳-۱۹- نمایش HQ براساس مواجهه شغلی در کمپوست و پردازش در روش نمونه‌برداری فعال.....
۴۴.....	شکل شماره ۳-۲۰- نمایش HQ براساس مواجهه شغلی در کمپوست و پردازش در روش نمونه‌برداری فعال (با حذف تری کلرواتیلن و دی‌هیدروژن سولفید).....
۴۵.....	شکل شماره ۳-۲۱- نمایش HQ براساس مواجهه غیرشغلی در روش نمونه‌برداری فعال.....
۴۵.....	شکل شماره ۳-۲۲- نمایش HQ براساس مواجهه غیرشغلی در روش نمونه‌برداری فعال (با حذف تری کلرواتیلن و دی‌هیدروژن سولفید).....
۴۶.....	شکل شماره ۳-۲۳- نمایش خطر سرطان‌زایی (CR) براساس مواجهه شغلی در روش نمونه‌برداری فعال.....
۴۶.....	شکل شماره ۳-۲۴- نمایش خطر سرطان‌زایی (CR) براساس مواجهه غیرشغلی در روش نمونه‌برداری فعال.....

سخن نخست

یکی از مأموریت‌های مهم مدیریت شهری در کلان‌شهرها، مدیریت اصولی پسماندهای جامد است. مدیریت پسماند از ابتدای تولید، تفکیک، جمع‌آوری، انتقال و بازیافت اهمیت زیادی دارد؛ ولی مرحله دفع پسماند، از پیچیدگی‌های فنی و مدیریتی خاصی برخوردار است. در حال حاضر، پرکاربردترین روش دفع پسماند در کشور، روش دفن در زمین است. نتایج بدست آمده از دومین طرح جامع مدیریت پسماند شهر تهران (مصوبه شورای اسلامی شهر تهران در فروردین ماه ۱۴۰۰) گویای آن است که سرانه تولید پسماند در این کلانشهر ۷۶۴ گرم در روز بوده که به صورت میانگین ۵۵ درصد از این میزان پسماند تولیدی سرنوشتی بجز دفن در زمین ندارند. دفن غیراصولی پسماندهای شهری در محل‌های دفع می‌تواند منجر به مخاطرات شدیدی برای محیط‌زیست و سلامت انسان شود. دفن پسماندها در زمین علاوه بر هدر رفت منابع، باعث آلودگی محیط‌زیست از طریق انتشار گازهای گلخانه‌ای می‌شود، در این میان، آلودگی هوا به خصوص بوهای منتشره از مجتمع‌های دفع و پردازش نیز از چالش‌های مناقشه‌آمیز می‌باشد، که گاهی بوی ترکیبات منتشره از این مجتمع‌ها در مسافت‌های دوری مانند شهرها استشمام می‌شود و این مجتمع‌ها را در مظان اتهام تولیدکننده بو قرار می‌دهد.

براساس آنچه بدان اشاره شد و در راستای اهداف دومین طرح جامع مدیریت پسماند شهر تهران مبنی بر کمینه‌سازی اثرات سوء بهداشتی و زیست‌محیطی سیستم مدیریت پسماند شهری با پیروی از راهبرد استانداردسازی فرایندها و روش‌های جاری عملیات سیستم مدیریت پسماند در جهت اجرای سیاست توقف عملیات دفن غیرمهندسی و غیربهداشتی انواع پسماند شهری، در مطالعه حاضر نوع و غلظت ترکیبات آلی فرار و دی سولفید هیدروژن در هوای مجتمع پردازش و دفع پسماند آرادکوه و منطقه شورآباد تهران و ارزیابی ریسک مورد بررسی قرار گرفته است.

امید است، مطالعه‌ی پیش‌رو بتواند علاوه بر دستیابی به اهداف طرح جامع مدیریت پسماند شهر تهران، تأثیر مثبتی بر کیفیت ارائه‌ی خدمات به شهروندان و کیفیت زندگی در شهر بر جا بگذارد.

عطاءالله رفیعی آتانی

رئیس مرکز مطالعات و برنامه‌ریزی شهر تهران

چکیده

دفن پسماند روش اصلی دفع ضایعات جامد شهری در جهان است، به‌رحال این شیوه منجر به ایجاد آلودگی‌های ثانویه، مانند آلودگی آب‌ها و انتشار گازها و بوی بد می‌شود. در سال‌های اخیر با افزایش جمعیت و گسترده‌گی مناطق مسکونی شورآباد و مهدی‌آباد در مجاورت مجتمع پردازش و دفع پسماند آرادکوه، برای جامعه ساکن این روستاها مشکلات عدیده‌ای را پیش آورده است؛ لذا در تحقیق حاضر میزان مواجهه افراد ساکن در این مناطق با آلودگی هوای منتشره از مجتمع آرادکوه و ریسک بالقوه آن مورد ارزیابی قرار گرفت، برای اندازه‌گیری آلاینده‌های هوا در این پایان‌نامه از دو روش غیرفعال و فعال استفاده شد. روش غیرفعال با استفاده از جاذب ترکیبات آلی فرار (VOC) شرکت پسام صورت گرفت و براساس نتایج به دست آمده از آنالیز کروماتوگرافی غلظت ۱۰ آلاینده گزارش شد. در روش غیرفعال اندازه‌گیری آلاینده‌های گازی با استفاده از فوچک و برای مجموع ۲۵ آلاینده گازی انجام شد. اندازه‌گیری ذرات معلق با استفاده از دستگاه داست آنالیزر و برای ذرات معلق $PM_{2.5}$ و PM_{10} انجام شد. نقاط اندازه‌گیری در روش غیرفعال ۸ نقطه و در روش فعال ۱۰ نقطه بود. نمونه‌برداری در روش غیرفعال در واحد کمپوست، پردازش، خیابان صنعت چهارم (پایین دست دریاچه شیرابه)، داخل روستای شورآباد و روستای مهدی‌آباد، در بیابان (یک کیلومتری غرب کمپوست)، دامداری فشافویه و قدرتی و در روش فعال علاوه بر این نقاط، مجاور زمین دفن و تصفیه‌خانه شیرابه انجام شد. نقاط نامبرده با انجام پیش‌آزمون و مشورت با ذینفعان (مردم محلی و مدیران مجتمع آرادکوه) انتخاب شد. زمان نمونه‌برداری هفته آخر مرداد ماه و هفته اول شهریورماه بود.

در این مطالعه، آلاینده‌هایی از گروه ترکیبات اکسیژنه، ترکیبات هالوژنه، گروه آروماتیک‌ها، گروه ترکیبات احیاء شده سولفور، گروه ترکیبات نیتروژنه، گروه تری‌ها و گروه هیدروکربن‌ها اندازه‌گیری شدند. براساس نتایج اندازه‌گیری آلاینده‌ها، مقادیر ترکیبات هالوژنه، ترکیبات احیاء شده سولفور و آمونیاک بالا بود. پردازش، کمپوست و تصفیه‌خانه شیرابه از منابع مهم انتشار آلاینده از مجتمع محسوب می‌شوند. غلظت مجموع آلاینده‌های اندازه‌گیری شده در پردازش در روش غیرفعال و فعال به ترتیب $1/47$ و $3/36$ میلی‌گرم در مترمکعب بوده است. مقدار کل آلاینده اندازه‌گیری شده در روش غیرفعال در پردازش $40/68\%$ بیشتر از شورآباد بود. مقایسه مقادیر $PM_{2.5}$ در نقاط مختلف نشان‌دهنده بالاتر بودن نسبی این مقادیر از استاندارد ملی است.

محاسبه ریسک سرطان‌زایی در اندازه‌گیری فعال نشان داد که به ترتیب تری کلرواتیلن، تتراکلرواتیلن، بنزن و دی‌کلرومتان ریسک سرطان‌زایی کاهشی داشته‌اند. بالاترین ریسک سرطان‌زایی برابر $0/003$ مربوط به پردازش و آلاینده تری کلرواتیلن است.

براساس نتایج مطالعه حاضر، به‌نظر می‌رسد، طراحی و اجرای عملیات اصلاحی مانند اصلاح روش دفن، تصفیه آلاینده‌های منتشره از پردازش، بهبود فرایند کمپوست‌سازی، بهره‌برداری صحیح تصفیه‌خانه شیرابه و خشک یا کوچک کردن دریاچه شیرابه، نقش مؤثری در کاهش معضلات بهداشتی و محیط زیستی ناشی از فعالیت مجتمع پردازش و دفع پسماند آرادکوه خواهد داشت.

۱. کلیات

۱-۱ - مقدمه

دفن پسماند، روش اصلی دفع زائدات جامد شهری^۱ (MSW) در جهان است؛ زیرا این روش اقتصادی ترین شیوه استراتژی مدیریت پسماند است. با اینکه روش دفن پسماند ساده است، اما باعث ایجاد آلودگی های ثانویه، مانند آلودگی آبها و انتشار گازها و بوی بد می شود. ترکیبات بودار گازی که از محل دفن پسماند ساطع می شوند، در دهه های اخیر نگرانی های اجتماعی و زیست محیطی را برانگیخته است. افرادی که در نزدیکی محل های دفن پسماند زندگی می کنند، نگران تأثیرات سو احتمالی این آلاینده ها بر سلامتی هستند، علاوه بر این، اثرات مزاحم بوی بد یکی دیگر از نگرانی های عمومی است؛ زیرا بر کیفیت زندگی ساکنان تأثیر منفی می گذارد، اگرچه بیشتر اجزای موجود در گازهای معطر با غلظت کم وجود دارد؛ اما پیامدهای بالقوه سلامتی و اثرات جدی آزاردهنده بوی این ترکیبات خطرناک و بدبو منجر به شکایت بسیاری شده است. این نگرانی ها و شکایات روزافزون، نیاز به ارزیابی ترکیبات گازی بودار را افزایش داده است (Wu C, Liu J, 2017).

تجزیه پسماندها توسط میکروارگانیزم ها بزرگ ترین منبع تولید گاز در محل دفن پسماند^۲ (LFG) است. LFG مخلوطی از چندین گاز، یعنی متان، دی اکسید کربن، کربن مونوکسید، هیدروژن، اکسیژن، نیتروژن، سولفید هیدروژن و ... است؛ همچنین بخشی از آلاینده های هوا، ترکیب آلی غیرمتانی^۳ (NMOC) هستند. متان و دی اکسید کربن گازهای غالب در LFG هستند، غلظت آنها بین ۴۵ تا ۶۰ درصد متان و ۴۰ تا ۶۰ درصد دی اکسید کربن است. حجم کل NMOCs حدود ۱٪ از کل حجم LFG است.

EPA در محل دفن پسماند در ایالات متحده نشان داده است که NMOCs شامل ترکیبات آلی فرار^۴ (VOCs) است. در مجموع ۶۰ تا ۳۸٪ VOC به ترتیب در تابستان و زمستان شناسایی شدند. رایج ترین VOC های موجود در LFG؛ عبارتند از: بنزن، تولوئن، اتیل بنزن و زایلن ها (BTEX) که به عنوان آلاینده های خطرناک هوا (HAPs) طبقه بندی می شوند (US EPA, 2003).

مکانیسم های حاکم بر میزان انتشار آلاینده های آلی از سلول های دفن پسماند به دو دسته تقسیم می شود: تولید و انتقال. اولین مرحله حاکم بر مکانیسم انتشار، تولید آلاینده ها در فاز بخار و گاز است که ممکن است از یکی از سه مکانیسم تبخیر، تجزیه بیولوژیکی یا واکنش های شیمیایی رخ دهد. تجزیه بی هوازی مواد زائد در ۳ مرحله کلی رخ می دهد: ۱- هیدرولیز ۲- اسیدسازی ۳- متان سازی.

در اولین مرحله، جامدات و ترکیبات آلی پیچیده محلول توسط عوامل تخمیر کننده هیدرولیز شده و به اسیدهای چرب فرار اولیه، الکل ها، هیدروژن و دی اکسید کربن تبدیل می شوند. در دومین مرحله، باکتری های اسیدساز محصولات مرحله اول را به اسید استیک تبدیل می کنند و در آخرین مرحله، متان به وسیله باکتری های که شامل باکتری های اسید دوست با تبدیل اسید استیک به متان و دی اکسید کربن و باکتری های هیدروژن دوست (با تبدیل هیدروژن و دی اکسید کربن به متان) هستند،

1. Municipal solid waste
2. Landfill Gas
3. Non-methane organic compound
4. Volatile Organic Compounds (VOCs)

تولید می‌شوند (Salar Y, 2014). گاز لندفیل حاوی مجموعه‌ای از گازهای گلخانه‌ای است؛ بنابراین انتشار گاز تولیدی در لندفیل به اتمسفر، سبب افزایش گرمایش جهانی و آثار مخرب زیست‌محیطی می‌شود (Moridi M, 2017).

در تأسیسات مدیریت پسماند جامد، بیش از هفتادوپنج آلاینده متعلق به ترکیبات بودار شناسایی شده‌اند، که شامل ترکیبات گروه‌های اکسیژن‌دار، ترکیبات گروه هالوژنه، گروه آروماتیک‌ها، اسیدهای چرب فرار، گروه ترپن‌ها، گروه ترکیبات سولفور می‌باشند (Cheng et al. 2019; Li et al. 2015; Yun et al. 2018). چهار ترکیب BTEX از ترکیبات آروماتیکی تولیدکننده بو محسوب می‌شوند که در زمین‌های دفن و فرایند کمپوست اندازه‌گیری شده‌اند. بنزن و تولوئن بویی شبیه تینرهای معمولی و ملایم و شیرینی دارند. اتیل بنزن بویی شبیه بنزین دارد و ترکیبات زایلن هم بویی شیرین دارند (ATSDR). هر کدام از این بوها آستانه بویایی متفاوتی دارند، ولی به‌رحال یکی از ترکیبات احتمالی مورد شکایت تولیدکننده بو در زمین‌های دفن محسوب می‌شوند (Ashmore MR, 2009). دو گروه، سهم عمده‌ای در تشکیل بودارند. گروه اول، شامل استرها و ارگانوسولفورها و ۲- بوتانول و برخی از حلال‌ها که ممکن است در پسماند قرار گیرند و گروه دوم، شامل آلکیل بنزن‌ها و لیمونن از خانواده ترپن‌هاست، که لیمونن و آلکیل بنزن با سایر هیدروکربن‌ها باعث ایجاد بو زمینه‌ای در لندفیل می‌شوند (Brattoli M, 2011). غلظت ترکیبات بودار معمولاً بسیار کم است، اما آستانه بویایی آن‌ها در بعضی موارد پایین‌تر است. بینی انسان حساس‌ترین حسگر این ترکیبات است؛ زیرا غلظت آن‌ها اغلب کمتر از حد تشخیص اندازه‌گیری تجهیزات آنالیزگر است، از این‌رو، روش‌های تحلیلی حساس برای شناسایی و تعیین مقدار مواد سمی ضروری است. منبع تولید بو در سایت دفن پسماند مربوط به گازهای منتشره از محل دفن، حوضچه‌های جمع‌آوری شیرابه و یا زباله‌سوزها می‌باشد. آلاینده‌های منتشره در هوای ناشی از لندفیل را می‌توان در دسته‌های گازهای اسیدی، میکروآلاینده‌های آلی سمی و دیگر گازهای تولیدکننده بو طبقه‌بندی نمود (Macklin Y, 2011).

۱-۲- تعریف پسماند

پسماند، شامل تمامی موادی که از فعالیت‌های انسان و حیوان ناشی می‌شود و شامل دورریزهای همگون (پسماندهای کشاورزی، صنعتی و معدنی) و ناهمگون (پسماند جوامع شهری) است. از زمان‌های قدیم بشر برای دفع پسماند از زمین استفاده می‌کردند. در ابتدا با توجه به تعداد کم جمعیت و فراوانی زمین برای دفع پسماند مشکل زیادی به وجود نمی‌آورد. کشاورزان از زمان‌های بسیار قدیم کار بازیافت پسماند را از طریق استفاده از پسماند به‌عنوان کود و سوخت انجام می‌دادند. مشکلات مربوط به دفع از زمانی شروع شد که منجر به تکثیر موش، مگس و شیوع بیماری طاعون گردید. در نتیجه از قرن نوزدهم نیاز به برنامه‌های مدیریت پسماند بیشتر احساس شد. منابع تولید پسماند در یک اجتماع در درجه اول بستگی به کاربری اراضی و فعالیت‌ها در منطقه دارد.

۱-۳- انواع منابع تولید پسماند

منابع تولید پسماند به سه دسته تقسیم می‌شوند: ۱- منابع پسماند شهری (منابع مسکونی، منابع تجاری، مؤسسات، ساخت‌وساز و تخریب، خدمات و سرویس‌های شهری، تصفیه‌خانه‌ها) ۲- صنایع ۳- کشاورزی می‌باشد.

۱-۳-۱- منابع پسماند شهری

۱-۳-۱-۱- منابع پسماند خانگی:

پسماندهای خانگی^۱ در نتیجه مصرف مواد مختلف توسط ساکنین منازل تولید می‌شود و شامل مواد مختلف و متفاوتی هستند. پسماندهای خانگی محتوی پسماندهای آلی (قابل احتراق) و پسماندهای غیرآلی (غیرقابل احتراق) است. بخش آلی زائدات جامد خانگی شامل زائدات غذایی (پسماند تر)، انواع کاغذها، کارتن و مقوا، انواع پلاستیک‌ها، منسوجات، لاستیک چرخ و چوب می‌باشد. به بخشی از زائدات آلی خانگی که به سرعت تجزیه شده و باعث تولید بوهای ناخوشایند و رشد و تکثیر مگس می‌شود، پسماندهای فسادپذیر گفته می‌شود که عمدتاً شامل پسماندهای غذایی است که از مراحل مختلف نگهداری، تهیه و پخت‌وپز و مصرف مواد غذایی در منازل تولید می‌شوند. در بسیاری از نقاط، طبیعت فسادپذیر این زائدات بر طراحی و راهبری سیستم جمع‌آوری پسماندها تأثیرگذار است. بخش غیرآلی زائدات جامد خانگی شامل شیشه، اجزاء گلی و سفالی، فلزات آهنی و غیرآهنی و خاکروبه است.

علاوه بر زائدات فوق دو گروه اصلی از زائدات در پسماندهای شهری یافت می‌شوند که عبارتند از: زائدات ویژه و خطرناک. زائدات ویژه حاصل از منازل مسکونی شامل اجزاء حجیم (اسباب و اثاثیه، قفسه کتاب، کابینت‌ها، مبلمان و ...)، تجهیزات الکترونیکی (رادیو ضبط، تلویزیون، کامپیوتر و ...)، تجهیزات رفاهی (یخچال، فریزر، اجاق گاز و ماشین‌های لباسشویی و ظرفشویی)، زائدات محوطه حیاط که جداگانه جمع‌آوری می‌شوند (شاخ و برگ درختان و باقیمانده هرس گیاهان)، باتری‌ها (باتری‌های وسایل الکترونیکی، باتری ماشین و ...) روغن‌ها (روغن حاصل از سرویس وسایط نقلیه توسط صاحبان در منزل) و تایرها می‌باشد.

زائدات خطرناک شامل کلیه زائداتی است که بر اساس قانون حفاظت و بازیافت منابع (RCRA)^۲ خطرناک تلقی می‌شوند. مهم‌ترین محصولات مصرفی خانگی که مولد پسماند خطرناک خانگی هستند عبارتند از: تمیزکننده‌های^۳ خانگی، پودرهای پاک‌کننده زبر (ساینده)، آئروسول‌ها، ترکیبات آمونیاکی، سفیدکننده‌های کلره، شیشه پاک‌کن، اجاق پاک‌کن، لکه برها، محصولات بهداشتی و آرایشی، آفت‌کش‌ها و کودها و انواع محصولات متفرقه دیگر مانند باتری‌ها و مواد شیمیایی عکاسی (Alavi SN, Babaii AA 2017).

۱-۳-۱-۲- پسماندهای تجاری

پسماندهای تجاری^۴ در نتیجه فعالیت‌های تجاری مغازه‌ها، رستوران‌ها، بازارها، سوپرمارکت‌ها، هتل‌ها،

1. Household
2. Resource, Conservation and Recovery Act (RCRA)
3. Detergent
4. Commercial Solid Waste

تعمیرگاه‌ها و کارگاه‌های درون‌شهری تولید می‌شوند. قسمت عمده پسماند تولیدی در این واحدها شامل کاغذ و مقوا و انواع پلاستیک‌ها بوده و در پسماند آن‌ها شیشه، فلزات، چوب و پسماندهای غذایی دیده می‌شود (Alavi SN, Babaii AA 2017).

۱-۳-۳-۱- پسماندهای مؤسسات (ادارات، زندان‌ها و بیمارستان‌ها)

مؤسسات مختلف، مانند ادارات، مدارس، آموزشگاه‌ها، زندان‌ها و بیمارستان‌ها نیز از منابع مهم تولید پسماند در شهرهای مورد مطالعه هستند. به‌جز بیمارستان‌ها و زندان‌ها قسمت عمده پسماند تولیدی در این واحدها مشابه واحدهای مسکونی و تجاری است. بخش کوچکی از پسماندهای بیمارستان‌ها و زندان‌ها در رده پسماندهای خطرناک بوده و باید براساس مقررات خاص خود مدیریت شوند.

۱-۳-۳-۲- پسماندهای تخریب و ساخت‌وساز (نخاله‌های ساختمانی)

به پسماند حاصل از ساخت، تغییر، بازسازی و تعمیرخانه‌های مسکونی شخصی، ساختمان‌های تجاری و سایر ساختمان‌ها، پسماند ساخت گفته می‌شود. ترکیب این پسماندها متغیر بوده و عمدتاً شامل موادی، مانند سنگ، بتون، آجر، چوب، آهن، لوله و سایر تجهیزات ساختمانی است. به پسماندهای حاصل از تخریب ساختمان‌ها، تخریب خیابان‌ها، پیاده‌روها، پل‌ها و سایر سازه‌ها، پسماند تخریب گفته می‌شود. ترکیب عمده پسماند تخریب مشابه پسماند ساخت می‌باشد، اما ممکن است، در آن شیشه‌های شکسته و پلاستیک نیز وجود داشته باشد.

۱-۳-۳-۳- پسماندهای خدمات شهری (رفت و روب و نظیف معابر)

یکی از منابع تولید پسماند در شهرهای مختلف، رفت‌و‌روب خیابان‌ها و معابر، پارک‌ها و مناظر، پاکسازی جوی‌های رواناب‌های سطحی و فاضلاب‌ها، سواحل و تفریحگاه‌ها و کانتینرها و سطل‌های پسماند مستقر در معابر و خیابان‌ها می‌باشد که بسته به وسعت معابر و اجرای برنامه‌های پاکسازی در سطح شهر مقدار آن متفاوت می‌باشد. این پسماندها، شامل: خاکروبه، بقایای درختان و فضای سبز، زائدات معمول دفع شده در کانتینرها و سطل‌های پسماند مستقر در معابر و خیابان‌ها، اجساد حیوانات و وسایط نقلیه اسقاطی می‌باشند. با وجود پراکندگی این نوع پسماند و مشکلات جمع‌آوری آن از سطح شهر، در مقایسه با سایر پسماندها، این منبع سهم کوچکی در تولید پسماند دارد.

۱-۳-۳-۴- پسماندهای تصفیه‌خانه‌های آب و فاضلاب

پسماندهای تصفیه‌خانه‌های آب و فاضلاب به‌صورت جامد و نیمه جامد بوده و به نوع فرایند و عملیات تصفیه‌خانه بسته‌گی زیادی دارد. زائدات حاصل از تصفیه‌خانه‌های آب و فاضلاب علاوه بر زائدات حاصل از بخش‌های اداری و پرسنلی شامل لجن نیمه جامد است که در صورت دارا بودن کمتر از ۵۰ درصد آب و عاری بودن از مایع آزاد می‌توانند به همراه پسماندهای شهری جمع‌آوری شوند. پسماندهای حاصل از سایت‌های تصفیه و بی‌خطر سازی پسماندهای جامد معمولی و خطرناک شامل خاکستر ته‌مانده می‌باشد.

۱-۳-۲- پسماندهای صنعتی

امروزه، با رشد و توسعه تکنولوژی قلمرو صنعت محدوده شهرها و حتی روستاها را در بر گرفته است. صنایع یکی از منابع مهم تولید پسماندها در اجتماعات می‌باشند. هرچند طبق قوانین و مقررات جاری مثل قانون پسماندها، مدیریت پسماندهای صنعتی به عهده صاحبان صنایع می‌باشد، اما در برنامه‌های مدیریت پسماندهای شهر و خصوصاً در بحث بازیافت بهتر است نیم‌نگاهی هم به پسماندهای حاصل از صنایع داشت. منابع تولید پسماند در صنایع؛ عبارت‌اند از: ۱- فرآیند صنعت، ۲- انبارداری مواد خام اولیه، ۳- بسته‌بندی و انبارداری محصولات، ۴- بهره‌برداری و نگهداری از تأسیسات (تعمیرات، سرویس‌های دوره‌ای و تعویض قطعات)، ۵- تجهیزات و تسهیلات کنترل آلودگی‌ها (تجهیزات کنترل آلودگی هوا و تسهیلات تصفیه آب و پساب)، ۸- نگهداری و توسعه فضای سبز، ۹- آزمایشگاه و ۱۰- توسعه و نوسازی (نخاله‌های ساختمانی). بخشی از این پسماندها خصوصاً پسماندهای حاصل از فعالیت نیروی انسانی (بخش‌های اداری، تسهیلات غذاخوری و ...) فضای سبز و بسته‌بندی و انبارداری محصولات، دارای اجزاء قابل بازیافت می‌باشد.

۱-۳-۳- پسماندهای کشاورزی

پسماندها و بقایای حاصل از فعالیت‌های مختلف کشاورزی از قبیل کشت و برداشت انواع محصولات از مزارع و باغات، دامپروری، پرورش طیور، شیلات و پرورش ماهی تحت عنوان پسماندهای کشاورزی نامیده می‌شوند. پسماندهای حاصل از منابع کشاورزی عمدتاً شامل زائدات گیاهی و شاخه و برگ درختان، زائدات محصولات کشاورزی، فضولات دامی و طیور و لاشه حیوانات می‌باشد.

۱-۴-۱- مدیریت پسماند شهری

اصول و فرایندهای مدیریت پسماند شامل فعالیت‌ها و تکنولوژی‌های مرتبط با تولید، نگهداری، ذخیره، جمع‌آوری، حمل‌ونقل، پردازش و دفع پسماند است، برای آن‌که فرایند دفع پسماند پاسخگوی نیازهای عمومی باشد باید از اصول عملکردهای اجرائی، اقتصادی، قانونی معماری، برنامه‌ریزی و مهندسی را شامل شود. هر چه چهارچوب جامع مدیریت پسماند پایدارتر شود، احتمال دستیابی به تصمیم‌گیری جامع برای سرمایه‌گذاری یکسان، بیشتر خواهد بود.

۱-۴-۱- کاهش تولید پسماند

کاهش تولید پسماند در مبدأ به‌منظور کاهش تولید پسماند و کاهش میزان سمی بودن پسماند تولید شده است، کاهش پسماند در نقطه تولید شامل تولید محصولاتی با بسته‌بندی‌های قابل استفاده مجدد است. همچنین آموزش مردم برای خرید محصولات بادوام و دارای قابلیت تعمیر، در مورد جایگزینی مواد شیمیایی کمتر خطرناک به‌جای مواد شیمیایی خطرناک، حذف خریدهای احساسی و محصولاتی که نیازی به آن‌ها وجود ندارد و استفاده کمتر از لوازم یک‌بارمصرف، مثال‌هایی از صدها راهکار برای کاهش تولید پسماند است.

۱-۴-۲-جابجایی

در مجموع، جابه‌جایی به فعالیت‌های مرتبط با مدیریت پسماند تا زمان قرارگیری آن‌ها در ظروف ذخیره، قبل از جمع‌آوری توسط شهرداری یا تحویل به مراکز بازیافت اطلاق می‌شود.

۱-۴-۳-جمع‌آوری

جمع‌آوری، نه تنها شامل برداشت پسماند و مواد قابل بازیافت است، بلکه حمل مواد به محلی که در آنجا محتویات وسایل نقلیه جمع‌آوری تخلیه می‌شوند را نیز در برمی‌گیرد. این محل می‌تواند یک ایستگاه پردازش مواد، ایستگاه حمل و یا یک محل دفن باشد. در شهرهای کوچک که به محل دفن نهایی نزدیک است، حمل و نقل پسماند به عنوان یک مشکل جدی مطرح نیست، ولی در شهرهای بزرگ که مسافت حمل و نقل پسماند تا نقطه دفع بیش از ۱۵ مایل (۱۵/۲۵ کیلومتر) است، حمل و نقل مشکلات اقتصادی عمده‌ای را ایجاد می‌کند. جمع‌آوری تقریباً ۵۰-۷۰ درصد کل هزینه‌های سالیانه مدیریت پسماند شهری را در بر می‌گیرد.

۱-۴-۴-تفکیک و پردازش

بازیافت، بهترین و عملی‌ترین راهکار مدیریت پسماند پس از کاهش تولید است. تفکیک در مبدأ در جابجایی و نگهداری پسماند نقش بسیار مهمی داشته و توجه به بهداشت عمومی و ملاحظات زیبایی مکان نگهداری، اهمیت بسزایی دارد. بازیافت همراه با فواید فراوانی شامل حفظ منابع محدود و با ارزش، کاهش اثرات زیست‌محیطی ناشی از تولید از مواد خام و حتی کمک به ظرفیت محل دفن می‌باشد. بازیافت همچنین همراه با مزایای اقتصادی چشمگیری است و در بعضی از جوامع تبدیل به کسب‌وکار پررونق و رقابتی شده است. بازیافت ممکن است از مواد آلی پسماند و به صورت کمپوست صورت گیرد و یا اینکه بر پایه تبدیل یا استفاده مجدد پسماند به اصطلاح خشک باشد. در هر دو صورت علاوه بر مزایای متنوع، اغلب به دلایل بهره‌برداری نادرست همراه با اثرات سوء محیط زیستی مانند ایجاد آلودگی هوا است.

۱-۴-۵-دفع

دفع درازمدت مطمئن و قابل اعتماد پسماندهای جامد یک جزء مهم از مدیریت جامع پسماند می‌باشد. مواد باقیمانده، اجزایی از پسماند می‌باشند که بازیافت نمی‌شوند، پس از پردازش در تسهیلات پردازش باقی می‌مانند و یا بعد از بازیابی محصولات تبدیلی و یا انرژی بر جا می‌مانند. از میان روش‌های مختلف دفع پسماند، دفن در زمین، روش غایی و نهایی دفع پسماند می‌باشد؛ زیرا دیگر روش‌های دفع، مانند سوزاندن نیز پسماندهای غیرقابل مدیریتی بر جا خواهد گذاشت که دفع آن‌ها در زمین‌های دفن، چاره نهایی است.

۱-۴-۶- دفن در زمین

به لحاظ تاریخی، دفن اقتصادی‌ترین و از نظر زیست‌محیطی قابل‌قبول‌ترین روش برای دفع پسماند در سراسر جهان بوده است، حتی با اجرای برنامه‌های کاهش پسماند، بازیافت و فناوری‌های تغییر و تبدیل مواد، هنوز دفع مواد باقیمانده در محل‌های دفن به‌عنوان یک جزء مهم از راهبردهای مدیریت جامع پسماند می‌باشد، اگرچه در گذشته محل دفن به‌جایی اطلاق می‌شد که پسماند جایگذاری شده در آن، روزانه در پایان عملیات پوشانده می‌شد؛ امروزه محل دفن بهداشتی به عملیات مورد استفاده برای به حداقل رساندن اثرات زیست‌محیطی و بهداشتی دفع پسماند شهری اطلاق می‌شود. برخی مواقع از یک محل دفن بهداشتی به عنوان یک واحد مدیریت پسماند یاد می‌شود.

۱-۵- مشکلات ناشی از دفن در زمین

دفن پسماند ساده‌ترین و معمولاً ارزان‌ترین روش برای دفع پسماند است. در بیشتر کشورهای در حال توسعه با درآمد کم تا متوسط، تقریباً همه پسماندهای جامد تولید شده، به محل دفن پسماند می‌روند، حتی در بسیاری از کشورهای پیشرفته، دفن پسماند محبوب‌ترین روش دفع است. در اتحادیه اروپا، اگرچه سیاست‌های کاهش و استفاده مجدد به شدت تشویق می‌شود، اما هنوز بیش از نیمی از کشورهای عضو اتحادیه بیش از ۷۵٪ پسماندهای خود را به محل دفن پسماند ارسال می‌کنند (Pfeiffer E, Gerlagh T, 2010).

اگرچه دفن پسماند هنوز یکی از راه‌حل‌های نهایی برای دفع پسماندهای تولیدی است، اما این شیوه با چالش‌های فراوانی همراه است؛ زیرا پسماند در فرایند تولید تا دفع نهایی همواره تحت تأثیر واکنش‌ها و دگرگونی‌های شیمیایی، بیولوژیکی و فیزیکی است که گاهی منجر به تولید ترکیبات و مواد بسیار خطرناک برای سلامتی و محیط‌زیست می‌شود. محل دفن پسماند، منبع بالقوه آلودگی آب‌های زیرزمینی، خاک و گیاهان توسط فلزات سنگین درون شیرابه می‌باشد.

تجزیه مواد آلی و واکنش شیمیایی مواد معدنی درون توده پسماند در مسیر حیات پسماند از تولید تا دفن نهایی نیز منجر به انتشار گازهای متعدد با غلظت قابل‌توجهی در محیط می‌شود؛ همچنین بعضی گازهای منتشره از توده پسماند در زمین دفن، مانند متان و گاز هیدروژن به شدت قابل اشتعال و انفجار هستند؛ بنابراین احتمال آتش‌سوزی در زمین دفن و توسعه آن به محیط‌های اطراف وجود دارد. شاید یکی از پرچالش‌ترین معضلات زیست‌محیطی مدیریت پسماند، انتشار گازهای آلاینده‌ای باشد که حتی در مقادیر بسیار ناچیز هم توسط افراد حساس جامعه قابل تشخیص است و موجب رنجش و آزار ذهنی افراد می‌شود. ضمن اینکه بعضی از آلاینده‌های گازی تولید شده سهمی در تولید آئروسول‌های آلی ثانویه^۱ (SOA) و شرکت در واکنش‌های فتوشیمیایی اتمسفری را دارند. باتوجه به اهمیت ترکیبات گازی منتشره از فرایند مدیریت پسماند در ادامه به‌اجمال به هرکدام پرداخته خواهد شد.

1. Secondary organic aerosol

۱-۶- سازوکار (مکانیسم) تولید ذرات معلق در محل پردازش و زمین دفن

فعالیت‌های متعددی در مجتمع‌های مدیریت پسماند منجر به تولید ذرات معلق و گردوغبار می‌گردد. میزان ذرات معلق تولیدشده، بیشتر به نوع فعالیت و نحوه مدیریت در آن فعالیت خاص بستگی دارد؛ اما عواملی مانند میزان پسماند در حال فرآوری (پردازش یا دفن) و شرایط آب و هوایی نیز در میزان ذرات معلق تولید شده سهم دارند، از فعالیت‌های عمده‌ای که منجر به تولید ذرات معلق در مجتمع مدیریت پسماند می‌شود، می‌توان به موارد زیر اشاره نمود:

- جابه‌جایی پسماند در داخل و خارج از سایت؛
- انبار کردن پسماند و پردازش آن؛
- احتراق وسایل نقلیه به‌خصوص داخل سایت؛
- رفت‌وآمد و فعالیت وسایل نقلیه و دیگر وسایل موتوری به‌ویژه در زمین دفن؛
- تجهیزات مورد استفاده برای سوزاندن گاز زمین دفن شامل فلرها و موتورهای احتراق داخلی؛
- گردوغبار بلند شده از سطح زمین دفن در نتیجه فرسایش زمین؛
- زیورود کردن توده کمپوست؛
- بادبردگی پسماند از سطح توده تلنبار شده؛
- بادبردگی هنگام تخلیه پسماند در سلول‌های دفع (Emília Hroncová 2020).

۱-۷- نگاه کلی به مجتمع‌های پردازش پسماند

در مجتمع‌های مدیریت پسماند، علاوه بر دفن مواد زائد ممکن است فعالیت‌های دیگری هم صورت بگیرد و به‌صورت مجتمع مدیریت جامع پسماند بهره‌برداری شود، در چنین مواردی ممکن است، در کنار زمین دفن تأسیسات دیگری همچون تسهیلات پردازش یا فرایندهای کمپوست و یا حتی زباله‌سوزها نیز دیده شوند.

انتظار می‌رود، اکثر ترکیبات بودار در طی تجزیه بی‌هوازی در زمین دفن شکل گیرند، اما مطالعات نشان داده است که واحدهای کمپوست، پردازش و نیز تصفیه‌خانه‌های شیرابه نیز پتانسیل تولید بو را دارند. ترکیبات بودار در محل دفن پسماندها در طول فرایند تجزیه پسماند شکل می‌گیرد. حضور مقادیر قابل توجهی از پسماندها صنعتی یا حلال‌های خانگی می‌تواند تعداد ترکیبات آزاد شده را افزایش دهد.

بوی منتشره از واحدهای جداسازی اغلب به‌دلیل بی‌هوازی شدن جزئی مواد زائد یا در نتیجه واکنش شیمیایی ناشی از تماس مواد زائد ایجاد می‌شود؛ همچنین شیرابه پسماند، بقایای پسماند در خردکن‌ها و آسیاب‌ها و غربال‌ها و سایر تجهیزات واحد جداسازی و پردازش از منابع تولیدکننده بو می‌باشند.

کمپوست گرچه فرایند هوازی است، در صورتی که فرایند کمپوست به درستی بهره‌برداری نشود، ایجاد شرایط بی‌هوازی در توده، انتشار گازهای متنوعی را موجب می‌شود. در صورت بهره‌برداری هوازی کمپوست بازهم احتمال انتشار گازهایی مانند بخارات اسید استیک، بوتریک اسید، پرپونیک

اسید، استون، بوتانن، پنتانن، اتانول، ایزوپروپانول، پروپانول، بوتانل، اتیل استات، پینن، لیمونن، گروه ارگانو سولفید و متیل سولفیدها و نیز تولوئن، بنزن و زایلن وجود دارد. ایجاد شرایط بی‌هوازی در توده کمپوست، علاوه بر گازهای نامبرده در بالا، احتمال انتشار گازهایی استایرن، ترکیبات سولفیدی فرار شامل دی‌متیل سولفید (DMS)، دی‌متیل دی‌سولفید (DMDS)، هیدروژن سولفید، کربنیل سولفید و متیل مرکاپتان و مانند آن‌ها را ایجاد می‌نماید. همچنین تولید شیرابه ناشی از چگالش پسماندها بر روی هم و گرم شدن توده و متعاقب آن آزاد شدن گازهای تولیدشده، در نتیجه واکنش‌های شیمیایی، کمپوست را بالقوه مستعد انتشار بو می‌نماید.

واحدهای بی‌هوازی تصفیه‌خانه شیرابه نیز ممکن است در ساعاتی از منابع انتشار ترکیبات بودار گازی باشند. بهره‌برداری نامناسب از زمین دفن یکی از منابع بالقوه تولید ترکیبات بودار می‌باشد. به‌طور کلی آلاینده‌های فرار تولیدی از زمین دفن را می‌توان به چند گروه عمده ترکیبات آروماتیک‌ها، ترپن‌ها، ترکیبات سولفور، هیدروکربن‌های هالوژن‌دار و اکسیژنه تقسیم‌بندی نمود. از مهم‌ترین ترکیبات آروماتیک منتشره از زمین دفن می‌توان بنزن، تولوئن، اتیل بنزن و زایلن‌ها، ترکیبات ترپن، مانند لیمونن و ترکیبات اکسیژنی، مانند اتیل الکل، استون، ۲-بوتانول، ۲-هگزانول و ایزوپروپانول و ترکیبات سولفیدی فرار اشاره نمود (US EPA, 2003- Macklin Y, 2011).

استنشاق، مسیر اصلی برای ورود VOCs به بدن است. VOCs به‌دلیل داشتن فشار بخار به نسبت بالا، به‌طور سریع وارد مجاری تنفسی می‌شود و گلودرد و سوزش چشم و آسم مزمن را ایجاد می‌کند. قرار گرفتن در معرض HAPها می‌تواند انواع مشکلات بهداشتی مانند بیماری‌های سرطانی، تحریک تنفسی و آسیب به سیستم عصبی مرکزی را ایجاد کند. آژانس بین‌المللی تحقیقات سرطان (IARC, 2014) بنزن را به‌عنوان گروه ۱ طبقه‌بندی کرد (سرطان‌زا برای انسان)، اتیل بنزن به‌عنوان گروه B2 (احتمال سرطان‌زا برای انسان‌ها) و تولوئن و زایلن به‌عنوان گروه ۳ ("به‌عنوان عامل ایجاد سرطان برای انسان‌ها طبقه‌بندی نمی‌شود"). کودکان نسبت به بزرگسالان بیشتر به آلاینده‌های هوا حساس هستند از آنجاکه آن‌ها بیشتر نفس می‌کشند، به اثرات مضر آلاینده‌های هوا آسیب‌پذیر می‌شوند در نتیجه میزان دریافت هوا در کودکان نسبت به بزرگسالان نسبت به‌اندازه بدن آن‌ها بیشتر است و همچنین کودکان دارای ریه نابالغ و راه‌های هوایی باریک‌تری هستند. لوسمی با در معرض قرارگیری بنزن ایجاد می‌شود. عوامل متعددی بر تولید گاز در محل‌های دفن پسماند تأثیر دارند که می‌توان به دودسته عوامل غیرزیستی و عوامل ناشی از روش‌های مختلف بهره‌برداری تقسیم نمود. عوامل غیرزیستی مؤثری بر تولید گاز شامل اکسیژن، هیدروژن، pH، قلیابیت، مواد مغذی، ممانعت‌کننده‌ها، دما و رطوبت است.

۸-۱- ارزیابی ریسک اثرات سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی

آنالیز ریسک مواجهه با آلاینده‌ها بر روی سلامتی انسان، فرایندی سیستماتیک برای ارزیابی، مدیریت و تعیین ارتباط خطر آلاینده‌های محیط با سلامت انسان است. ارزیابی ریسک، نتایج احتمالی مثبت

و منفی اقدامات گوناگون مدیریت ریسک را بر روی سلامت انسان تعیین می‌کند. در واقع این روش، شامل اصول و فرایندهای علمی پیشرفته است که بستر مناسبی را در جهت استفاده، از داده‌های علمی به منظور ارزیابی و مقایسه نتایج عوارض احتمالی بر سلامت انسان ناشی از مواجهه با خطرات مختلف (منابع ریسک) و خطرات منشأ گرفته از تصمیمات مدیریتی یا مداخلات گوناگون ارائه می‌دهد.

ارزیابی ریسک اطلاعات مربوط به اندازه و مشخصات مربوط به یک خطر را فراهم می‌کند. مدیریت ریسک اقدامات صورت گرفته، به منظور کنترل خطر را شامل می‌شود. ارتباط ریسک، تبادل اطلاعات و نظرات مربوط به خطر و عوامل مرتبط با خطر در میان ارزیابی‌کنندگان ریسک، مدیران ریسک و سایر افراد که به نوعی با این مسئله ارتباط دارند را به عهده دارد. باتوجه به تمامی زمینه‌هایی که در آن‌ها ارزیابی ریسک انجام می‌شود، مدل‌های متعددی برای ارزیابی ریسک وجود دارد (Yaghmaien K, 2019). حتی اقدامات کوچکی در تعیین سطح ریسک می‌تواند در تشخیص فرایندهای پیچیده علت و معلولی ارزشمند و مفید باشد. براین اساس، در مطالعه حاضر بر اساس داده‌های به دست آمده در مرحله نمونه‌برداری و آنالیز، ارزیابی ریسک سرطان زایی و غیرسرطان زایی ترکیبات آلاینده انجام خواهد شد.

۹-۱- مدیریت پسماندها در کلان‌شهر تهران

شهر تهران با توجه به جمعیت تخمینی ۸/۷ میلیون نفر (سرشماری سال ۱۳۹۵) سالیانه نزدیک به ۲/۵ میلیون تن مواد زائد تولید می‌کند. بیشتر این زائدات تولیدشده از طریق دفن مستقیم در مرکز دفن کهریزک (تنها مرکز دفن تهران) با مساحتی حدود ۱۴۰۰ هکتار از سال ۱۳۳۹ مورد بهره‌برداری قرار گرفته است، دفع می‌گردد. بر طبق آخرین آمار میزان تولید پسماند در تهران بالغ بر ۵۵۰۰ تا ۷۴۶۰ تن در روز بوده که ۹۱٪ آن پسماند خانگی، و ۱٪ بیمارستانی و ۸٪ مربوط به شرکت‌ها و شهرک‌هاست. میزان کاغذ موجود در این پسماندها در حدود ۷۰۰ تن (حدود ۱۰٪ از کل) و میزان پسماندهای بیمارستانی و کلینیک‌ها نیز در حدود ۸۰-۷۰ تن تخمین زده شده است. بر طبق آمار؛ همچنین تولید سرانه پسماند هر شهروند تهرانی ۹۲۰ گرم برآورد شده است که ۹ درصد آن را مواد پلاستیکی، ۸ درصد را کاغذ و مقوا، ۳/۵ درصد پارچه، ۳ درصد شیشه، ۲/۵ درصد انواع فلزات و بین ۶۸ تا ۷۰ درصد را پسماندهای غذایی، میوه و سبزی‌های به خود اختصاص داده است. بخش قابل توجهی از این پسماندها را پسماندهای تر (در حدود ۷۰٪) تشکیل داده و مابقی را پسماندهای خشک (۳۰٪) شامل می‌گردد.

با توجه به استقرار بیش از ۵۰ هزار مخزن ذخیره‌سازی پسماند در سطح شهر تهران و جمع‌آوری روزانه آن‌ها توسط خودروهای موجود، پسماندهای جمع‌آوری‌شده، باید در اسرع وقت به سایت دفع نهایی ارسال شده تا مشکلات بهداشتی و بصری موجود به حداقل ممکن برسد. به همین منظور هر یک از خودروهای جمع‌آوری، پس از پرشدن مخزن خود بلافاصله به ایستگاه انتقال میانی مشخص شده، مراجعه نموده و نسبت به تخلیه بار خود به درون سمی تریلی‌های موجود اقدام می‌کنند. سمی تریلی‌ها نیز، پس از پر شدن نسبت به انتقال پسماندها از ایستگاه‌های انتقال میانی به مجتمع پردازش و دفع آرادکوه اقدام می‌کنند. به صورت متوسط در شهر تهران مسافت طی شده رفت و برگشت، برای سمی

تریلی‌ها از ایستگاه‌های انتقالی میانی موجود ۶۶ کیلومتر می‌باشد.

مجتمع پردازش و دفع آرادکوه در منطقه کهریزک-در جنوب شهر تهران- واقع شده است. این مجتمع دارای بخش‌های مختلف پیش‌پردازش، تولید کمپوست، دفن پسماند بی‌خطر سازی شده، مراکز بهداشتی و درمانی، دفن پسماند و تصفیه شیرابه می‌باشد.

بخش پیش‌پردازش، در واقع نقش جداسازی مواد بازیافتی باقیمانده در پسماند منتقل شده به مجتمع آرادکوه را دارد و مواد بازیافتی همچون پلاستیک، شیشه و فلزات از حجم پسماند جداسازی می‌شود. مواد خروجی از واحد پیش‌پردازش به دوبخش مواد آلی و مواد دفعی (ریجکتی) تقسیم می‌شوند که به ترتیب به بخش کمپوست‌سازی و زمین دفن فرستاده می‌شوند. در این واحد مواد خشک به طورنسبی از جریان پسماند جداسازی شده و به چرخه تولید بازخواهند گشت که این موجب بهبود محیط‌زیست شهری و بهبود وضعیت اجتماعی و بهداشتی مردم خواهد شد. کاهش شیرابه و عدم تولید گازهای گلخانه‌ای (متان)، کاهش میزان مواد دفعی و افزایش طول عمر مراکز دفن، جلوگیری از دفن مواد با ارزش از دیگر مزایای زیست‌محیطی واحدهای پیش‌پردازش می‌باشد.

با توجه به میزان بسیار زیاد پسماند تولیدی در شهر و همچنین با توجه به اینکه حدود ۷۰ درصد پسماندهای شهر تهران را مواد آلی تشکیل می‌دهد، استفاده از فرایند کمپوست‌سازی به جهت دفع صحیح و بهداشتی زائدات تولیدی و انجام پردازش علمی بر روی زائدات تولیدی، منطقی به نظر می‌رسد. در واحد کمپوست‌سازی، پسماندهای آلی که از پسماندهای خشک جداسازی شده، در فرایند هوادهی ویندرو به کمپوست تبدیل می‌شود. تهیه کمپوست از پسماندها علاوه بر کاهش میزان پسماندهای دفن شده و کاهش تولید شیرابه و گاز متان و بوی نامطبوع شده، باعث بهبود هوای منطقه و حفظ سلامتی افراد ساکن در اطراف مجتمع و حفظ بهداشت محیط نیز شده و اثرات اقتصادی زیر را نیز دارد که شامل کاهش هزینه‌ها در مرکز دفن به دلیل جلوگیری از دفن پسماند، تولید کود آلی، فروش آن و کسب درآمد، جلوگیری از هدر رفتن سالیانه چندین هکتار زمین ناشی از دفن پسماندها، ایجاد اشتغال و درآمدزایی با بازیافت پسماند خشک بارزش، فروش آن‌ها و کسب درآمد می‌باشد. زمین دفن بخش دیگری از مجتمع آراد کوه است که با توجه به دوره‌های مختلف دفن پسماند در آن به چهار قسمت A, B, C و D تقسیم‌بندی گردیده است.

قاسم‌آباد (شورآباد)، روستایی از توابع بخش کهریزک شهرستان ری در استان تهران ایران است. این روستا در دهستان کهریزک قرار دارد لازم به ذکر است این روستا نزدیک‌ترین محل جمعیتی نسبت به مجتمع پردازش و دفع پسماند آرادکوه می‌باشد. بر اساس سرشماری مرکز آمار ایران در سال ۱۳۹۵، جمعیت آن ۲۴۳۳ نفر (۶۶۲ خانوار) بوده است. در مجاورت شورآباد، روستای به نام مهدی‌آباد قرار دارد. جمعیت این دو روستا ۱۵۶۴۸ نفر (۴۲۸۷ خانوار) می‌باشد. طبق استعلام انجام شده از شهرداری بخش کهریزک، کارگاه‌ها و انبارهای موجود در روستا از نوع انبارهای باربری و سردخانه میوه می‌باشند؛ بنابراین احتمال اینکه این کارگاه‌ها خود منشأ پراکنش ترکیبات بودار باشند کم است و یا اینکه سهم آن‌ها ناچیز می‌باشد (Ghasemabad Shuroabad, 2020).

۲. اثرات بهداشتی آلاینده‌های گازی و ذرات معلق

بسیاری از آلاینده‌ها در غلظت‌هایی هستند که بوی آن‌ها توسط جمعیت قابل‌درک نیستند (فقط افراد با بویایی قوی آن‌ها را حس می‌کنند)، حتی اگر احتمال داشته باشد که برای سلامتی انسان مضر باشند (Capelli L, 2013).

علاوه بر اثرات سلامتی آلاینده‌های منتشره از تسهیلات مدیریت پسماند، چنین مکان‌هایی دارای معضلات زیست‌محیطی فراوانی نیز هستند، به‌طور مثال اهمیت زیست‌محیطی ترکیبات آلی فرار (VOCs) به‌دلیل ارتباط آن‌ها با واکنش‌های فتوشیمیایی منجر به تشکیل ازن در تروپوسفر و همچنین شرکت در واکنش‌های مخرب ازن استراتوسفر به‌خوبی شناخته‌شده است. باین‌حال، به‌دلیل تنوع در گونه شیمیایی و خصوصیات منبع VOCs، عوامل و فرآیندهای مؤثر بر حضور این آلاینده‌ها در محیط نسبتاً ناشناخته باقی‌مانده است.

ترکیبات آلی فرار متعددی (VOCs) ناشی از تجزیه مواد زائد منتشر می‌شود. انتشار ترکیبات آروماتیک^۱ (AC) از لندفیل‌ها در میان منابع عمده VOC در کنار انتشار از صنایع و وسایل نقلیه است. به‌طور قابل‌توجهی در غلظت VOC اتمسفری سهمیم است. به عبارتی VOCs، علاوه بر داشتن خصوصیات نروتوکسیک، کارسینوژن، تترازن، ترکیبات آروماتیک به‌عنوان مهم‌ترین عامل پیش‌ساز در تشکیل آئروسول‌های آلی ثانویه^۲ (SOA) در تروپوسفر می‌باشد.

افزایش رویدادهای افزایش غلظت $PM_{2.5}$ در سال‌های اخیر عمدتاً در نتیجه تشکیل SOA می‌باشد. تخمین انتشار AC از منطقه در حال کار زمین دفن که روزانه زباله دریافت می‌کنند، دشوارتر از تخمین انتشار از صنایع و وسایل نقلیه است، اگرچه شناسایی و کمی‌سازی AC در هوای شهرها به‌صورت گسترده مورد بررسی قرار گرفته است؛ اما ویژگی‌های انتشار AC از محل دفن زباله در حال کار و تأثیر سوء آن بر کیفیت هوا به‌ندرت گزارش می‌شود. فاکتور انتشار یک مقدار نماینده است که میزان آلاینده منتشرشده، به اتمسفر را با فعالیت مرتبط با انتشار آلاینده را ارتباط می‌دهد (Abtahi M, 2018).

برای بررسی تأثیرات بهداشتی ترکیبات منتشره از تسهیلات مدیریت پسماند، باید نوع ماده شیمیایی در نظر گرفته شود. همچنین مهم است، که اثرات تجمعی احتمالی آن‌ها را نیز در نظر بگیریم. به‌طور کلی، بعید است که میزان کم‌گازهای تسهیلات مدیریت پسماند باعث اثرات بهداشتی آشکار و فوری شود. با این‌حال، بررسی و ارزیابی اثرات بالقوه بهداشتی از در معرض قرار گرفتن طولانی‌مدت با میزان کم‌گازهای محل دفن زباله که در هوای اطراف، چندان ساده‌ای نیست، به‌دلیل اینکه اطلاعاتمان در زمینه مواجهه از این طریق کم است.

به‌طور کلی آلاینده‌های تولیدی از تسهیلات مدیریت پسماند را می‌توان به چند گروه عمده ترکیبات آروماتیک، ترپن‌ها، ترکیبات سولفور، ترکیبات نیتروژنه، هیدروکربن‌ها، ترکیبات هالوژن‌دار و اکسیژنه تقسیم‌بندی نمود، از مهم‌ترین ترکیبات آروماتیک منتشره از زمین دفن می‌توان بنزن، تولوئن، اتیل بنزن و زایلن‌ها و ترکیبات ترپن‌ها، مانند لیمونن و ترکیبات اکسیژنی، مانند اتیل الکل، استون،

1. Aromatic compound
2. Secondary Organic Aerosol

۲- بوتانون، ۲- هگزانون و ایزوپروپانول و ترکیبات سولفور، مثل اتیل سولفید و کربن سولفید و ترکیبات هالوژنیتد، مانند دی کلرومتان، کلروبنزن، وینیل کلراید، کلرواتان و هیدروکربن‌ها مانند هگزان، پروپیلن، اکتان و ۱- بوتن اشاره نمود (Macklin Y, Kibble A, 2011).

متان و دی اکسید کربن علاوه بر اثرات زیست محیطی مربوط به اثر گلخانه‌ای این آلاینده‌ها ممکن است، اثر بهداشتی ناشی از کمبود اکسیژن یا آسفیکسی خفگی را داشته باشند که به دلیل جایگزینی متان و دی اکسید کربن به جای اکسیژن جوی رخ می‌دهد. البته این خطر محدود به هوای داخل در ساختمان‌های مجاور زمین دفن می‌باشد.

از گروه ترکیبات اکسیژنه (آلدئیدها، کتون‌ها، الکل‌ها، استرها و اسیدهای آلی)، ترکیبات استون، اتانول، استات اتیل، بوتیل استات، اسید استیک و ۲- بوتانون شناسایی شدند. چنین ترکیبات فراری در طی تخریب گلوکیدها، لیپیدها و پروتئین‌ها تولید می‌شوند. آلاینده‌های گروه ترکیبات اکسیژنه مانند فرمالدئید، استون، آکرولین، اتانول و متانول در اندازه‌گیری‌های تسهیلات مدیریت پسماند فراوانی بیشتری داشته‌اند. فرمالدئید ماده‌ای محرک و التهاب‌آور است که باعث تحریک و سوزش چشم شده و بر سیستم تنفسی اثر می‌گذارد؛ همچنین، موجب آسیب به پوست و مخاط شده و می‌تواند منجر به سرطان سینونزال، نازوفارنکس، ریه، حلق و مغز گردد. آکرولین می‌تواند، منجر به استرس اکسایشی شود و محتوای سیتوکین اشک و سطح چشم را تغییر داده و باعث تورم و خشکی چشم شود. استون از دسته موادی است که اثر برگشت پذیر روی پوست، چشم و غشاء مخاطی می‌شوند اما اثراتش آن قدر شدید نیست که بتواند اختلال جدی بر انسان ایجاد کند. بخار متانول سبب سوزش چشم، بینی، گلو و دستگاه تنفس می‌شود (Boroumand ASaN, 2012).

از میان ترکیبات مهم گازی هالوژنه در تسهیلات مدیریت پسماند، دی کلرومتان، تتراکلرید کربن، وینیل کلراید، کلروفرم و خانواده تری کلرواتان را می‌توان برشمرد. برخی از ترکیبات کلرینه شناسایی شده، در این دسته آلاینده‌های احتمالاً از زباله حاوی حلال‌ها یا تخریب PVC منتج می‌شوند.

۲-۱- اثر بهداشتی دی کلرومتان

اختلال بر عملکرد سیستم عصبی مرکزی، آسیب‌رسانی به کبد، کلیه و آریتمی قلب است. تتراکلرید کربن و وینیل کلراید نیز بر روی سیستم اعصاب مرکزی اثر می‌گذارند که نشانه‌های آن؛ عبارت از: سردرد، تهوع، گیجی و خواب‌آلودگی، استفراغ و عدم هماهنگی است. در مواجهه‌های کوتاه مدت با این مواد صدمات کبدی و کلیوی دیده شده است. مواجهه با کلروفرم ممکن است، سبب بیهوشی، فلج دستگاه تنفسی، توقف ضربان قلب و مرگ دیررس به علت ضایعات کبدی و کلیوی شود.

۲-۲- اثر بهداشتی لیمونن

لیمونن به عنوان شاخص‌ترین ترکیب از دسته‌ترین‌ها معمولاً به عنوان مولکول‌های معمول ساطع شده از توده مواد زائد جامد هستند. تریپن‌ها با تخریب لیگنین موجود در چوب و همچنین میوه‌ها

و گیاهان (پرتقال، نعناع) تولید می‌شوند. ترپن‌ها نه تنها بوی خوبی تولید می‌کنند، بلکه مطالعات نشان داده است که این مواد فعالیت‌های ضدالتهابی، ضد توموری یا محافظت در برابر نورون در بدن انجام می‌دهد.

لیمونن معمول‌ترین ماده شیمیایی است که در انتشار گاز از مواد زائد جامد شرکت دارد و می‌تواند، به‌عنوان یک ترکیب اصلی برای پایش گازها بودار استفاده شود، اما لیمونن منابع بیوژنیک (طبیعی) و انسانی (مصنوعی) زیادی دارد، یکی از منابع، جنگل‌ها هستند؛ بنابراین از این ترکیب برای ردیابی بوی زباله تازه در روستاها و مناطق نزدیک مجاور جنگل‌ها نمی‌توان کمک گرفت (Cho KS, 2017)

۲-۳- اثرات آمین‌ها

از گروه آمین‌ها، ترکیبات دی‌متیل‌فرمامید، آنیلین و اکریلونیتریل به میزان بیشتری اندازه‌گیری شدند. مواجهه طولانی یا مستمر با ترکیبات آنیلین منجر به کاهش اشتها، کم‌خونی، کاهش وزن، اثر بر سیستم عصبی، تخریب کلیه، کبد و مغز استخوان می‌شود. در کارگرانی که در معرض ذرات اکریلونیتریل قرار گرفته‌اند، سرطان ریه گزارش شده است.

۲-۴- اثرات اسیدهای چرب

اسید چرب، اسید کربوکسیلیک است که دارای زنجیره بلند و خطی آلیفاتیک می‌باشد. اکثر اسیدهای چرب که به‌طور طبیعی تولید می‌شوند، یک زنجیره با یک عدد زوج از اتم‌های کربن (۴ تا ۲۸) دارند. اسیدهای چرب معمولاً از تری‌گلیسریدها یا فسفولیپیدها نشأت گرفته‌اند. از میان اسیدهای چرب، اسید استیک، اسید پروپانویک و اسید بوتانویک در زمین‌های دفن بیشتر اندازه‌گیری شده‌اند. مقادیر زیاد آئروسول‌های اسیدی تقریباً همیشه با مقادیر زیادی از سایر آلاینده‌های هوا همراه بوده و ممکن است اثرات شناخته شده یا مشکوکی بر دستگاه تنفسی داشته باشند؛ به همین دلیل، درک مکانیسم‌های بالقوه اثرات بهداشتی آئروسول اسیدی نیاز به شواهد اثبات‌شده در آزمایشگاه دارد، جایی که می‌توان مواجهه با دیگر عوامل را کنترل نمود. مطالعات پاسخ فیزیولوژیکی کمی را نشان می‌دهد که احتمالاً به دلیل توانایی بافوری راه‌های هوایی در غلظت کم این آلاینده‌هاست، اگرچه شواهدی از اختلال و تغییرات کم در عملکرد ریه وجود دارد؛ اما هیچ مدرکی از التهاب مجاری تنفسی یا تغییر پاسخ برونش غیراختصاصی در نتیجه در معرض قرار گرفتن آئروسول اسیدی وجود ندارد، اما این نکته وجود دارد که همراهی ذرات معلق با اسیدهای چرب شانس نفوذ آن‌ها را به اعماق ریه بالا برده و بنابراین خطرات بیشتری به‌خصوص برای افراد حساس محتمل می‌باشد.

۲-۵- اثرات ترکیبات احیاشده گوگرد

ترکیبات احیا شده گوگردی در میان ترکیبات گازی منتشره، از محل دفن زباله به دلیل مشارکت در انتشار بوی بد، مشکلات بهداشتی و تغییرات جهانی اقلیم توجه بسیاری را به خود جلب کرده است.

H₂S و دی متیل دی سولفید تقریباً در هر نمونه هوا شناسایی شده است که ۷۶/۶ درصد از کل غلظت ترکیبات احیا شده گوگردی را تشکیل می‌دهد. سولفید هیدروژن، دی‌متیل سولفید و مرکاپتان سه ترکیب احیا شده گوگرد متداول هستند. این گازها حتی در غلظت بسیار کمی بوی تخم‌مرغ فاسد شده می‌دهند، از این سه سولفید، سولفید هیدروژن با بالاترین میزان و غلظت از محل دفن زباله‌ها منتشر می‌شود.

دی‌هیدروژن سولفید (H₂S) گازی بی‌رنگ، قابل اشتعال و با بوی شبیه تخم‌مرغ گندیده است. میزان تولید سولفید هیدروژن به نوع مواد زائد و مدیریت طراحی سایت وابسته است. تماس کوتاه‌مدت (حاد) با سولفید هیدروژن باعث ایجاد سوزش و حساسیت در حلق، بینی، چشم و ریه‌ها می‌شود. تماس با غلظت‌های بالاتر، آثار جدی بر سلامت به‌جا گذاشته و منجر به مرگ می‌گردد. انسان نسبت به بوی سولفید هیدروژن بسیار حساس است و می‌تواند چنین بوهایی را در غلظت ۱-۵ ppb نسبت به تشخیص دهد. در مقادیر نزدیک به ۵۰ ppb، افراد می‌توانند منشأ بوی ناخوشایند را بیابند. غلظت متوسط زمینه سولفید هیدروژن در هوای محیط ۰/۳۳ - ۰/۱۱ ppb است. طبق اطلاعات جمع‌آوری شده توسط اداره بهداشت Connecticut، غلظت سولفید هیدروژن در هوای محیط اطراف محل دفن زباله معمولاً نزدیک به ۱۵ ppb است. این گاز می‌تواند سبب تحریک و التهاب چشم و ملتحمه شود. ادامه مواجهه با غلظت‌های بالا زمینه‌ساز ادم تنفسی، کوتاهی تنفس و مرگ خواهد شد. مواجهه مزمن با غلظت‌های پایین سولفید هیدروژن سبب ایجاد سردرد، خستگی، گیجی، بی‌قراری و از دست رفتن میل جنسی خواهد شد. استنشاق بوی سولفید هیدروژن در غلظت‌های کم موجب سردرد، سرگیجه، تهوع، گرفتگی عضلات و خواب‌آلودگی می‌شود.

۲-۶- اثرات آمونیاک

آمونیاک (NH₃) یکی دیگر از گازهای محل دفن زباله است که با تجزیه ماده آلی حاوی نیتروژن در محل دفن زباله تولید می‌شود. انسان‌ها نسبت به بوی آمونیاک نسبت به بوهای سولفید بسیار حساس‌تر هستند. آستانه بو برای آمونیاک بین ۲۸۰۰۰-۵۰۰۰۰ ppb است و مقادیر آمونیاک در هوای زمین دفن زباله ۱۰۰۰۰۰۰-۱۰۰۰۰۰۰۰ ppb آمونیاک یا ۱/۱-۱٪ آمونیاک از نظر حجم گزارش شده است. غلظت آمونیاک هوا در محیط اطراف محل دفن زباله بسیار پایین‌تر انتظار می‌رود.

آمونیاک سبب تحریکات سیستم تنفسی، پوست و چشم شده و با آسیب رساندن به ریه‌ها در اثر مواجهه با حجم زیاد این گاز می‌تواند سبب مرگ شود. انتشار این گاز می‌تواند مسائل انسانی و اکولوژیکی چون تحریک گلو، التهاب چشم، ایجاد سرفه، علائم شدید تنفسی، ادم ریوی و پنومونی بشود. مطالعات تأثیرات بهداشتی ناشی از در معرض آمونیاک قرار گرفتن نشان داده است که افرادی که ۵۰۰۰۰ ppb آمونیاک را در هوا در کمتر از یک روز استنشاق کنند، تحریک جزئی و موقت را تجربه می‌کنند. بنابراین، تحریک در غلظت بالاتر از آستانه بو شروع می‌شود. یک مطالعه در مورد مواجهه طولانی‌مدت با آمونیاک نشان داد که افرادی که بیش از ۶ هفته در معرض آمونیاک با غلظت ۱۰۰۰۰۰ ppb در هوا

قرار داشتند، تحریک چشم، بینی و گلو را تجربه کرده‌اند، اما غلظت آمونیاک موجود در هوای محیط اطراف محل دفن زباله بسیار پایین‌تر از حدی است که در آن هرگونه عارضه جانبی سلامتی رخ دهد.

۲-۷- اثرات ترکیبات آروماتیک

ترکیبات آروماتیک، عمده‌ترین بخش از ترکیبات آلی فرار منتشره از تسهیلات مدیریت پسماند، از جمله زمین دفن رادارند. از میان ترکیبات آروماتیک، استایرن و BTEX می‌تواند به‌عنوان نشانگر جستجوی بو در اطراف زمین دفن شناسایی شود. ترکیبات آروماتیک در مناطق مرتبط با مدیریت پسماند ممکن است از فرار و تخریب مواد آلی و پلاستیک نشأت بگیرد.

۱-۲-۷-۲- اثرات بنزن

بنزن یک ترکیب آروماتیکی شامل یک حلقه با شش کربن و غیراشباع است و قرار گرفتن در معرض بنزن یک نگرانی مهم بهداشتی محسوب می‌شود. به‌وضوح مشخص شده است، که قرار گرفتن در معرض بنزن انسان، نه‌تنها به سرطان‌های هماتولوژیک منجر می‌شود، بلکه همچنین به طیف وسیعی از اثرات غیرمخاطی، از جمله اختلالات عملکردی دستگاه تنفسی، عصبی، ایمنی، هماتولوژی، کبدی، کلیوی، قلب و عروق و تولیدمثل منجر می‌شود. علائم ناشی از مواجهه مزمن حاصل از استنشاق مقادیر جزئی بنزن شامل سردرد، گیجی، خستگی، از دست دادن اشتها، عدم راحتی، عصبانیت، خونریزی از بینی و سایر صورت‌های خونریزی خواهد بود. مهم‌ترین اثر زیان‌آور بنزن مسمومیت سیستم خون‌ساز است. مواجهه مزمن انسان با بنزن در محیط منجر به آسیب مغز استخوان می‌شود که در ابتدا به‌صورت آنمی لوکوپونی یا ترمبوسیتوپنی بروز می‌کند. بنزن در دسته مواد سرطان‌زا قرار دارد.

۲-۲-۷-۲- اثرات تولوئن

تولوئن از شامل یک گروه متیل متصل به حلقه بنزنی و دارای خواص مشابه بنزن، ولی بسیار کم‌خطرتر از این ماده است. راه‌های ورود تولوئن به بدن انسان از طریق بلع جذب پوستی، تنفس و غشاهای مخاطی است. نشانه‌های حاد قرار گرفتن در معرض تولوئن؛ عبارت‌اند از: تحریک چشم و بینی؛ ضعف، خستگی، سردرگمی، ناامیدی، سرگیجه، سردرد در کودکان، سوزش (تخلیه اشک)؛ اضطراب، خستگی عضلانی، بی‌خوابی؛ بی‌حسی و تحریک پوستی و آسیب کبد و کلیه اشاره کرد. به نظر می‌رسد، تنفس بالا تولوئن در دوران بارداری منجر به سقط خود به خودی جنین می‌شود. غلظت بالا تولوئن، معمولاً در یک فضای کوچک و بدون تهویه می‌تواند، باعث از دست دادن هوشیاری، افسردگی و مرگ شود. تخریب اعصاب مرکزی در صورت مواجهه با غلظت بالا تولوئن اتفاق می‌افتد. خواب‌آلودگی، عدم تعادل، لرزش، آتروفی مغزی، حرکات غیر ارادی چشم و اختلال در تکلم و بینایی و تحریک دستگاه تنفسی فوقانی و چشم و گلودرد و مشکل خواب دیده شده و التهاب و انحطاط بینی و ضایعات ریوی در موش‌ها دیده شد (Yousefian F, 2020).

۳-۷-۲- اثرات اتیل بنزن

اتیل بنزن، بویی شبیه به بنزین دارد و برای تولید استایرن به کار می‌رود و همچنین در نفت خام و احتراق سوخت و پتروشیمی وجود دارد. حساسیت چشم و گلو می‌تواند، زمانی رخ دهد که قرار گرفتن در معرض اتیل بنزن در هوا زیاد باشد. مواجهه با غلظت‌های بالاتر می‌تواند موجب سرگیجه شود. هنگامی که درون بدن قرار می‌گیرد، اتیل بنزن به ۱-فنیل اتیلن، استئوفنون، فنیل گلیکوزیل اسید، اسید ماندلیک، اسید بنزوئیک و اسید هیپوریک تبدیل می‌شود. اثرات تنفسی، مانند سوزش گلو و انقباض قفسه سینه، سوزش چشم‌ها و عوارض عصبی، مانند سرگیجه، در مواجهه حاد استنشاقی با اتیل بنزن در انسان ذکر شده است؛ همچنین بعضی از مطالعات تأثیر زیان‌آور مواجهه مزمن با اتیل بنزن بر روی سیستم خونی و کبد را گزارش کرده‌اند.

۴-۷-۲- اثرات زایلن

زایلن دارای سه ایزومر ارتو-زایلن، متا-زایلن و پارا-زایلن می‌باشد. این ماده، مایعی شفاف، بی‌رنگ، قابل اشتعال با خصوصیت تبخیری بالا با بوی شیرین و بسیار زننده است. زایلن به سرعت از طریق هیدرواکسید شدن شاخه جانبی به اسید بنزوئیک که سمیت کمتری دارد، تبدیل می‌شود؛ بنابراین سمیت کمتری نسبت به بنزن خواهند داشت؛ زیرا شاخه جانبی بیشتر در معرض تأثیرات آنزیمی هستند. طبق بررسی‌ها ۹۵٪ زایلن جذب شده متابولیزه می‌شود. تنگی نفس، سوزش گلو و بینی و اثرات گوارشی، مانند تهوع و استفراغ و درد معده و همچنین عوارض عصبی مانند اختلال کوتاه‌مدت و کاهش عملکرد در توانایی عددی و تغییر در تعادل و توازن بدن از اثرات حاد این ماده است. اثرات مزمن آن شامل سردرد، خستگی، گیجی، لرزش، ناهماهنگی و اضطراب و اختلال در حافظه کوتاه‌مدت و ناتوانی در تمرکز و اختلال در تنفس و افزایش تپش قلب درد شدید در قفسه سینه و نوار قلب غیرطبیعی و اثر بر روی کلیه گزارش شده است.

۳-۸-۱- اثرات استایرن

استایرن یک هیدروکربن آروماتیک مشتق شده از بنزن با فرمول C_8H_8 می‌باشد که دارای بوی شیرین بوده و بی‌رنگ است. عامل اصلی ایجاد مشکل سلامتی در مواجهه شغلی با استایرن، منومر استایرن می‌باشد و پلیمر استایرن از نظر بیولوژیکی خنثی است. از عوارض استایرن، تحریک غشاهای مخاطی و چشم‌ها، درماتیت تماسی، عوارض حاد و مزمن هم در سیستم عصبی مرکزی و هم در سیستم عصبی محیطی و بالاخره عوارض کبدی به صورت افزایش آنزیم‌های کبدی و اسیدهای صفراوی در مقادیر بالا است. همچنین استایرن ممکن است، ایجاد سرطان نماید.

آستانه بویایی برای بنزن ۵-۱/۵ ppm و برای تولوئن ۹/۲ ppm است. آستانه بویی زایلن ۱ و ۱۰۰ برابر کمتر از حدود مجاز تماس OSHA است. این مقدار برای اتیل بنزن ۳/۲ ppm است. این مقادیر هشدار کمی قبل از رسیدن غلظت این آلاینده‌ها در هوا به میزان خطرناک شرایط حاد خواهد داد (EPA).

اکثر ترکیبات بودار در طی تجزیه بی‌هوازی شکل می‌گیرند. در طول مراحل اولیه تجزیه، میزان الکل‌ها قابل توجه است. غلظت اولیه اتانول ممکن است، بیش از ۱ گرم در مترمکعب باشد. مشکلات عمده بوی در مرحله نهایی باید مرتبط با تجزیه بی‌هوازی متانوژن می‌باشد.

۲-۹- تأثیر بوی گاز محل دفن زباله بر روی افراد

تأثیر بوی گاز محل دفن زباله بر روی جمعیت‌های حساس، مانند افرادی دارای بیماری‌های تنفسی قبلی، به خوبی مستند یا درک نشده است. یک مطالعه انجام شده در جزیره استاتن، افزایش خس خس سینه در بین افرادی که مبتلا به آسم بودند و در نزدیکی محل دفن زباله ساکن بودند را در روزهای با گزارش پراکنش بو، نشان داد. پایش هوای محیط اطراف زمین دفن معمولاً مقادیر اندازه‌گیری شده را بسیار پایین‌تر از مقادیر شناخته‌شده با عوارض جانبی سلامتی گزارش داده‌اند، هرچند همراه با ترکیبات بودار، حضور آلاینده‌های دیگری مانند ذرات معلق، بیوائروس‌ها و مانند این می‌تواند تشدید کننده مشکلات ایجاد شده باشد.

۳. بررسی نوع آلاینده‌های گازی منتشره در هوای مجتمع پردازش و دفع پسماند آرادکوه و منطقه شورآباد تهران

۳-۱- روش نمونه‌برداری و نقاط نمونه‌برداری.

در این مطالعه، علاوه بر ترکیبات گازی بودار از جمله ترکیبات آلی فرار و دی‌هیدروژن سولفید، ذرات معلق نیز اندازه‌گیری شد. به‌منظور اندازه‌گیری ترکیبات آلی فرار، از دو روش فعال و غیر فعال استفاده شد. لازم به ذکر است NH_3 , H_2S و ذرات معلق توسط روش فعال مورد ارزیابی قرار گرفتند. نقاط نمونه‌برداری به روش غیرفعال مجاورت واحد کمپوست (۱)، سوله پردازش (۲)، پایین دست دریاچه شیرابه (۳)، شورآباد (در این نقطه ۲ جاذب گذاشته شد) (۴ و ۵)، مهدی‌آباد (۶)، فاصله یک کیلومتری از واحد کمپوست در بیابان (۷)، یک کیلومتری دامداری فشافویه (۸) و ۵۰۰ متری دامداری قدرتی (۹) بودند. این فواصل از دامداری‌ها به دلایل مشکلات حفاظتی در خصوص استقرار جاذب‌ها به وجود آمد.

نقاط نمونه‌برداری در روش فعال نقاط پیش‌گفته را پوشش می‌داد، همچنین نقاطی را هم اضافه داشت. نقاط اندازه‌گیری آلاینده‌های گازی و ذرات معلق شامل واحد کمپوست (۱)، سوله پردازش (۲)، مجاورت زمین دفن (۳)، مجاورت تصفیه‌خانه شیرابه (۴)، پایین دست دریاچه شیرابه و در انتهای خیابان صنعت چهارم (۵)، شورآباد (۶)، مهدی‌آباد (۷)، فاصله یک کیلومتری از واحد کمپوست در بیابان (۸)، یک کیلومتری دامداری فشافویه (۹) و ۵۰۰ متری دامداری قدرتی (۱۰) بودند. ذکر این توضیح ضروری است، که نقاط اندازه‌گیری شده، در نتیجه بازدید میدانی، مصاحبه با افراد محلی، مشورت با مدیران سازمان مدیریت پسماند تهران و دیگر افراد ذی‌صلاح انتخاب شدند. دلیل انتخاب دو نقطه دامداری، علاوه بر نقاط مجتمع و اطراف آن، بررسی امکان تأثیرگذاری آلاینده‌های دامداری‌ها در آلودگی هوای و انتشار بو تا فرودگاه امام خمینی بوده است؛ همچنین به دلیل محدودیت‌های مالی و فنی امکان توسعه بیشتر این نقاط نبوده است. نقاط درون تسهیلات با توجه به واحدها و فرایندهایی که پتانسیل تولید آلاینده هوا داشتند انتخاب شدند و برای بررسی تأثیر آلودگی بر ساکنین اطراف تسهیلات، نقاطی از مناطق مسکونی اطراف و با فواصل ۱ کیلومتری از دیوار تسهیلات انتخاب شدند.



شکل شماره ۳-۱- نمایش نقاط نمونه‌برداری به روش غیرفعال (P) و فعال (S) در ناحیه مجتمع آرادکوه و اطراف آن



شکل شماره ۳-۲- نمایش نقاط نمونه برداری به روش غیرفعال (P) و فعال (S) در ناحیه دامداری‌ها

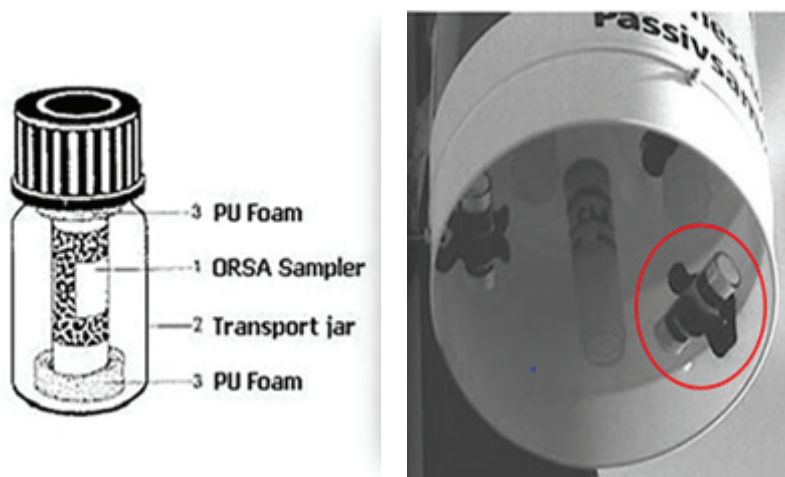
۱-۳- روش نمونه‌برداری غیرفعال

در این مطالعه به منظور نمونه‌برداری از ترکیبات VOCs هوا از روش غیرفعال و از نمونه‌بردارهای شرکت Passam استفاده شده است.

همان‌طور که در شکل مشاهده می‌شود، جاذب در واقع یک ظرفی شیشه‌ای است که داخل آن تیوب استوانه‌ای وجود دارد که با جاذب زغال فعال (activated charcoal) پر شده و دو انتهای آن باز است.

این تیوب استوانه‌ای طول حدود ۲ سانتی‌متر و قطر ۰/۵ سانتی‌متر دارد. هنگامی که جریان هوا در جاذب پخش شوند، آلاینده‌ها از طریق کربن فعال جذب شده و از طریق cellulose acetate مانع انتشار آلاینده به اطراف شده، در نتیجه آلاینده‌ها در آن محبوس می‌گردد، برای قرار دادن جاذب‌ها و مدت زمان مواجهه ابتدا چند پیش آزمون صورت گرفت، از پیش آزمون با استفاده از چارکول و نمونه بردار SKC جواب دقیقی حاصل نشد.

برای جایگذاری جاذب‌ها اصول نمونه‌برداری USEPA و نیز شرایط عمومی ارائه شده توسط شرکت پسام در نظر گرفته شد. فاصله قرارگیری جاذب‌ها با دیوار حداقل ۱ متر و فاصله با جاده اصلی ۵۰۰ متر بود. جاذب‌ها در ارتفاع تقریباً ۱/۵ متری از سطح زمین (در منطقه تنفس انسان)، در داخل سایبان (shelter)، به منظور محافظت از نمونه‌ها در برابر تأثیرات جوی، مانند آشفستگی باران و باد قرار داده شدند. تمامی تیوب‌ها توسط شرکت (Passam ag, Schellenstrasse 44, زوریخ، سوئیس) ساخته شده است و با استفاده از دی سولفید کربن واجذب شدند (Yousefian F, 2020, Ighodaro A, 2015).



شکل شماره ۳-۳- تصویر جاذب VOC شرکت passam و محافظ (Shelter) نگهدارنده جاذب

۳-۱-۲- روش نمونه برداری فعال

در این مطالعه به دلیل محدودیت‌های پیش آمده از دستگاه فوچک (Phocheck Tiger) برای اندازه‌گیری فعال ترکیبات آلی فرار و دی‌هیدروژن سولفید و آمونیاک استفاده شد و ذرات معلق بر استفاده از دستگاه سیار Dust Analyzer اندازه‌گیری شد.

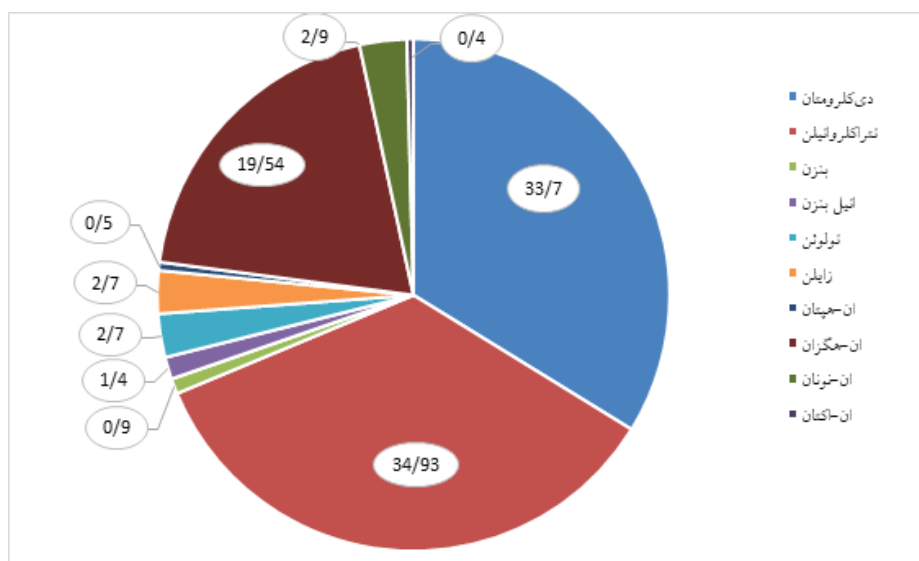
۳-۲- نتایج اندازه‌گیری غیر فعال

در روش غیر فعال ۱۰ آلاینده، شامل بنزن، تولوئن، اتیل بنزن، زایلن، ان-هگزان، ان-هپتان، ان-اکتان، ان-نونان، تتراکلرواتیلن، دی‌کلرومتان اندازه‌گیری شدند و ۳ آلاینده شامل لیمونن، متیل سیکلوپنتان و سیکلوهگزان قابل اندازه‌گیری تشخیص داده شدند، ولی به دلیل نبود منحنی کالیبراسیون دقیق در دستگاه مورد نظر، موفق به تعیین مقادیر نشد. ۵ آلاینده دیگر هم غیر قابل اندازه‌گیری اعلام شد که،

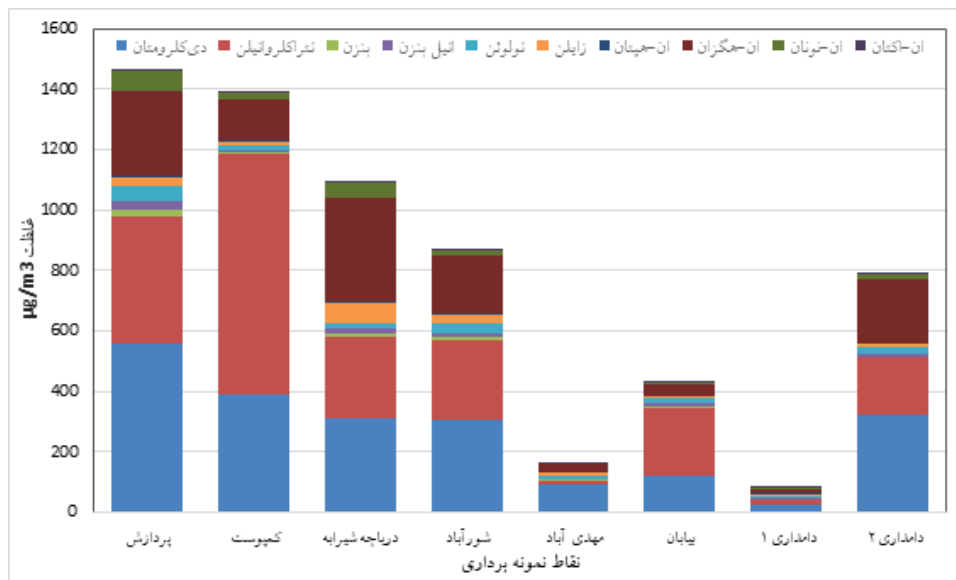
شامل استون، بوتیل استات، کلروفرم، استایرن و تری کلرواتیلن می‌باشند، که به نظر می‌رسد، به دلیل نبود منحنی اندازه گیری دقیق این آلاینده‌ها در دستگاه GC/FID¹ مربوطه و عدم دقت در اندازه‌گیری این ۵ آلاینده باشد؛ چراکه اندازه‌گیری فعال این آلاینده‌ها حضور مقادیری از آن‌ها را مشخص کرد. نقاط اندازه‌گیری شامل مجاور واحدهای کمپوست، پردازش، دریاچه شیرابه و همچنین یک نقطه در بیابان غرب و با فاصله یک کیلومتری از واحد کمپوست، دو نقطه در شورآباد و مهدی آباد و دو نقطه در دامداری‌های نزدیک به فرودگاه بودند.

جدول ۳-۱- مقادیر ترکیبات گازی شناسایی شده در هوای مجتمع مدیریت پسماند و اطراف آن با روش غیرفعال بر حسب $\mu\text{g}/\text{m}^3$

نام ترکیبات نقاط نمونه برداری	دی کلرومتان	تتراکلرواتیلن	بنزن	تولون	اتیل بنزن	زایلن	ان-هیپتان	ان-هگزان	ان-نونان	ان-اکتان
کمپوست	۳۸۷/۵۲	۷۹۷/۳۳	۴/۶۲	۱۶/۰۲	۶/۵۵	۱۱/۸۳	۴/۶۷	۱۳۷/۳۸	۲۴/۴۱	۳/۶۴
پردازش	۵۵۵/۷۶	۴۲۰/۷۲	۲۶/۵۷	۵۱/۰۸	۲۴/۴۹	۲۸/۶۰	۷/۵۳	۲۷۶/۷۶	۶۹/۱۷	۵/۲۸
دریاچه شیرابه	۳۱۱/۷۳	۲۶۶/۶۳	۱۳/۲۶	۲۰/۴۱	۱۴/۹۶	۶۶/۰۷	۵/۹۷	۳۴۰/۱۲	۵۱/۳۳	۵/۰۷
شورآباد	۳۰۶/۰۲	۲۶۵/۴۱	۶/۷۷	۳۰/۸۷	۱۵/۰۲	۳۱/۵۱	۵/۱۱	۱۸۷/۶۸	۱۶/۴۹	۴/۵۹
مهدی آباد	۹۴/۳۶	۱۰/۳۹	۴/۲۴	۱۱/۰۱	۲/۲۳	۸/۹۷	۲/۰۸	۲۴/۵۹	۱/۸۲	۱/۴۷
بیابان	۱۱۸/۶۰	۲۲۷/۶۷	۲/۷۰	۱۴/۸۳	۱۲/۷۱	۷/۲۰	۳/۰۳	۳۵/۴۹	۵/۹۷	۲/۳۴
دامداری فشافویه	۲۷/۵۳	۱۵/۶۷	۱/۱۶	۹/۱۱	۱/۸۵	۵/۹۲	۰/۷۸	۱۴/۶۳	۲/۴۲	۰/۷۸
دامداری قدرتی	۳۲۲/۹۰	۱۹۱/۷۵	۱/۲۳	۱۹/۹۵	۱۰/۰۱	۱۰/۱۶	۳/۸۱	۲۱۱/۸۳	۱۶/۱۹	۲/۱۶



شکل شماره ۳-۴- نسبت سهم ترکیبات گازی شناسایی شده در هوای مجتمع مدیریت پسماند و اطراف آن با روش غیرفعال



شکل شماره ۳-۵- مقایسه غلظت ترکیبات گازی شناسایی شده در هوای مجتمع مدیریت پسماند و اطراف آن با روش غیرفعال

مجموع آلاینده‌های اندازه‌گیری شده در نقاط نمونه‌برداری به ترتیب ۱/۴۷، ۱/۳۹، ۱/۱۰، ۰/۸۷، ۰/۱۶، ۰/۴۳، ۰/۰۸ و ۰/۷۹ میلی‌گرم در مترمکعب در پردازش، کمپوست، پایین دست دریاچه شیرابه، شورآباد، مهدی‌آباد، بیابان (در فاصله یک کیلومتری از کمپوست)، دامداری فشافویه و دامداری قدرتی بود، به نحوی که مقدار جمع آلاینده‌ها در پردازش ۴/۹۱٪ بیشتر از کمپوست و ۴۰/۶۸٪ بیشتر از شورآباد بود، این مقدار برای مهدی‌آباد و بیابان نسبت به پردازش به ترتیب حدود ۸۹ و ۷۱ درصد بود. با اینکه فاصله شعاعی نقاط اندازه‌گیری در شورآباد، مهدی‌آباد و بیابان نسبت به پردازش به ترتیب حدود ۳، ۲/۵ و ۱/۲ کیلومتر بود؛ اما مجاورت شورآباد با مجتمع و نزدیکی به تصفیه‌خانه و دریاچه شیرابه (فاصله تقریبی ۲/۲۵ کیلومتر) منجر به افزایش غلظت آلاینده‌ها در شورآباد شده است. ذکر این نکته ضروری است، که مجاورت این نقاط با اتوبان قدیم تهران-قم احتمال افزایش غلظت آلاینده‌ها در هر نقطه را افزایش می‌دهد که به دلیل یکسان بودن فاصله نسبی اتوبان به هر نقطه اثر آن نادیده گرفته شده است.

با بررسی غلظت آلاینده‌های اندازه‌گیری شده در همه نقاط مشاهده می‌شود که غلظت آلاینده‌ها به ترتیب برای تتراکلرواتیلن (۲۷۴/۴۳)، دی کلرومتان (۲۶۵/۵۵)، ان-هگزان (۱۵۳/۵۶)، ان-نونان (۲۳/۴۷)، تولوئن (۲۱/۶۶)، زایلن (۲۱/۲۸)، اتیل بنزن (۱۰/۹۷)، بنزن (۷/۵)، ان-هپتان (۴/۱) و ان-اکتان (۳/۱۶) کاهش می‌یابد. بالاترین مقدار اندازه‌گیری شده دی کلرومتان در روش غیرفعال $555/76 \mu\text{g}/\text{m}^3$ در محل پردازش است. هیچ کدام از مقادیر اندازه‌گیری شده در این مطالعه از مقادیر رهنمودی WHO برابر ۳۰۰۰ (میانگین ۲۴ ساعته) بیشتر نیست. استاندارد معرفی شده توسط OSHA برای این ماده نیز $86/75 \text{ mg}/\text{m}^3$ است که بالاتر از مقادیر اندازه‌گیری شده در نقاط شغلی مطالعه حاضر است.

غلظت تتراکلرواتیلن با اندازه‌گیری غیرفعال در نقاط مختلف از ۴۲۰/۷۲ تا ۱۰/۳۹ میکروگرم در مترمکعب با میانگین حسابی ۲۷۴/۴۵ به دست آمده است.

مقایسه مقادیر با استاندارد USEPA و WHO نشان می‌دهد که مقادیر اندازه‌گیری شده در این مطالعه در بیشتر موارد از استاندارد USEPA $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ بالاتر و از رهنمود WHO با مقدار $3000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ پایین‌تر است. مقایسه مقادیر اندازه‌گیری شده، در پردازش و کمپوست آن را پایین‌تر از مقدار $678 \mu\text{g}/\text{m}^3$ تعیین شده توسط OSHA نشان می‌دهد.

مقادیر بنزن در این مطالعه بین $1/16$ تا $26/57 \mu\text{g}/\text{m}^3$ با میانگین $7/57 \mu\text{g}/\text{m}^3$ اندازه‌گیری شده است. که تقریباً همه اندازه‌گیری‌های شغلی و شورآباد بالاتر و اندازه‌گیری‌های در سایر نقاط غیرشغلی کمتر از استاندارد ملی و اتحادیه اروپا ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) و نیز WHO ($1/7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) می‌باشد؛ البته مقادیر اندازه‌گیری شده در نقاط شغلی کمتر از استانداردهای شغلی OSHA ($3/19 \text{mg}/\text{m}^3$) بود. اگرچه مقادیر اندازه‌گیری شده در نقاط غیرشغلی کمتر از استاندارد ملی است اما در مقادیر بنزن در شورآباد بالاتر و در مهدی‌آباد به استاندارد نزدیک است که باتوجه به اثرات بهداشتی این آلاینده قابل توجه ویژه می‌باشد.

مقایسه مقادیر تولوئن در این مطالعه با میانگین $21/66$ و بازه حداقل و حداکثر $9/11$ و $51/08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ با مطالعات دیگر نیز تفاوت‌هایی نشان می‌دهد. این آلاینده در مطالعه یوسفیان و همکاران بین $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ در زمین دفن ۵ سال تعطیل‌شده تا $58/9$ در کمپوست گزارش شده است. مقایسه نتایج این مطالعه با مقادیر استاندارد USEPA و شغلی OSHA به ترتیب $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ و $754 \mu\text{g}/\text{m}^3$ نشان می‌دهد که خوشبختانه مقادیر اندازه‌گیری شده بسیار کمتر از مقادیر استاندارد است؛ همچنین مقدار تولوئن در شورآباد و مهدی‌آباد نسبت به پردازش به ترتیب 51 و 78 درصد کاهش یافته است. مقدار تولوئن در منطقه پرتراфик تهران $58/6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ گزارش شده است.

مقادیر اتیل بنزن در این مطالعه با میانگین $10/98$ و بازه حداقل و حداکثر $1/85$ و $24/49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ بدست آمده است. این مقادیر به مراتب از مقادیر استاندارد USEPA و شغلی OSHA به ترتیب $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ و $435 \mu\text{g}/\text{m}^3$ کمتر است.

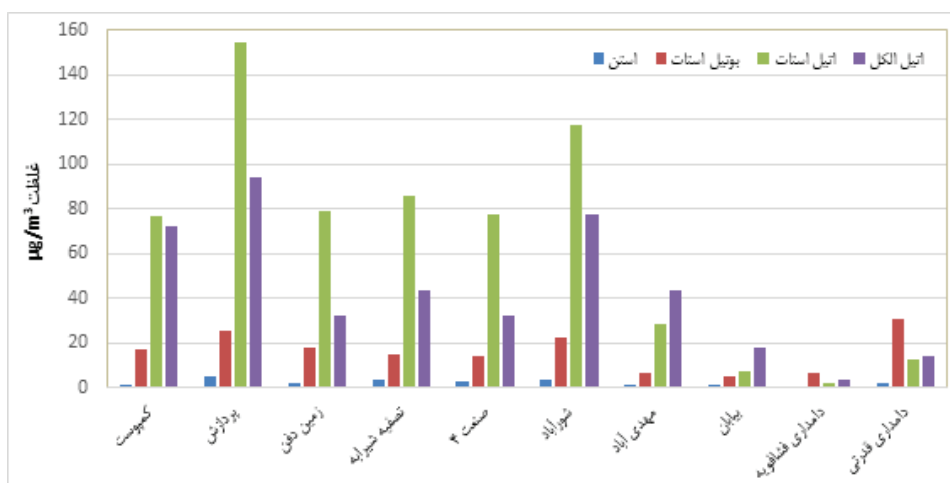
زایلن یکی دیگر از آلاینده‌های گروه BTEX است، که به دلیل فراوانی حضور و اثرات بهداشتی دارای اهمیت خاصی است. بیشترین و کمترین مقدار زایلن در مطالعه حاضر به ترتیب $66/07$ و $5/92 \mu\text{g}/\text{m}^3$ در پایین دست دریاچه شیرابه و دامداری فشافویه بوده است.

از میان آلاینده‌های اندازه‌گیری شده، گروه هیدروکربن‌ها، به ترتیب مقادیر بیشتر به کمتر ان-هگزان، ان-نونان، ان-هپتان و ان-اکتان برای میانگین کل ثبت شدند. این مقادیر بیشترین اندازه را در پردازش یا پایین دست دریاچه شیرابه به خود اختصاص می‌دادند و در بقیه نقاط کمتر اندازه‌گیری شدند؛ به نحوی که مقادیر ان-هپتان، ان-هگزان، ان-نونان، و ان-اکتان در مهدی‌آباد به ترتیب $2/08$ ، $24/59$ ، $1/82$ و $1/47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ اندازه‌گیری شد. مقادیر ثبت‌شده در دامداری فشافویه از بقیه نقاط کمتر است. از میان ترکیبات فوق فقط ان-نونان استاندارد محیطی وضع شده توسط اتحادیه اروپا ($106 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 1/05$) دارد و بنابراین مقادیر اندازه‌گیری شده در این مطالعه از استاندارد کمتر است. همچنین با مقایسه نتایج مطالعه با استانداردهای شغلی OSHA به ترتیب برای ان-هپتان و ان-اکتان 2000 و $15 \text{mg}/\text{m}^3$ و NIOSH برای ان-نونان $1050 \text{mg}/\text{m}^3$ مشخص می‌گردد که همه مقادیر اندازه‌گیری شده کمتر از استاندارد هستند.

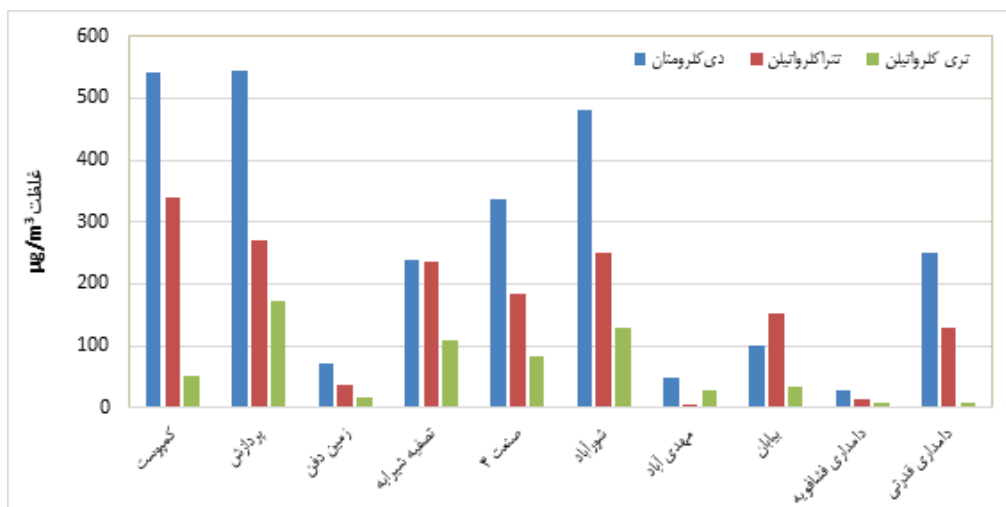
در مطالعه حاضر گروه هیدروکربن‌ها نقش بیشتری در ایجاد آلودگی از نظر میزان آلاینده نسبت به آروماتیک‌ها دارند؛ در حالی که با توجه به سطور بالا مقادیر اندازه‌گیری شده هیدروکربن در مطالعات دیگر نسبت به مطالعه حاضر کمتر می‌باشد، با اینکه سهم آروماتیک‌های اندازه‌گیری شده در مطالعه حاضر نسبت به سایر آلاینده‌ها در جمع کل مقدار آلاینده‌ها کمتر است؛ اما به دلیل مشکلات و اثرات بهداشتی جدی‌تر از اهمیت بیشتری برخوردارند، علاوه بر اینکه مقادیر بنزن اندازه‌گیری شده، در شورآباد بالاتر از استاندارد محیطی و در مهدی‌آباد نزدیک به استاندارد محیطی بود.

تمام آلاینده‌های هوای که از منابع نقطه‌ای یا سطحی منتشر می‌شوند توسط شرایط جوی و توپوگرافی انتقال، پراکنده و متمرکز می‌شوند. سیکل انتقال توسط هوا با انتشار آلاینده و انتقال و پخش آن در اتمسفر صورت می‌گیرد. در طی زمانی که آلاینده‌ها توسط هوا منتقل می‌شوند، ممکن است دستخوش تغییرات فیزیکی و شیمیایی شوند. این تغییرات ممکن است مثبت یا منفی باشد، به این معنی که غلظت آلاینده‌ها با پراکنش یا با فرایند Washout از اتمسفر جدا شود؛ همچنین برهمکنش فوتوشیمیایی آلاینده‌ها و یا تولید آئروسول‌های آلی ثانویه از تغییرات در جهت منفی آلاینده‌ها محسوب می‌شود. شرایط پایداری و وارونگی نیز از مواردی است که بر تغلیظ آلاینده‌ها در یک منطقه تأثیر می‌گذارد.

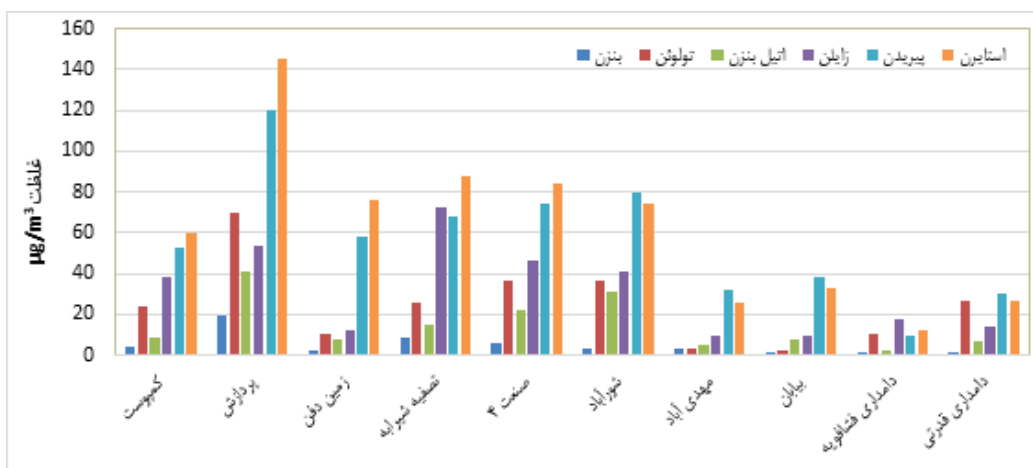
۳-۳- نتایج اندازه‌گیری در نقاط مختلف در اندازه‌گیری فعال



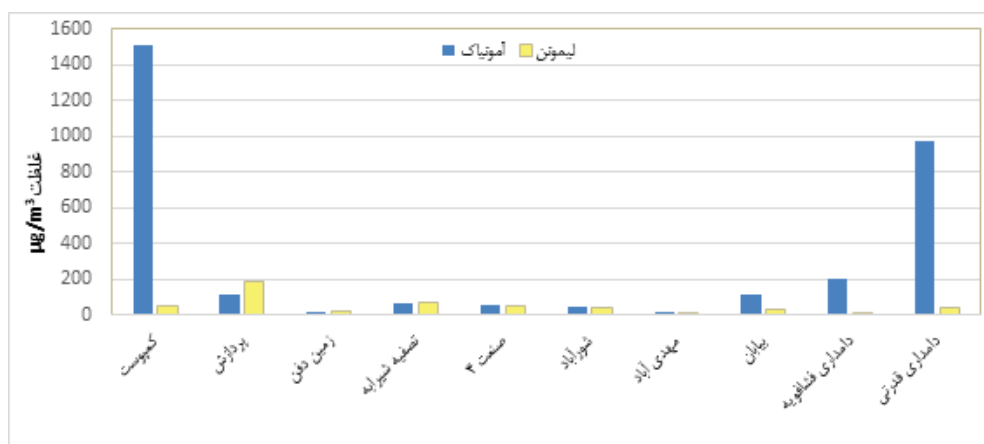
شکل شماره ۳-۶- مقایسه نتایج اندازه‌گیری ترکیبات اکسیژنه به روش فعال در نقاط مختلف



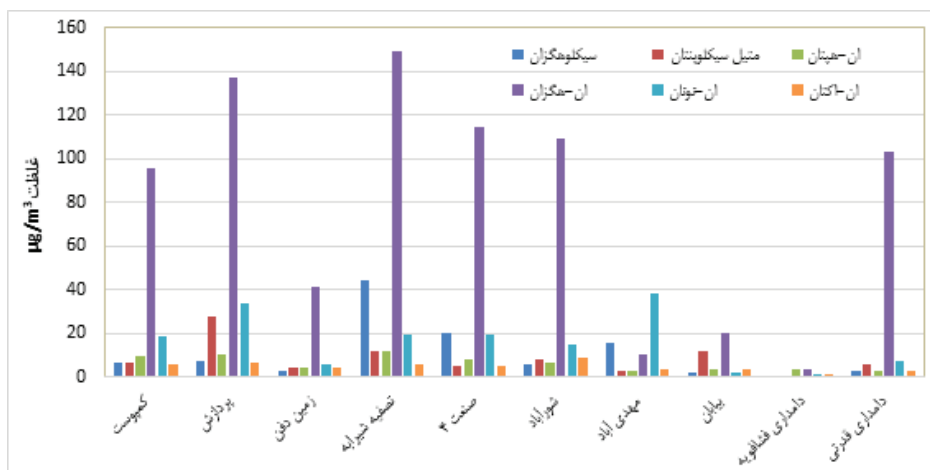
شکل شماره ۳-۷- مقایسه نتایج اندازه‌گیری ترکیبات هالوژنه به روش فعال در نقاط مختلف



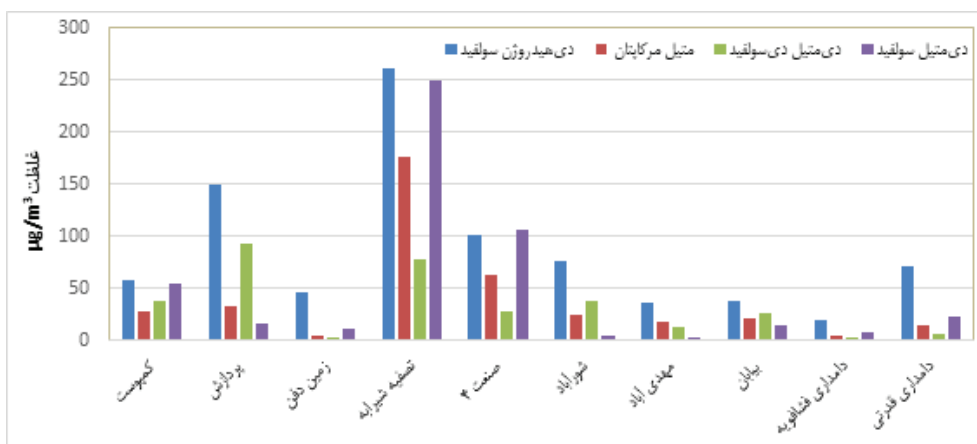
شکل شماره ۳-۸- مقایسه نتایج اندازه‌گیری ترکیبات آروماتیک به روش فعال در نقاط مختلف



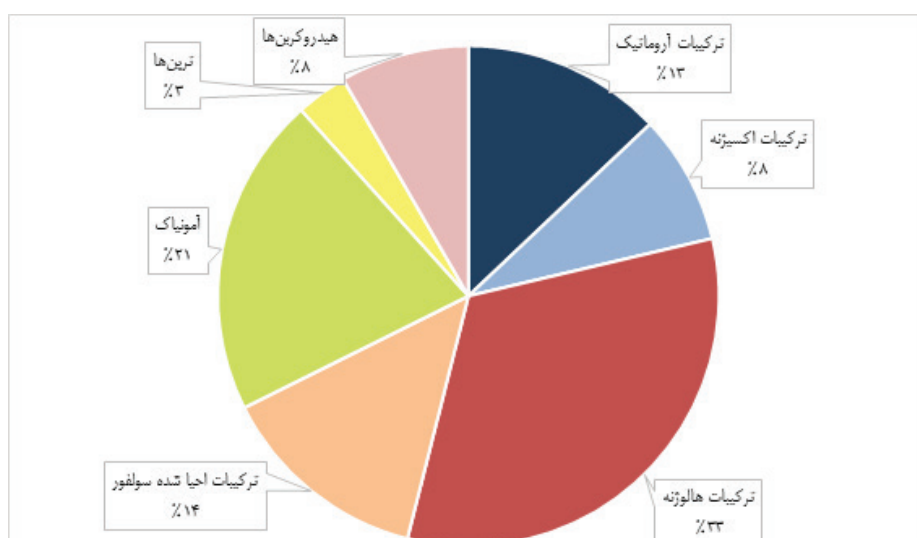
شکل شماره ۳-۹- مقایسه نتایج اندازه‌گیری ترکیبات آمونیاک و لیمونن به روش فعال در نقاط مختلف



شکل شماره ۳-۱۰- مقایسه نتایج اندازه‌گیری ترکیبات هیدروکربنه به روش فعال در نقاط مختلف



شکل شماره ۳-۱۱- مقایسه نتایج اندازه‌گیری ترکیبات احیاء شده سولفور به روش فعال در نقاط مختلف



شکل شماره ۳-۱۲- مقایسه درصد مشارکت هرگروه ترکیبات در کل نتایج اندازه‌گیری آلاینده‌های به روش فعال در نقاط منتخب

توسط روش فعال، در محل نمونه‌برداری کمپوست، فراوانی آلاینده‌ها به ترتیب در گروه‌های هیدروکربن‌ها، آمونیاک، ترکیبات هالوژنه، آروماتیک‌ها، ترکیبات احیاء شده سولفور، ترکیبات اکسیژنه و ترپن‌ها می‌باشد. به نظر می‌رسد توده کمپوست در شرایط نسبتاً هوایی بهره‌برداری می‌شده است؛ زیرا سهم آمونیاک در ترکیبات اندازه‌گیری شده بالاست، ضمن اینکه ترکیبات احیاء شده سولفور، مانند دی‌هیدروژن سولفید ممکن است از شیرابه ناشی از کمپوست متصاعد شود.

در بخش پردازش (شکل ۳-۴)، ترکیبات هالوژنه با حدود ۳۵ درصد بالاترین سهم در انتشار آلاینده‌ها را دارد. ترکیبات هالوژنه بیشتر در نتیجه واکنش شیمیایی و همچنین بر اثر تجزیه بیولوژیکی در محیط منتشر می‌شوند. در رتبه‌های بعدی هیدروکربن‌ها، آروماتیک‌ها، ترکیبات احیاء شده سولفور و ترکیبات اکسیژنه فراوانی دارد. همان‌طور که انتظار می‌رود، به دلیل این‌که هنوز تجزیه بیولوژیکی چه بی‌هوایی و چه هوایی در پسماند تحت پردازش شدت نگرفته است، ترکیبات ناشی از این فرایندها سهم کمتری در آلاینده‌ها داشته‌اند.

اندازه‌گیری آلاینده‌های انتشاریافته از زمین دفن در مجاورت بخش‌های در حال کار برداشته شده است و نمونه‌برداری دقیقاً از روی سلول‌های دفن انجام‌نشده است، در این اندازه‌گیری سهم آروماتیک‌ها، ترکیبات اکسیژنه، هالوژنه و هیدروکربن‌ها از سایر ترکیبات بیشتر است. آروماتیک‌ها به‌ویژه BTEX ناشی از تجزیه مواد شیمیایی در توده پسماند می‌باشند، همچنین این ترکیبات از آلاینده‌های منتشره از کامیون‌ها و ماشین‌آلاتی که در مجتمع‌های مدیریت پسماند کار می‌کنند، منتشر می‌شوند.

نمونه‌برداری در تصفیه‌خانه شیرابه در بخش غربی تصفیه‌خانه و مجاور دریاچه شیرابه صورت گرفته است. در اندازه‌گیری فعال از این واحد به ترتیب سهم مشارکت ترکیبات احیاء شده سولفور، ترکیبات هالوژنه، هیدروکربن‌ها، آروماتیک‌ها، ترکیبات اکسیژنه، ترپن‌ها و آمونیاک بیشترین فراوانی را داشته‌اند. فراوانی بیشتر ترکیبات سولفور در آلاینده‌های این محل به دلیل غالب بودن تجزیه بی‌هوایی در تصفیه‌خانه و دریاچه شیرابه می‌باشد.

خیابان صنعت ۴ نزدیک‌ترین فاصله به مجتمع آزاد کوه و در واقع تصفیه‌خانه شیرابه و دریاچه را دارد. از میان ترکیبات اندازه‌گیری شده در این محل، ترکیبات هالوژنه و بعد ترکیبات احیاء شده سولفور فراوانی بیشتری دارند. هیدروکربن‌ها، آروماتیک‌ها، ترکیبات اکسیژنه، آمونیاک و ترپن‌ها در رتبه‌های بعدی قرار دارند. با اینکه فاصله این محل نمونه‌برداری به تصفیه‌خانه و دریاچه بسیار نزدیک بود، اما نتایج فراوانی این دو نقطه تفاوت داشت که می‌تواند مربوط به تغییرات اتمسفری ترکیبات احیاء شده گوگردی باشد؛ همچنین توضیح این نکته ضروری است که در خیابان‌های صنعت، انبارهای نگهداری مواد وجود دارند و بعضی از آن‌ها انبار مواد شیمیایی هستند، هرچند در این خیابان انبار سیم و کابل برق و منسوجات و حتی کتاب هم وجود دارد.

محل نمونه‌برداری شورآباد مربوط به نقطه‌ای نزدیک به منازل مسکونی است، اگرچه خیابان صنعت ۴ نیز در روستای شورآباد قرار داد. اندازه‌گیری ترکیبات آلاینده در این نقطه فراوانی ترکیبات هالوژنه و آروماتیک‌ها را بیشتر از بقیه آلاینده‌ها نشان داده است. آلاینده‌هایی، مانند ترکیبات احیاء شده سولفور

و آمونیاک که ایجاد بوی کمتری می‌کنند در کل آلاینده‌های اندازه‌گیری شده در این منطقه سهم کمتری دارند.

یادآوری این نکته ضروری است، که محل نمونه‌برداری شورآباد با پردازش حدود ۳ کیلومتر، با دریاچه شیرابه ۲/۲۵ کیلومتر و با صنعت ۴ حدود ۲ کیلومتر فاصله داشت و ضمن اینکه در نزدیکی اتوبان قدیم تهران-قم است.

محل نمونه‌برداری مهدی‌آباد نیز در نزدیکی مناطق مسکونی با فاصله ۵۰۰ متری از اتوبان انتخاب شده است. این نقطه با کمپوست ۲/۵ کیلومتر و با دریاچه شیرابه ۲/۶ کیلومتر فاصله دارد (فاصله شعاعی است). فراوانی ترکیبات در این نقطه به ترتیب هیدروکربن‌ها، ترکیبات اکسیژنه، آروماتیک‌ها، ترکیبات هالوژنه، ترکیبات احیاء شده سولفور، آمونیاک و ترپن‌ها هستند.

محل نمونه‌برداری بیابان نزدیک‌ترین نقطه به کمپوست و پردازش خارج از مجتمع می‌باشد. این نقطه با کمپوست و پردازش به ترتیب ۱ و ۱/۲ کیلومتر فاصله دارد. در این نقطه به ترتیب ترکیبات هالوژنه، هیدروکربن‌ها، آمونیاک، ترکیبات احیاء شده سولفور، آروماتیک‌ها، ترکیبات اکسیژنه و ترپن‌ها اندازه‌گیری شده‌اند. با اینکه این محل در بالادست باد غالب مجتمع قرار دارد بازهم در اندازه‌گیری فعال آلاینده‌های به‌ویژه حاصل از فرایندهای بیولوژیکی مانند دی‌هیدروژن سولفید و آمونیاک (هرچند به میزان کمتر) اندازه‌گیری شده‌اند، شاید نبود موانع طبیعی و مصنوعی موجب بادبردگی این آلاینده‌ها به این نقطه می‌شود.

در این مطالعه دامداری‌ها به‌عنوان منبع دیگر آلودگی انتخاب شدند. در این دونقطه میزان هیدروکربن‌ها و آمونیاک فراوانی بیشتری داشته‌اند که مربوط به فعالیت بیوژنیک دام‌ها می‌باشد. مقادیر دی‌کلرومتان کمپوست، پردازش و شورآباد بالاتر از بقیه نقاط است. مقادیر در این نقاط به ترتیب ۵۴۵،۵۴۲ و ۴۸۲ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ به‌دست‌آمده است. مقادیر بالای دی‌کلرومتان در کمپوست و پردازش و حتی صنعت ۴ و تصفیه‌خانه شیرابه قابل‌انتظار است؛ اما مقادیر بالا اندازه‌گیری شده در شورآباد نیاز به جستجوی منبع دیگری را به ذهن می‌آورد. البته در نمونه‌برداری غیرفعال همین مطالعه مقدار دی‌کلرومتان در تصفیه‌خانه شیرابه نزدیک به شورآباد اندازه‌گیری شده است.

ترکیبات آروماتیک در مجتمع‌های پردازش به‌دلیل اثرات بهداشتی و تولید بوی ناشی از ترکیبات این گروه، از آلاینده‌های مهم محسوب می‌شوند. این گروه ترکیبات علاوه برداشتن خصوصیات نروتوکسیک، کارسینوژن، تترازن، ترکیبات آروماتیک به‌عنوان مهم‌ترین عامل پیش‌ساز در تشکیل آئروسول‌های آلی ثانویه (SOA) در تروپوسفر می‌باشد. ترکیبات آروماتیک در مناطق مرتبط با مدیریت پسماند ممکن است از فرار و تخریب مواد آلی و پلاستیک نشأت بگیرد. ترکیبات آروماتیک به‌ویژه BTEX علاوه بر انتشار از واکنش‌های شیمیایی و تجزیه بیولوژیکی در توده پسماند، ناشی از فعالیت وسایل نقلیه در رابطه با مدیریت پسماند هستند. به نظر می‌رسد که تجزیه بیولوژیکی لیگنین در پسماند شهری منجر به تشکیل آروماتیک‌های جایگزین و در نهایت بنزن، تولوئن، فنل، الکل، کتون و استرها می‌گردد. میزان تولید ترکیبات آلی غیرمتانی در طی تجزیه بیولوژیکی به در دسترس بودن مواد مغذی برای

باکتری‌ها، ترکیب تشکیل‌دهنده پسماند، رطوبت پسماند، اکسیژن در دسترس، سن سلول دفن پسماند، حضور بازدارنده‌های تجزیه بیولوژیکی، دما و pH بستگی کامل دارد. از میان ترکیبات آروماتیک، استاتین و پیریدین به ترتیب دارای بیشترین فراوانی هستند و بنزن در همه نقاط از کمترین مقدار در میان سایر آلاینده‌ها برخوردار است. میزان کل این ترکیبات در پردازش، تصفیه شیرابه، صنعت ۴، شورآباد، کمپوست، زمین دفن، مهدی‌آباد و بیابان به ترتیب از زیاد به کم کاهش یافت. میزان کل این گروه در دامداری قدرتی بیشتر از دامداری فشافویه بود. یادآوری این نکته ضروری است، که برای این ترکیبات منابع غیربیوژنیک در این منطقه وجود دارد و همچنین میزان بالای این گروه ترکیبات در شورآباد می‌تواند، ناشی از مجاورت این محل با دریاچه شیرابه، صنعت ۴ و اتوبان تهران-قم باشد، هرچند که مهدی‌آباد نیز در مجاورت اتوبان قرار دارد. بالاترین مقدار بنزن ثبت شده به روش فعال در این مطالعه در کمپوست و به میزان ۱۹/۶۴ میکروگرم در مترمکعب می‌باشد.

در مطالعه حاضر اندازه‌گیری بنزن در مناطق مسکونی شورآباد و مهدی‌آباد به ترتیب ۲/۸۱ و $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ۳/۵۱ به دست آمده است. نکته حائز اهمیت بالا بودن مقادیر مطالعات از استانداردهای محیطی بنزن است؛ در حالی که همین مقادیر در مقایسه با مقادیر اندازه‌گیری شده در محیط‌های ترافیکی اغلب کمتر است.

مقادیر تولوئن در بعضی از محل‌های نمونه‌برداری بیشترین مقادیر را بین ترکیبات BTEX داشت. مقادیر ثبت شده به ترتیب در کمپوست، پردازش، زمین دفن، تصفیه شیرابه، صنعت ۴، شورآباد، مهدی‌آباد و بیابان ۲۴/۱۱، ۶۹/۹۶، ۹/۹۹، ۲۵/۲۲، ۳۵/۹۸، ۳۶/۳۴، ۳/۳۲ و $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ۲/۱۶ می‌باشد. همان‌طور که مشاهده می‌شود میزان تولوئن در ابتدای فرایند مدیریت پسماند بیشترین میزان را به خود اختصاص داده است و میزان آن در شورآباد قابل توجه است.

مقادیر اتیل بنزن نیز در پردازش بیشترین مقدار (۴۰/۴۶) به خود اختصاص داده است، این مقادیر به مراتب از مقادیر استاندارد USEPA و شغلی OSHA به ترتیب $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ۱۰۰۰ و $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ۴۳۵ کمتر است. زایلن در مطالعه حاضر بین ۷۲/۳۸ در تصفیه‌خانه، ۵۳/۷۷ در پردازش، ۴۰/۹۸ در شورآباد و $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ۵/۳۱ در مهدی‌آباد تفاوت نشان داده است. تفاوت بین مقادیر ثبت شده در شورآباد و مهدی‌آباد نقش فاصله از زمین دفن و جهت باد را در کاهش میزان آلاینده اندازه‌گیری شده نشان می‌دهد.

با توجه به شکل ۳-۷ مشخص می‌گردد که ۴ ترکیب دی‌هیدروژن سولفید، متیل مرکاپتان، دی‌متیل دی‌سولفید و دی‌متیل سولفید از میان ترکیبات احیاء شده گوگرد در این مطالعه مورد بررسی قرار گرفته است و از میان این ترکیبات دی‌هیدروژن سولفید و دی‌متیل سولفید در مقادیر بالاتری اندازه‌گیری شده‌اند. در میان محل‌های اندازه‌گیری در تصفیه‌خانه شیرابه و پردازش به میزان بیشتری اندازه‌گیری شدند. تجزیه بی‌هوازی پسماندها در پردازش، زمین دفن و تصفیه‌خانه و دریاچه شیرابه باعث انتشار و پراکنش این گروه ترکیبات می‌شود.

ترکیبات سولفیدی فرار (VSCs) در گروه ترکیبات آلی فرار قرار می‌گیرند و شامل دی‌متیل سولفید (DMS)، دی‌متیل دی‌سولفید (DMDS)، هیدروژن سولفید، کربنیل سولفید و متیل مرکاپتان می‌باشد. این

ترکیبات در اثر شرایط بی‌هوازی یا کمبود اکسیژن در توده منتشر می‌شوند. ترکیبات گوگردی فرار دارای آستانه تشخیص پایین هستند؛ بنابراین در غلظت‌های خیلی پایین نیز برای افراد قابل تشخیص می‌باشند. شیرابه پسماند یک منبع انتشار غیرمستقیم برای ترکیبات بودار می‌باشد و انتشار آن بین ۲۰ تا ۴۰ درصد بر حسب وزن مرطوب مواد کمپوست می‌باشد. در بین مطالعات مختلف این اتفاق نظر وجود دارد، که انتشار ترکیبات سولفیدی فرار به دلیل شرایط بی‌هوازی یا کمبود اکسیژن در طول فرآیند منتشر می‌شوند؛ همچنین ممکن است، انتشار قابل توجهی از ترکیبات سولفیدی فرار حتی در شرایط هوازی رخ دهد. انتقال ضعیف اکسیژن در نتیجه هوادهی ناکافی دلیل اصلی انتشار بو در فرآیند تولید کمپوست از پسماندهای جامد شهری می‌باشد، دی‌متیل سولفید و دی‌متیل دی‌سولفید در اثر واکنش‌های متیلاسیون از سولفید هیدروژن تولید می‌شوند؛ همچنین متیل مرکاپتان در اثر واکنش اکسیداسیون به دی‌متیل دی‌سولفید تبدیل می‌شود. طبق مطالعات انجام شده، هر چه هوادهی بیشتر باشد دی‌متیل سولفید و دی‌متیل دی‌سولفید کمتر خواهد بود (Zhang H 2016).

شکل شماره ۳-۹ مقادیر آمونیاک و لیمونن اندازه‌گیری شده در محل‌های نمونه‌برداری را نشان می‌دهد. از میان ترکیبات نیتروژنه در زمین‌های دفن، آمونیاک، تری‌متیل آمین و بنزونیتریل ردیابی شده‌اند که NH_3 و تری‌متیل آمین محصول تجزیه پروتئین‌ها هستند و بنزونیتریل از رنگ‌ها، داروها یا لاستیک متصاعد می‌شوند. در این مطالعه اما فقط آمونیاک اندازه‌گیری شده است.

بالاترین مقادیر ثبت شده در کمپوست و دامداری قدرتی با مقادیر ۱۵۰۵ و ۹۷۳ میکروگرم در مترمکعب بوده است. در سایر نقاط میزان NH_3 به شدت کاهش یافته است. مقادیر آن در کمپوست، تصفیه‌خانه، شورآباد و مهدی‌آباد به ترتیب ۱۱۴/۶۱، ۶۴/۷۲، ۴۵/۷۳ و $21/89 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ثبت شده است. یکی از عواملی که بر انتشار آمونیاک از کمپوست هوازی مؤثر است، نسبت کربن به نیتروژن توده کمپوست است. مقدار مناسب نسبت کربن به نیتروژن ۲۵ تا ۳۰ به ۱ می‌باشد. نسبت‌های بالای کربن به نیتروژن (کربن بیشتر و نیتروژن کمتر) یا به عبارتی نسبت‌های کربن به نیتروژن پایین (نیتروژن بیشتر و کربن کمتر) یا به عبارتی کمتر از ۲۵، نیتروژن مازاد توسط میکروارگانیسم‌ها مورد استفاده قرار نمی‌گیرد و در مرحله‌ای که pH توده به مقدار ۸-۸/۵ می‌رسد به صورت گاز آمونیاک از سیستم کمپوست آزاد می‌شود و بوی ناخوشایندی را ایجاد می‌کند (از دست رفتن نیتروژن به شکل انتشار گاز آمونیاک). طبق مطالعات انجام شده، در سیستم تولید کمپوست به روش ویندرو در نسبت کربن به نیتروژن بالا در فیداستوک انتشار ترکیبات آلی فرار کمتر از زمانی بوده است، که نسبت کربن به نیتروژن پایین در نظر گرفته شده است (Nguyen V-T, 2020).

شکل شماره ۳-۱۰ نتایج اندازه‌گیری هیدروکربن‌ها در هر نقطه را نشان می‌دهد. انتخاب این ۶ هیدروکربن براساس فراوانی اندازه‌گیری در مراکز مدیریت پسماند صورت گرفته است. باتوجه به شکل مقادیر بالاتر آن‌ها گزینان وسیکلوهاگزان نسبت به سایر آلاینده‌ها مشخص می‌شود. بالاترین مقادیر در تصفیه‌خانه شیرابه، پردازش، صنعت ۴، شورآباد، کمپوست و دامداری قدرتی مشاهده شده است.

میانگین، حداقل و حداکثر مقادیر اندازه‌گیری شده برای آن - هگزان به ترتیب $۸۲/۷۳$ ، $۲/۸۷$ و $\mu\text{g}/\text{m}^3$ و $۱۷۲/۸۳$ و برای سیکلو هگزان $۱۲/۳۵$ ، $۰/۱۱$ و $۵۱/۶۳ \mu\text{g}/\text{m}^3$ می‌باشد.

شکل شماره ۳-۱۲ درصد مشارکت هر گروه ترکیبات را در کل نتایج اندازه‌گیری آلاینده‌ها را نشان می‌دهد. براساس این شکل مشخص می‌شود، میزان ترکیبات هالوژنه در بین همه آلاینده‌ها بیشتر است. باتوجه به اینکه این دست ترکیبات از پلاستیک‌ها و حلال‌ها تولید می‌شوند، اجرای مدیریت پسماند خطرناک بر کاهش این آلاینده‌ها تأثیر احتمالی خواهد داشت. این گروه ترکیبات هم از نظر بهداشتی مهم هستند و هم به دلیل حاوی کلر بودن، برای محیط‌زیست مشکلاتی ایجاد خواهند کرد، ضمن اینکه از دسته ترکیبات ایجادکننده بو هستند. اگرچه از ترکیبات نیتروژنه فقط آمونیاک در این مطالعه سنجیده شده است، اما این ترکیب به تنهایی به دلیل مقادیر بالای اندازه‌گیری شده در واحد کمپوست موجب شده است تا سهم قابل توجه ۲۱ درصد بیابد، آمونیاک اثر بهداشتی مستقیم ندارد، ولی از نظر ایجاد بو از ترکیبات پرچالش مدیریت پسماند محسوب می‌شود. یادآوری این نکته ضروری است که غلظت‌های محیطی اندازه‌گیری شده آمونیاک در دامداری قدرتی بالا بود و غلظت‌های اندازه‌گیری شده، در اطراف مجتمع مدیریت همگی پایین‌تر از استانداردهای محیطی بودند. گروه‌های بعدی ترکیبات احیاء شده سولفور و آروماتیک‌ها هستند که هردو از ترکیباتی هستند که اثر بهداشتی داشته و ایجاد بو می‌کنند. در گروه آروماتیک‌ها بنزن، پیریدین و استایرن از نظر اثرات بهداشتی دارای اهمیت بالاتری هستند. ترکیبات اکسیژنه و هیدروکربن‌ها گروه‌های بعدی مشارکت‌کننده در ایجاد آلودگی هستند و در آخر لیمونن از دسته ترپن‌ها کمترین سهم را داشته است.

۳-۴- نتایج اندازه‌گیری ذرات معلق با روش فعال

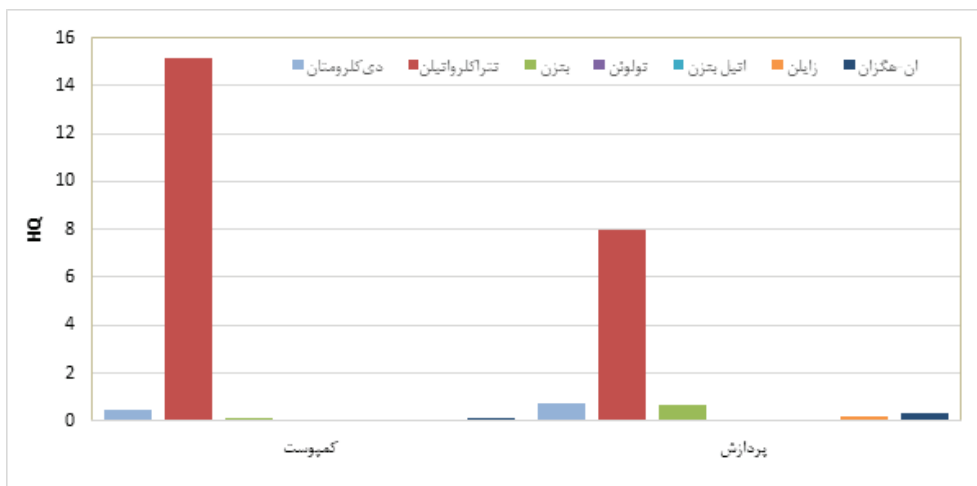
مقایسه مقادیر $\text{PM}_{2.5}$ در نقاط مختلف نشان‌دهنده بالاتر بودن نسبی این مقادیر از استاندارد ملی ۳۵ میکروگرم بر مترمکعب می‌باشد. به طوری که مقدار $\text{PM}_{2.5}$ در کمپوست فقط یک روز پایین‌تر از استاندارد ملی بوده است و در شورآباد ۵ روز و مهدی‌آباد ۳ روز مقادیر کمتر از استاندارد ملی بوده است.

۳-۲- میانگین مقادیر اندازه‌گیری شده PM_{10} و $\text{PM}_{2.5}$ بر حسب $\mu\text{g}/\text{m}^3$

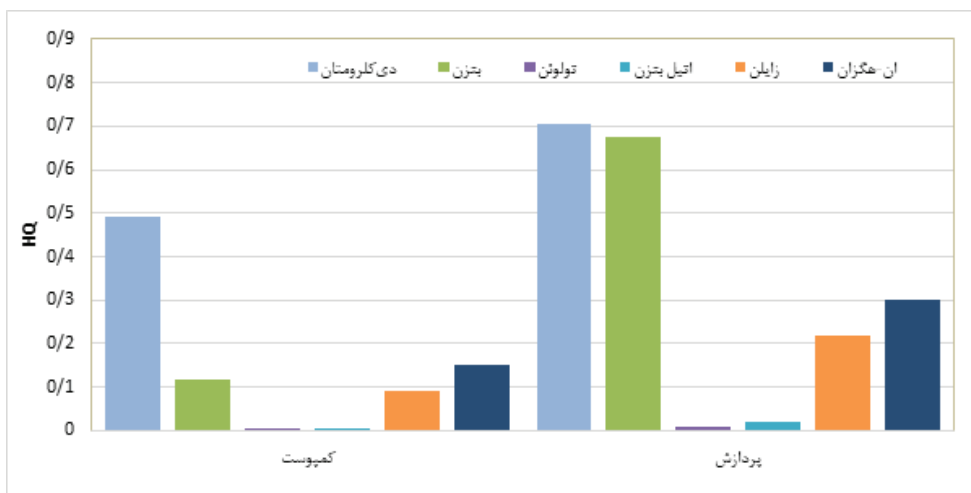
محل نمونه برداری	$\text{PM}_{2.5}$	PM_{10}
کمپوست	۲۹	۱۳۴
پردازش	۳۹	۲۰۲
زمین دفن	۲۴	۱۰۶
تصفیه‌خانه شیرابه	۳۷	۱۳۱
صنعت ۴	۳۱	۱۲۹
شورآباد	۲۵	۱۶۳

محل نمونه برداری	PM _{2.5}	PM ₁₀
مهدی آباد	۳۵	۱۵۶
بیابان	۲۴	۱۱۱
دامداری فشافویه	۵۵	۱۷۷
دامداری قدرتی	۳۱	۹۴

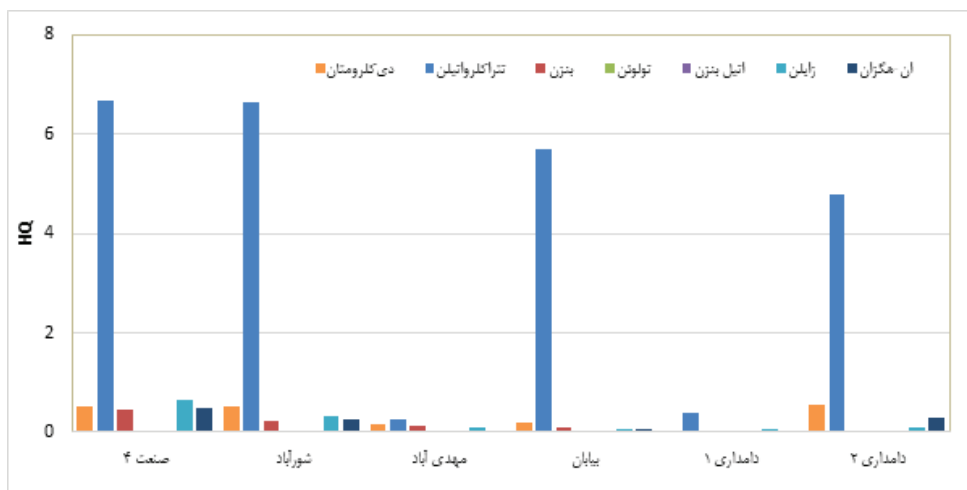
۳-۵- نتایج ارزیابی ریسک غیر سرطان زایی برای نتایج اندازه گیری به روش غیر فعال



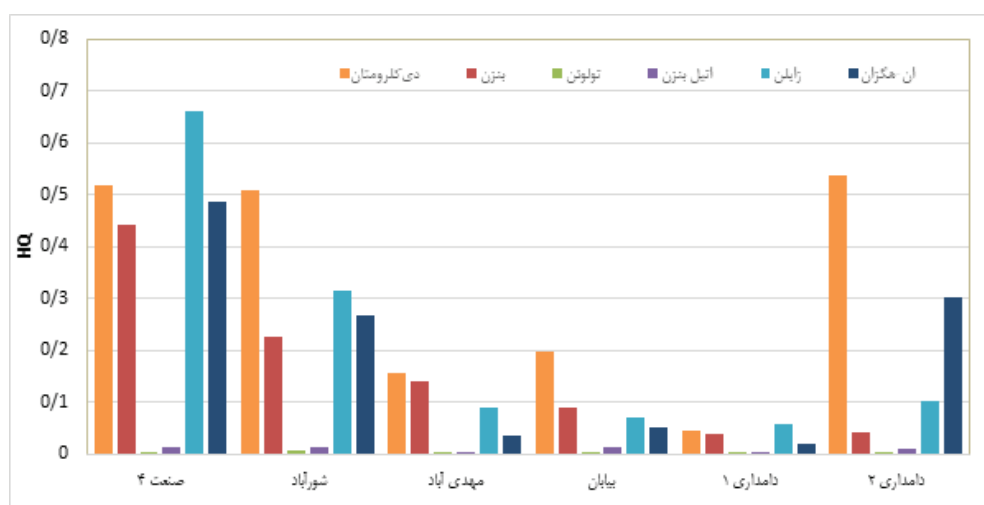
شکل شماره ۳-۱۳- نمایش HQ براساس مواجهه شغلی در کمپوست و پردازش در روش نمونه برداری غیر فعال



شکل شماره ۳-۱۴- نمایش HQ براساس مواجهه شغلی در کمپوست و پردازش در روش نمونه برداری غیر فعال (با حذف تتراکلرو اتیلن)



شکل شماره ۳-۱۵- نمایش HQ براساس مواجهه غیرشغلی در روش نمونه‌برداری غیرفعال



شکل شماره ۳-۱۶- نمایش HQ براساس مواجهه غیرشغلی در روش نمونه‌برداری غیرفعال (با حذف تتراکلرواتیلن)

مقادیر کل سهم خطر (THQ)^۲ در روش نمونه‌برداری غیرفعال

THQ	محل نمونه‌برداری
۱۶/۰۳	کمپوست
۹/۹۳	پردازش
۸/۷۹	صنعت ۴
۷/۹۸	شورآباد
۰/۶۹	مهدی‌آباد
۶/۱۲	بیابان
۰/۵۶	دامداری فشافویه
۵/۷۹	دامداری قدرتی

1. Hazard quotient non-carcinogenic compounds
 2. Total hazard quotient non-carcinogenic compounds

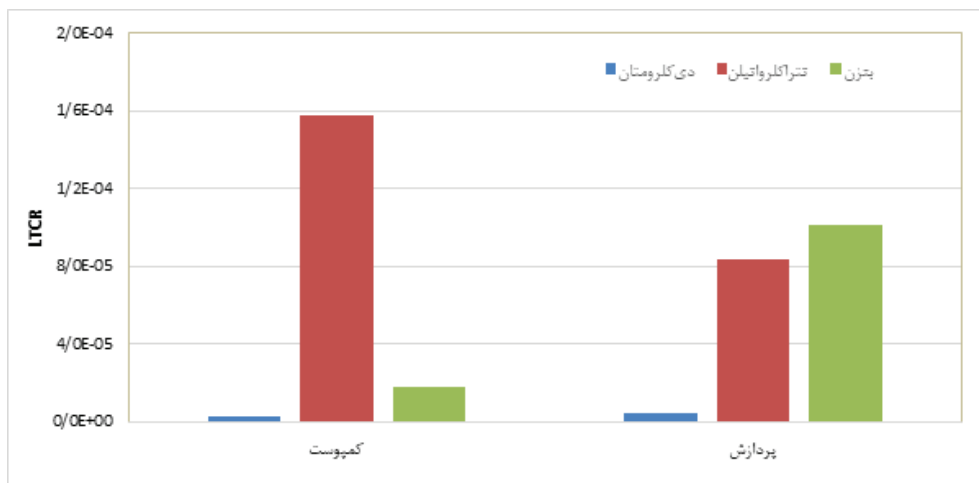
ارزیابی ریسک در این مطالعه با استفاده از روش سامانه جامع اطلاعات ریسک (IRIS) انجام شد، براین اساس، نتایج کمپوست و پردازش در نمونه برداری غیرفعال برای مواجهه شغلی ارزیابی شد و نتایج صنعت ۴ (پایین دست دریاچه شیرابه)، شورآباد، مهدی آباد، بیابان، دامداری فشافویه و دامداری قدرتی برای مواجهه غیرشغلی ارزیابی شد. براساس نتایج به دست آمده، از روش غیرفعال و براساس فاکتور خطر و فاکتور شیبی که توسط IRIS ارائه شده است، برای ۷ آلاینده ارزیابی ریسک غیرسرطانزایی و ۳ آلاینده ریسک سرطانزایی صورت گرفت. مشاهده شکل شماره ۳-۱۰ نشان می دهد که از بین آلاینده های اندازه گیری شده، در این مطالعه تتراکلرواتیلن به دلیل داشتن فاکتور خطر کوچک تر از بقیه و نیز بالا بودن غلظت اندازه گیری شده، ریسک غیرسرطانزایی بالایی (بیش از ۳۰ برابر سایر آلاینده ها) ایجاد می کند به همین دلیل در شکل ۳-۱۱ این آلاینده نمایش داده نشده است. با بررسی دوباره نتایج مشاهده می شود که بعد از تتراکلرواتیلن، دی کلرومتان و بنزن ریسک غیرسرطانزایی بیشتری ایجاد می کنند. مجموع ریسک ایجاد شده در واحد پردازش بیشتر از کمپوست می باشد.

نتایج ارزیابی ریسک غیر سرطانزایی غیر شغلی بر روی نتایج خارج از مجتمع انجام شده است، از آنجایی که اندازه گیری آلاینده ها در محل دامداری ها خارج از این دامداری بوده است، نتایج در دسته مواجهه غیر شغلی قرار داده شده است، اگرچه در اطراف این دامداری ها مناطق مسکونی وجود ندارد و تصور شد دینفعان مسافران وسایل نقلیه ای هستند که از جاده های مجاور دامداری رفت و آمد می نمایند. با توجه به شکل شماره ۳-۱۲ تتراکلرواتیلن دارای ریسک بالاتر (بیش از ۱۰ برابر دیگر آلاینده ها) می باشد و شکل شماره ۳-۱۳ ریسک بالاتر دی کلرومتان، زایلن، ان-هگزان و بنزن را نسبت به دیگر آلاینده ها نشان می دهد.

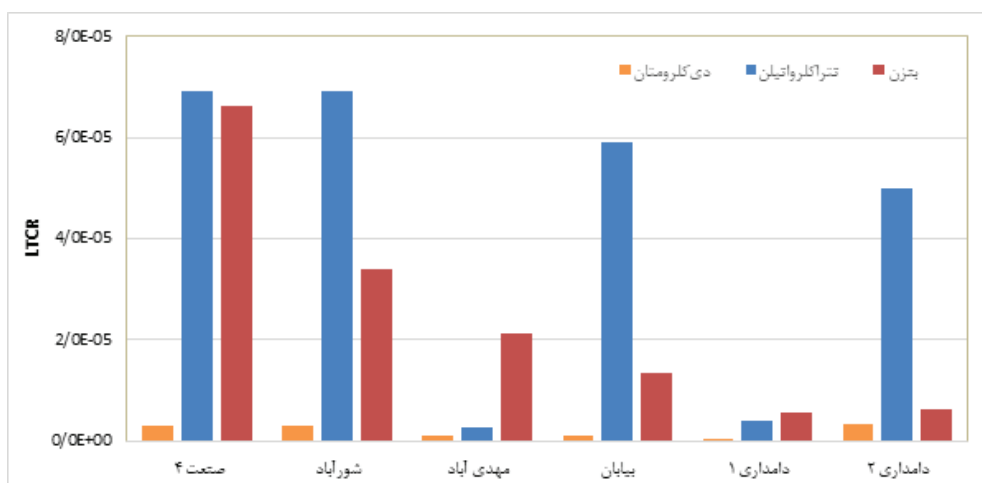
HQ مواجهه شغلی با تتراکلرواتیلن در کارکنان واحد کمپوست برابر ۱۵/۱۷ و در پردازش ۸/۰۰ می باشد که این اعداد به مراتب بزرگ تر از ۱ می باشند و نشان دهنده خطر غیر سرطانزایی بالای مواجهه با تتراکلرواتیلن می باشد و در واقع این عدد کل سهم خطر یا THQ را هم افزایش داده است. در حالی که فاکتور خطر محاسبه شده، برای سایر آلاینده ها کمتر از ۱ می باشد و در دی کلرومتان که بالاترین مقدار را دارد برابر ۰/۷۰ و در واحد پردازش است. این وضعیت برای مواجهه غیرشغلی نیز صدق می کند؛ به عبارتی سهم خطر همه آلاینده ها به جز دی کلرومتان کمتر از یک است. البته سهم خطر تتراکلرواتیلن در دو محل مهدی آباد و دامداری فشافویه نیز کمتر از ۱ است. بررسی کل سهم خطر در محل های نمونه برداری، خطر بالاتر به ترتیب در کمپوست، پردازش، صنعت ۴، شورآباد، بیابان، دامداری قدرتی، مهدی آباد و دامداری فشافویه را نشان می دهد.

سهم خطر بنزن در مطالعه حاضر در کمپوست، پردازش، صنعت ۴ و شورآباد به ترتیب ۰/۱۲، ۰/۶۷، ۰/۴۴ و ۰/۲۳ به دست آمده است.

۶-۳- نتایج ارزیابی ریسک سرطان‌زایی برای نتایج اندازه‌گیری به روش غیرفعال



شکل شماره ۳-۱۷- نمایش خطر سرطان‌زایی (CR) براساس مواجهه شغلی در روش نمونه‌برداری غیرفعال

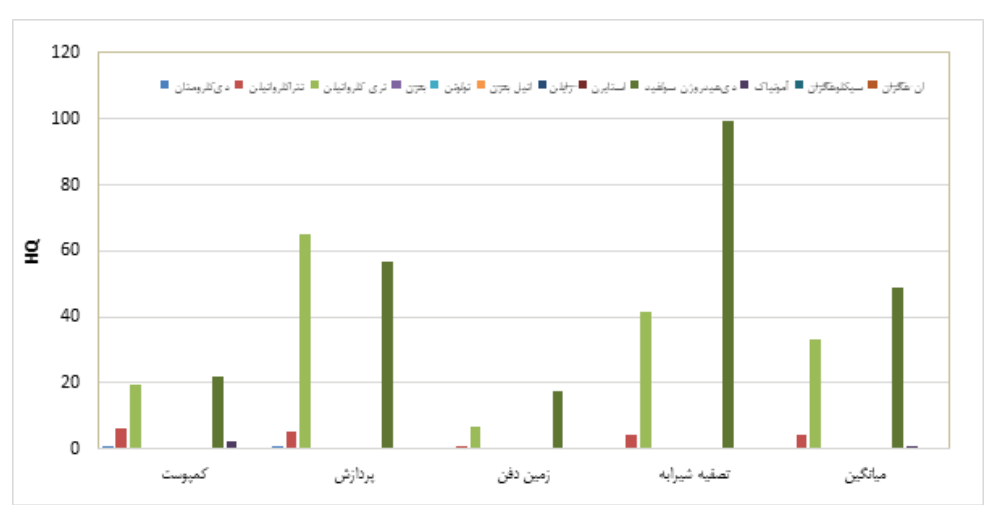


شکل شماره ۳-۱۸- نمایش خطر سرطان‌زایی (CR) براساس مواجهه غیرشغلی در روش نمونه‌برداری غیرفعال

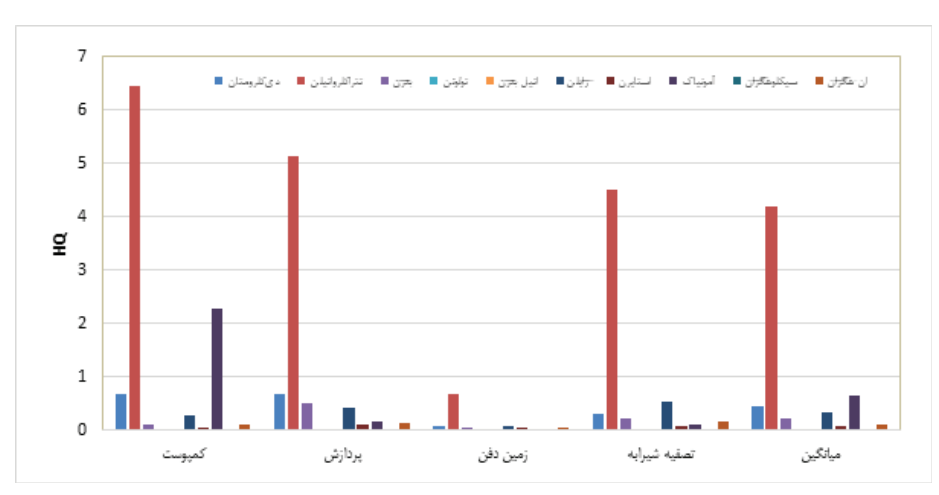
مقایسه ریسک سرطان‌زایی ۳ آلاینده بررسی شده در مواجهه شغلی، ریسک بالاتر بنزن را نسبت به سایر آلاینده‌ها نشان می‌دهد. مقادیر ریسک سرطان‌زایی تتراکلرواتیلین هم قابل توجه است. این آلاینده هم فاکتور شیب پایین‌تری دارد و هم در مطالعه حاضر در غلظت‌های بالاتری اندازه‌گیری شده است، البته ریسک افزوده سرطان بنزن نیز در مواجهه شغلی بالاست. مجموع ریسک افزوده سرطان دی‌کلرومتان، تتراکلرواتیلین و بنزن در مواجهه شغلی (کمپوست و پردازش) بر این اساس ۵-۱۰ × ۴/۶ × ۱۰-۳ و ۱/۲ × ۱۰-۳ محاسبه شد، که در خصوص دی‌کلرومتان در بازه آستانه خطر (قابل چشم‌پوشی) و در مورد ۲ آلاینده دیگر ریسک خطر قابل‌ملاحظه داشته‌اند. ارزیابی ریسک سرطان‌زایی مواجهه غیرشغلی نیز به ترتیب ریسک تتراکلرواتیلین، بنزن و دی‌کلرومتان

را به ترتیب کاهشی نشان داده است. بالاترین مقدار ریسک سرطان‌زایی در صنعت ۴ و شورآباد برای تتراکلرواتیلن با مقادیر $۱۰^{-۵} \times ۶/۹۳$ و $۱۰^{-۵} \times ۶/۹۰$ به دست آمد. ریسک سرطان‌زایی بنزن در این دو محل $۱۰^{-۵} \times ۶/۶۳$ و $۱۰^{-۵} \times ۳/۳۹$ محاسبه شد. ریسک سایر آلاینده‌ها کمتر محاسبه شدند.

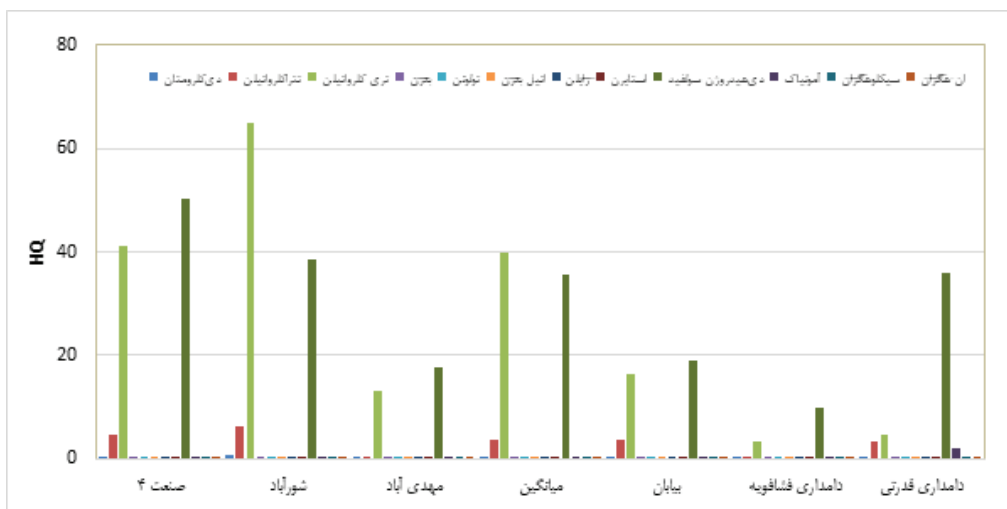
۲-۳- نتایج ارزیابی ریسک غیرسرطان‌زایی برای نتایج اندازه‌گیری به روش فعال



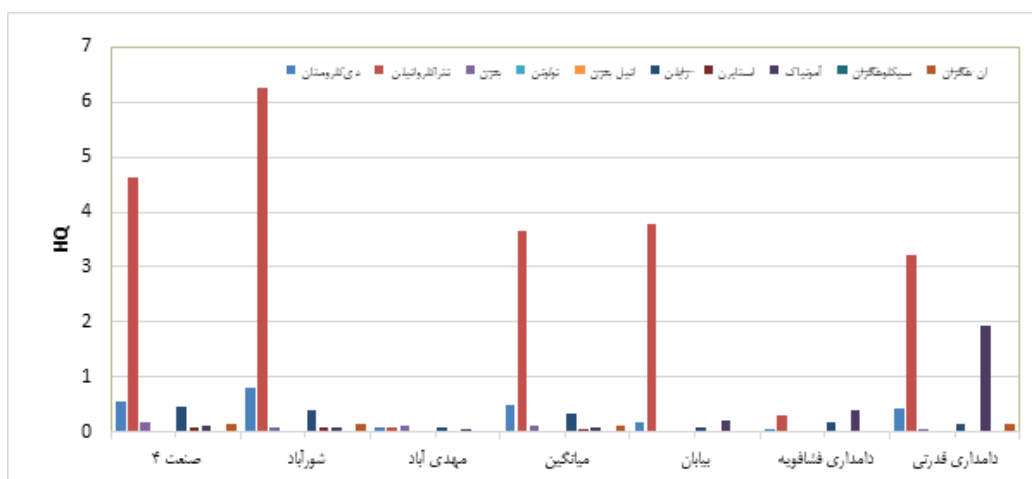
شکل شماره ۱۹-۳- نمایش HQ براساس مواجهه شغلی در کمپوست و پردازش در روش نمونه‌برداری فعال



شکل شماره ۲۰-۳- نمایش HQ براساس مواجهه شغلی در کمپوست و پردازش در روش نمونه‌برداری فعال (با حذف تری‌کلرواتیلن و دی‌هیدروژن سولفید)



شکل شماره ۳-۲۱- نمایش HQ براساس مواجهه غیرشغلی در روش نمونه‌برداری فعال



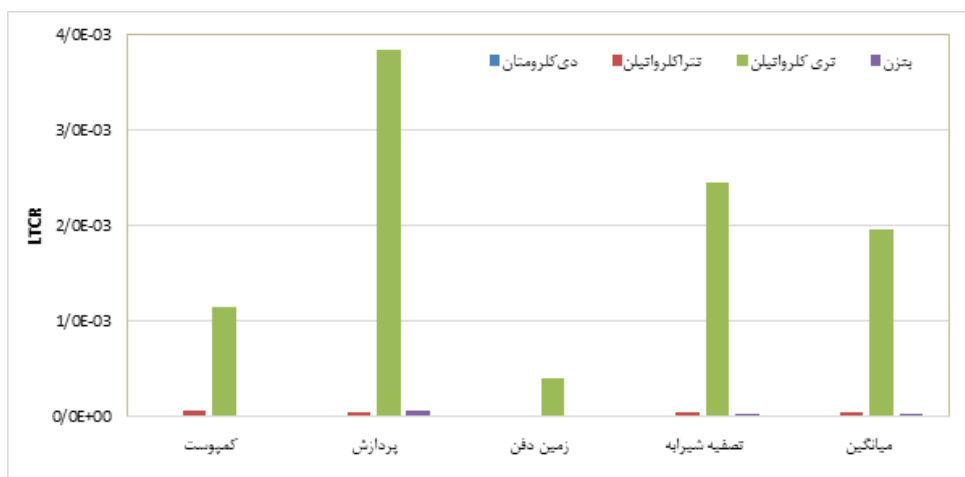
شکل شماره ۳-۲۲- نمایش HQ براساس مواجهه غیرشغلی در روش نمونه‌برداری فعال (با حذف تری‌آکرومتان و دی‌هیدروژن سولفید)

جدول شماره ۳-۴- مقادیر شاخص خطر (HI) در روش نمونه‌برداری فعال

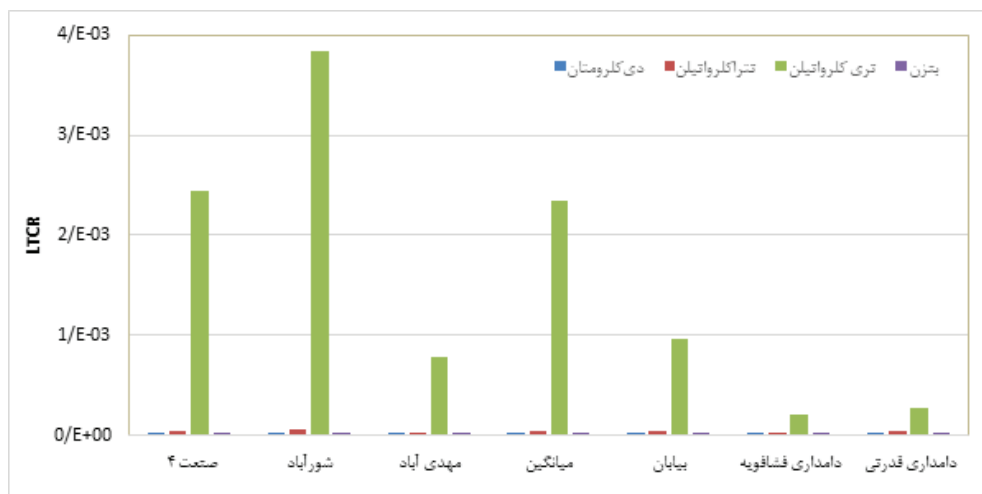
THQBTEX	THQ-(T4,T3,H2S)	THQ	محل نمونه‌برداری
۰/۴۱	۳/۵۴	۵۱/۲۹	کمپوست
۰/۹۵	۲/۰۸	۱۲۹/۲۸	پردازش
۰/۱۵	۰/۳۷	۲۵/۴۴	زمین دفن
۰/۷۹	۱/۴۳	۱۴۷/۲۳	تصفیه شیرابه
۰/۵۷	۱/۸۵	۸۸/۳۱	میانگین مواجهه شغلی
۰/۶۷	۱/۵۹	۹۷/۸۱	صنعت ۴

THQBTEX	THQ-(T4,T3,H2S)	THQ	محل نمونه برداری
۰/۵۴	۱/۶۷	۱۱۱/۳۶	شورآباد
۰/۲۲	۰/۳۸	۳۱/۵۴	مهدی آباد
۰/۴۸	۱/۲۱	۸۰/۲۴	میانگین مواجهه غیرشغلی در شورآباد و مهدی آباد
۰/۱۲	۰/۵۸	۳۹/۷۰	بیابان
۰/۲۱	۰/۶۷	۱۴/۲۹	دامداری فشافویه
۰/۲۱	۲/۷۵	۴۶/۴۳	دامداری قدرتی

۸-۳- نتایج ارزیابی ریسک سرطان‌زایی برای نتایج اندازه‌گیری به روش فعال



شکل شماره ۳-۲۳- نمایش خطر سرطان‌زایی (CR) براساس مواجهه شغلی در روش نمونه‌برداری فعال



شکل شماره ۳-۲۴- نمایش خطر سرطان‌زایی (CR) براساس مواجهه غیرشغلی در روش نمونه‌برداری فعال

نتایج ارزیابی ریسک در این بخش از داده‌های به‌دست‌آمده، با نمونه‌برداری فعال با استفاده از فوچک محاسبه شده است. براساس روش ارزیابی ریسک از بین ۲۵ آلاینده اندازه‌گیری شده در این بخش، برای ۱۲ آلاینده ارزیابی ریسک غیرسرطان‌زایی و برای ۴ آلاینده ارزیابی ریسک سرطان‌زایی انجام شده است. نتایج کمپوست، پردازش، زمین دفن و تصفیه‌خانه شیرابه در نمونه‌برداری فعال، برای مواجهه شغلی ارزیابی شد و نتایج صنعت ۴ (پایین دست دریاچه شیرابه)، شورآباد، مهدی‌آباد، بیابان، دامداری فشافویه و دامداری قدرتی برای مواجهه غیر شغلی ارزیابی شد.

با مطالعه شکل‌های شماره ۳-۱۳ تا ۳-۱۶ مشاهده می‌شود که به‌دلیل دوز مرجع مواجهه پایین‌تر و غلظت‌های بالای اندازه‌گیری شده، دو آلاینده تتراکلرواتیلن، تری‌کلرواتیلن و دی‌هیدروژن سولفید ریسک غیرسرطان‌زایی بیشتری را محتمل می‌کنند، به‌طوری‌که فقط مجموع ریسک غیرسرطان‌زایی این ۳ آلاینده در کمپوست، پردازش، زمین دفن و تصفیه شیرابه برابر با ۴۷/۸، ۱۲۷/۲، ۲۵/۱ و ۱۴۵/۸ می‌باشد. بقیه آلاینده‌ها (شکل شماره ۳-۱۶) ریسک غیرسرطان‌زایی زیر ۱ دارند، به‌جز آمونیاک در واحد کمپوست که به‌دلیل مقادیر زیاد اندازه‌گیری شده، در این واحد، ریسک غیرسرطان‌زایی ۲/۳ را محتمل می‌نماید.

مجموع ریسک غیر سرطان‌زایی تتراکلرواتیلن، تری‌کلرواتیلن و دی‌هیدروژن سولفید در صنعت ۴، شورآباد، مهدی‌آباد، بیابان، دامداری فشافویه و دامداری قدرتی به‌ترتیب ۹۶/۲، ۱۰۹/۷، ۳۱/۲، ۳۹/۱، ۱۳/۶ و ۴۳/۷ محاسبه شده است. بقیه آلاینده‌ها ریسک غیرسرطان‌زایی کمتر از یک نشان دادند. با فرض تردد افراد بین مناطق، در محاسبات ارزیابی ریسک فعال، میانگین آلاینده‌های اندازه‌گیری شده در محل‌های درون مجتمع به‌عنوان میانگین مواجهه شغلی و در بیرون از مجتمع (صنعت ۴، شورآباد و مهدی‌آباد) به‌عنوان میانگین مواجهه غیرشغلی در نظر گرفته شد. با مقایسه میانگین مواجهه شغلی و غیرشغلی باهم می‌توان مشاهده نمود که ریسک خطر غیرسرطان‌زایی اگرچه در مواجهه غیرشغلی پایین‌تر است، اما نزدیک به مواجهه شغلی است.

مقایسه شکل‌های ۳-۱۷ و ۳-۲۴ نشان‌دهنده محاسبه ریسک سرطان‌زایی در مطالعه حاضر می‌باشد. از شکل‌ها مشخص می‌گردد، که به ترتیب تری‌کلرواتیلن، تتراکلرواتیلن، بنزن و دی‌کلرومتان ریسک سرطان‌زایی کاهشی داشته‌اند. بالاترین ریسک سرطان‌زایی برابر با میانگین ۰/۰۰۳ مربوط به پردازش و آلاینده تری‌کلرواتیلن است. میانگین ریسک سرطان‌زایی این آلاینده در مواجهه شغلی برابر با ۰/۰۰۲ به‌دست‌آمده است، که نشان‌دهنده ریسک سرطان‌زایی قابل توجه است. در خصوص بنزن این میانگین ۵-۳/۲۸ × و برای تتراکلرواتیلن و دی‌کلرومتان نیز به ترتیب ۵-۴/۳۶ × و ۶-۱۰ × ۲/۶۶ می‌باشد. با مقایسه اعداد مشخص می‌شود، که تری‌کلرواتیلن ریسک خطر سرطان‌زایی قابل ملاحظه داشته است و ریسک خطر سرطان‌زایی تتراکلرواتیلن، بنزن و دی‌کلرومتان در محدوده آستانه خطر (قابل چشم‌پوشی) پیش‌بینی می‌کند.

میانگین ریسک سرطان‌زایی مواجهه غیر شغلی (فقط برای صنعت ۴، شورآباد و مهدی‌آباد) برای تری‌کلرواتیلن ۰/۰۰۱ و برای شورآباد این عدد ۰/۰۰۴ محاسبه شده است. میانگین ریسک خطر

سرطان‌زایی برای بنزن ۵-۱۰ × ۱/۹۵ و برای تتراکلرواتیلن و دی کلرومتان نیز به ترتیب ۵-۱۰ × ۳/۸۰ و ۶-۱۰ × ۲/۸۸ به دست آمده است. دلیل نزدیکی اعداد مواجهه غیرشغلی با شغلی، علیرغم مقادیر بالاتر اندازه‌گیری شده، در داخل مجتمع آراد کوه، مربوط به ساعات مواجهه ۲۴ ساعته در ارزیابی ریسک غیرشغلی نسبت به ۸ ساعته در شغلی است.

۴. نتیجه‌گیری

در این مطالعه اندازه‌گیری آلاینده‌ها در زمین دفن به دو روش فعال و غیرفعال انجام شد، اگرچه اندازه‌گیری غیرفعال به دلیل نماینده دو هفته اندازه‌گیری در ساعات مختلف شبانه‌روز نتایج ارزشمندتری در اختیار می‌گذاشت، اما محدودیت‌های مالی، منجر به استفاده از هر دو روش در گردید. هدف اصلی در این مطالعه جستجوی آلاینده‌های منتشره از مجتمع پردازش و دفع پسماند آراد کوه و میزان انتشار و پراکنش آن آلاینده در اطراف مجتمع بود. براساس نتایج نمونه‌برداری فعال مشخص شد که به ترتیب در واحدهای پردازش، کمپوست و پایین دست دریاچه شیرابه میزان آلاینده بیشتر از سایر نقاط است.

سؤال دیگر در این مطالعه، میزان و نقش مجتمع پردازش و دفع پسماند آرادکوه در انتقال آلودگی به فرودگاه امام خمینی است؛ لذا براین اساس در دامداری فشافویه و قدرتی که در نزدیکی فرودگاه امام خمینی نمونه‌برداری انجام گردید. در نمونه‌برداری غیرفعال مشخص شد که میزان آلاینده‌ها در مجاورت دامداری قدرتی از بقیه بخش‌ها (شورآباد، مهدی‌آباد، بیابان و دامداری فشافویه) بیشتر است. مقدار کل آلاینده اندازه‌گیری شده در پردازش ۴۰/۶۸٪ بیشتر از شورآباد بود، این مقدار برای مهدی‌آباد و بیابان نسبت به پردازش به ترتیب حدود ۸۹ و ۷۱ درصد کمتر بود. با اینکه فاصله شعاعی نقاط اندازه‌گیری در شورآباد، مهدی‌آباد و بیابان نسبت به پردازش به ترتیب حدود ۳، ۵/۲ و ۱/۲ کیلومتر بود؛ اما مجاورت شورآباد با مجتمع و نزدیکی به تصفیه‌خانه و دریاچه شیرابه (فاصله تقریبی ۲/۲۵ کیلومتر) منجر به افزایش غلظت آلاینده‌ها در شورآباد شده است. ذکر این نکته ضروری است، که مجاورت این نقاط با اتوبان قدیم تهران - قم احتمال افزایش غلظت آلاینده‌ها در هر نقطه را افزایش می‌دهد که به دلیل یکسان بودن فاصله نسبی اتوبان به هر نقطه اثر آن نادیده گرفته شده است.

با بررسی غلظت آلاینده‌های اندازه‌گیری شده در همه نقاط مشاهده می‌شود که غلظت آلاینده‌ها به ترتیب برای تتراکلرواتیلن (۲۷۴/۴۳)، دی کلرومتان (۲۶۵/۵۵)، ان-هگزان (۱۵۳/۵۶)، اننونان (۲۳/۴۷)، تولوئن (۲۱/۶۶)، زایلن (۲۱/۲۸)، اتیل بنزن (۱۰/۹۷)، بنزن (۷/۵)، ان-هپتان (۴/۱) و ان اکتان (۳/۱۶) کاهش می‌یابد.

در اندازه‌گیری فعال نیز پردازش بیشترین انتشار آلاینده را داشت و تصفیه‌خانه شیرابه، کمپوست و زمین دفن در رتبه‌های بعدی قرار داشتند. میزان آلاینده اندازه‌گیری شده، در انتهای خیابان صنعت ۴ و شورآباد نیز بالابود، ولی مقادیر اندازه‌گیری شده در محل بیابان و مهدی‌آباد نیز قابل توجه بود. میزان آلاینده‌های اندازه‌گیری شده، در دامداری قدرتی نیز ۱/۸ میلی گرم در مترمکعب بود.

از مقایسه سهم گروه ترکیبات اندازه‌گیری شده، در روش فعال مشخص می‌شود که سهم ترکیبات

هالوژنه با ۳۳ درصد بالاتر از سایر ترکیبات است که با توجه به خطرات غیرسرطان‌زایی و سرطان‌زایی این ترکیبات قابل تأمل است. آمونیاک در رتبه بعدی سهم‌بندی وجود دارد که البته به دلیل مقادیر بالای اندازه‌گیری شده در واحد کمپوست بوده است و در بقیه نقاط به دلیل پراکنش جوی و واکنش‌های اتمسفری مقدار آن کاهش یافته است. ترکیبات احیاء شده سولفور و آروماتیک‌ها در رتبه‌های بعدی قرار دارند، گروه اول به دلیل مشارکت قوی در تولید بو و گروه آروماتیک‌ها به دلیل خطرات سلامتی ثابت‌شده شایسته توجه هستند، اگرچه مقادیر اندازه‌گیری شده ترکیبات اکسیژنه و هیدروکربن‌ها پایین و اثرات سلامتی مستقیم این دو گروه ترکیبات کم است، اما مشارکت این دو گروه آلاینده در تولید اکسیدان‌های فوتوشیمیایی و آئروسول‌های آلی ثانویه این دو گروه را شایسته توجه ویژه می‌نماید. مقایسه مقادیر $PM_{2.5}$ در نقاط مختلف نشان‌دهنده بالاتر بودن نسبی این مقادیر از استاندارد ملی ۳۵ میکروگرم بر مترمکعب می‌باشد. آزمون آماری بین مقادیر میانگین ذرات معلق $PM_{2.5}$ در محل‌های نمونه‌برداری اختلاف معنی‌دار نشان داد ($p < 0.05$). اما میانگین ذرات معلق PM_{10} در محل‌های نمونه‌برداری باهم اختلاف معنی‌داری نشان ندادند.

ارزیابی ریسک سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی برای اندازه‌گیری فعال و غیرفعال در دودسته مواجهه شغلی انجام شد. براساس ارزیابی ریسک غیرسرطان‌زایی برای نتایج اندازه‌گیری غیرفعال، HQ مواجهه شغلی با تتراکلرواتیلن در کارکنان واحد کمپوست برابر ۱۵/۱۷ و در پردازش ۸/۰۰ می‌باشد، که این اعداد به مراتب بزرگ‌تر از ۱ می‌باشند و نشان‌دهنده خطر غیرسرطان‌زایی بالای مواجهه با تتراکلرواتیلن می‌باشد و در واقع این عدد کل سهم خطر یا THQ را هم افزایش داده است، درحالی‌که فاکتور خطر محاسبه شده، برای سایر آلاینده‌ها کمتر از ۱ می‌باشد و در دی کلرومتان که بالاترین مقدار را دارد برابر ۰/۷۰ در واحد پردازش است. این وضعیت برای مواجهه غیرشغلی نیز صدق می‌کند. به عبارتی سهم خطر همه آلاینده‌ها به جز دی کلرومتان کمتر از یک است.

مقایسه ریسک سرطان‌زایی ۳ آلاینده بررسی شده در مواجهه شغلی، ریسک بالاتر بنزن را نسبت به سایر آلاینده‌ها نشان می‌دهد. مقادیر ریسک سرطان‌زایی تتراکلرواتیلن هم قابل توجه است. این آلاینده هم فاکتور شیب پایین‌تری دارد و هم در مطالعه حاضر در غلظت‌های بالاتری اندازه‌گیری شده است. البته ریسک افزوده سرطان بنزن نیز در مواجهه شغلی بالاست. مجموع ریسک افزوده سرطان دی کلرومتان، تتراکلرواتیلن و بنزن در مواجهه شغلی (کمپوست و پردازش) بر این اساس ۵-۱۰ × ۴/۶، ۳-۱۰ × ۱/۲ و ۳-۱۰ × ۱/۲ محاسبه شد. که در خصوص دی کلرومتان در بازه آستانه خطر (قابل چشم‌پوشی) و در مورد ۲ آلاینده دیگر ریسک خطر قابل‌ملاحظه داشته‌اند.

ارزیابی ریسک سرطان‌زایی مواجهه غیرشغلی نیز به ترتیب ریسک تتراکلرواتیلن، بنزن و دی کلرومتان را به ترتیب کاهشی نشان داده است. بالاترین مقدار ریسک سرطان‌زایی در صنعت ۴ و شورآباد برای تتراکلرواتیلن با مقادیر ۵-۱۰ × ۶/۹۳ و ۵-۱۰ × ۶/۹۰ به دست آمد. ریسک سرطان‌زایی بنزن در این دو محل ۵-۱۰ × ۶/۶۳ و ۵-۱۰ × ۳/۳۹ محاسبه شد. ریسک سایر آلاینده‌ها کمتر محاسبه شدند.

در ارزیابی ریسک اندازه‌گیری فعال، برای ۱۲ آلاینده ارزیابی ریسک غیر سرطان‌زایی و برای ۴

آلاینده ارزیابی ریسک سرطان‌زایی انجام شده است. نتایج کمپوست، پردازش، زمین دفن و تصفیه‌خانه شیرابه در نمونه‌برداری فعال برای مواجهه شغلی ارزیابی شد و نتایج صنعت ۴ (پایین دست دریاچه شیرابه)، شورآباد، مهدی‌آباد، بیابان، دامداری فشافویه و دامداری قدرتی برای مواجهه غیر شغلی ارزیابی شد. براساس نتایج ارزیابی، دو آلاینده تتراکلرواتیلن، تری‌کلرواتیلن و دی‌هیدروژن سولفید ریسک غیرسرطان‌زایی بیشتری را محتمل می‌کنند، به طوری که فقط مجموع ریسک غیرسرطان‌زایی این ۳ آلاینده در کمپوست، پردازش، زمین دفن و شیرابه برابر با ۴۷/۸، ۱۲۷/۲، ۲۵/۱ و ۱۴۵/۸ می‌باشد. بقیه آلاینده‌ها ریسک غیرسرطان‌زایی زیر ۱ دارند به جز آمونیاک در واحد کمپوست که به دلیل مقادیر زیاد اندازه‌گیری شده در این واحد، ریسک غیرسرطان‌زایی ۲/۳ را محتمل می‌نماید.

محاسبه ریسک سرطان‌زایی در روش اندازه‌گیری فعال نشان داد که به ترتیب تری‌کلرواتیلن، تتراکلرواتیلن، بنزن و دی‌کلرومتان ریسک سرطان‌زایی کاهشی داشته‌اند. بالاترین ریسک سرطان‌زایی برابر با ۰/۰۰۳ مربوط به پردازش و آلاینده تری‌کلرواتیلن است. میانگین ریسک سرطان‌زایی این آلاینده در مواجهه شغلی برابر با ۰/۰۰۲ به دست آمده است که نشان‌دهنده ریسک سرطان‌زایی قابل توجه است. در خصوص بنزن این میانگین ۵-۱۰ × ۳/۲۸ و برای تتراکلرواتیلن و دی‌کلرومتان نیز به ترتیب ۵-۱۰ × ۴/۳۶ و ۶-۱۰ × ۲/۶۶ می‌باشد. با مقایسه اعداد مشخص می‌شود که تری‌کلرواتیلن ریسک خطر سرطان‌زایی قابل ملاحظه داشته است و ریسک خطر سرطان‌زایی تتراکلرواتیلن، بنزن و دی‌کلرومتان در محدوده آستانه خطر (قابل چشم‌پوشی) پیش‌بینی می‌کند. میانگین ریسک سرطان‌زایی مواجهه غیرشغلی (فقط برای صنعت ۴، شورآباد و مهدی‌آباد) برای تری‌کلرواتیلن ۰/۰۰۱ و برای شورآباد این عدد ۰/۰۰۴ محاسبه شده است. میانگین ریسک خطر سرطان‌زایی برای بنزن ۵-۱۰ × ۱/۹۵ و برای تتراکلرواتیلن و دی‌کلرومتان نیز به ترتیب ۵-۱۰ × ۳/۸۰ و ۶-۱۰ × ۲/۸۸ به دست آمده است. دلیل نزدیکی اعداد مواجهه غیرشغلی با شغلی، علیرغم مقادیر بالاتر اندازه‌گیری شده در داخل مجتمع آرادکوه، مربوط به ساعات مواجهه ۲۴ ساعته در ارزیابی ریسک غیرشغلی نسبت به ۸ ساعته در شغلی است.

کل نتایج مطالعه حاضر، نشان‌دهنده نقش مجتمع پردازش و دفع پسماند آرادکوه در انتشار آلاینده‌ها و ایجاد مشکلات در محیط اطراف است. ماهیت عملیات و فرایند مدیریت پسماند همراه با مسائل بهداشتی و زیست‌محیطی است که موجب مشکلاتی در جوامع اطراف می‌شود و دامنه مشکلات ممکن است بسته به شرایط آب و هوایی تا کیلومترها گسترش یابد. در انتخاب مکان مدیریت پسماند، معیارهای متعددی دخالت دارد یکی از این معیارها، فاصله از اماکن مسکونی و نیز هزینه‌های مالی است، از این رو به نظر می‌رسد، با تغییر نحوه مدیریت مجتمع بتوان از انتشار آلاینده‌ها به اطراف کاست.

یکی از منابع انتشار آلاینده در مجتمع آرادکوه، واحد پردازش می‌باشد. عملیات پردازش در کارگاه نیمه محفوظی انجام می‌شود. تهویه با کارایی بالا، جمع‌آوری و تصفیه آلاینده‌های منتشره از این فرایند می‌توان مشکلات سلامتی و محیط زیستی را برای کارکنان مجتمع و نیز ذینفعان به‌ویژه ساکنین روستاهای شورآباد و مهدی‌آباد به نحو قابل توجهی کاهش دهد.

فرایند کمپوست در این مجتمع به صورت ویندرو بهره‌برداری می‌شود. در کنترل انتشار آلاینده‌های

گازی عوامل متعددی دخالت دارند، به هر حال به نظر می‌رسد هوادهی با تناوب بیشتر می‌تواند در کاهش آلاینده‌هایی مانند آمونیاک و دی‌هیدروژن سولفید مؤثر بود.

زمین دفن، اگرچه سهم کمی در انتشار آلاینده در مطالعه حاضر داشت، اما بخشی از آن به این مسئله برمی‌گشت که مشکلات مالی و فنی مطالعه منجر به نمونه‌برداری از مجاورت زمین دفن شد؛ بنابراین بایستی به زمین دفن نیز به‌عنوان یک منبع مهم در انتشار آلاینده‌ها توجه داشت. زمین دفن هم می‌تواند منبع انتشار ذرات و هم آلاینده‌های گازی باشد، ضمن اینکه وسایل نقلیه مشغول به کار در مدیریت پسماند نیز جزئی از منابع انتشار آلاینده‌ها می‌باشند. یک رویکرد مؤثر به‌منظور کنترل انتشار آلاینده‌ها از زمین دفن و به‌طور کلی مجتمع مدیریت پسماند، پوشش سطوح زمین دفن و هدایت گازهای تولیدی به‌منظور جمع‌آوری و دفع با روش صحیح می‌باشد. نگهداری منظم جاده‌ها از انتشار ذرات معلق در نتیجه بادبردگی و عبور وسایل نقلیه می‌کاهد، با توجه به اینکه ذرات معلق منتشره از زمین دفن حاوی مواد آلی و فلزات سنگین خطرناکی است، برای پوشش سطوح در جاده‌های زمین دفن استفاده از سنگ ماسه از تعلیق ذرات به نحو مؤثری می‌کاهد. کاشت درختان در اطراف مجتمع مدیریت پسماند راه بسیار مؤثری در کاهش انتشار آلاینده‌هاست، ضمن اینکه درختان خود بیوفیلترهای طبیعی محسوب می‌شوند. انتخاب درختان مناسب شرایط آب و هوایی، مقاوم به آلودگی و با کارایی بالای جذب و پالایش آلاینده‌ها، روش بسیار کاربردی در کاهش آلودگی خواهد بود.

یکی از منابع مؤثر در انتشار آلاینده‌ها تصفیه‌خانه و دریاچه شیرابه بود. دریاچه شیرابه دریافت‌کننده شیرابه واحد کمپوست و زمین دفن است. این منبع به‌ویژه نقش مؤثرتری در انتشار بو داشت. جمع‌آوری شیرابه دریاچه و بهره‌برداری مناسب تصفیه‌خانه و کاشت گیاهان پالاینده محیطی در اطراف این منابع، همه از کارهای راهگشا در کاهش انتشار آلاینده از این منابع می‌باشد. شایان ذکر است که بازگردش آب دریاچه بر روی زمین دفن از سیاست‌های مدیریت مجتمع آرادکوه می‌باشد؛ اما به نظر می‌رسد این روش در زمان‌هایی که بارندگی زیاد است نمی‌تواند نقش مؤثری در کاهش حجم دریاچه شیرابه داشته باشد.

در نهایت به نظر می‌رسد طراحی و اجرای عملیات اصلاحی بر فرایندهای در حال انجام مجتمع پردازش و دفن پسماند آرادکوه گزینه مناسبی برای کاهش معضلات ناشی از آن، برای بهداشت و محیط‌زیست منطقه می‌باشد.

۵. پیشنهادات

- بررسی غلظت ترکیبات بودار (به‌ویژه NH_3 و H_2S) در فصول مختلف سال در مجتمع آرادکوه و اطراف؛
- بررسی اکسیدان‌های فوتوشیمیایی به‌ویژه ازن و آئروسول‌های آلی ثانویه در مجتمع آرادکوه و اطراف؛
- بررسی ذرات معلق منتشره از زمین دفن و ماهیت فیزیکی و شیمیایی آن؛
- بررسی روش‌های مختلف تصفیه هوا برای کنترل آلودگی واحد پردازش؛
- بررسی روش‌های کاهش بواز فرایند کمپوست ویندرو؛
- بررسی کارایی درختان سازگار با محیط‌زیست کهریزک به‌عنوان رویکرد کاهش آلودگی.

1. Alavi SN, Babaii AA. Integrated municipal solid waste management . Tehran: Farhang zebarjad Publication. 2017. (In Persian).
2. Ashmore MR, Dimitroulopoulou C. Personal exposure of children to air pollution. Atmospheric Environment. 2009 Jan 1;43(1):128-41.
3. Aljaradin M, M Persson K. Environmental impact of municipal solid waste landfills in semi-arid climates-case study-Jordan. The Open Waste Management Journal. 2012;5(1).
4. Ahaghotu E, Babu RJ, Chatterjee A, Singh M Toxicology letters. 2005;159(3):261-71.
5. ATSDR. Available from: <https://www.atsdr.cdc.gov/HAC/landfill/html/ch2.html>. Accessed nov,24.2020.
6. Abtahi M, Fakhri Y, Oliveri Conti G, Ferrante M, Taghavi M, Tavakoli J, Heshmati A, Keramati H, Moradi B, Amanidaz N, Mousavi Khaneghah A. The concentration of BTEX in the air of Tehran: a systematic review-meta analysis and risk assessment. International journal of environmental research and public health. 2018;15(9):1837.
7. Abtahi M, Naddafi K, Mesdaghinia AR, Yaghmaeian K, Nabizadeh R, Jaafarzadeh N, et al. Performance of a hybrid bubble column/biofilter bioreactor for removal of dichloromethane from waste gas streams %J Iranian Journal of Health and Environment. 2015;7(4):455-68. (in Persian). Hafizifard H, Moradi F, Kargarzadeh Ravari A, Ebrahimpour K. Occupational Exposure Rate of Staffs of Bushehr Forensic Medicine Toxicology Lab to Chloroform, Diethyl Ether and Ammonia. Iranian Journal of Forensic Medicine. 2019;25(3):113-9.
8. Available from: <https://ntrl.ntis.gov/NTRL/dashboard/searchResults.xhtml?searchQuery=P-B88182175&starDB=GRAHIST>. Accessed nov,24.2020. Young, P.J. and A. Parker. Origin and Control of Landfill Odors. Chemistry and Industry. November 198.
9. Abtahi M, Dobaradaran S, Torabbeigi M, Jorfi S, Gholamnia R, Koolivand A, Darabi H, Kavousi A, Saeedi R. Health risk of phthalates in water environment: occurrence in water resources, bottled water, and tap water, and burden of disease from exposure through drinking water in Tehran, Iran. Environmental research. 2019 ;173:469-79.
10. Air.tehran.ir. Available from: <https://air.tehran.ir/portals/0/ReportFiles/AirPollution/58.pdf>. Accessed nov,24.2020(inPersian).
11. Boroumand ASaN. The effects of air pollution on human health. First National Conference on Strategies for Achieving Sustainable Development (Agriculture, Natural Resources and E Bond GG, McLaren EA, Baldwin CL, Cook RR. An update of mortality among chemical workers exposed to benzene. Occupational and Environmental Medicine. 1986;43(10):685-91.nvironment). 2012. (in Persian).
12. Baslo A, Aksoy M. Neurological abnormalities in chronic benzene poisoning. A study of six patients with aplastic anemia and two with preleukemia. Environmental Research. 1982;27(2):457-65.
13. Blazy V, de Guardia A, Benoist JC, Daumoin M, Lemasle M, Wolbert D, Barrington S. Odorous gaseous emissions as influence by process condition for the forced aeration composting of pig slaughterhouse sludge. Waste management. 2014 Jul 1;34(7):1125-38.
14. Brattoli M, de Gennaro G, de Pinto V. Odour impact monitoring for landfills. INTECH Open Access Publisher; 2011 Aug 23.
15. Barsan ME (2007) NIOSH pocket guide to chemical hazards. Department of Health and Human Services, Center for Disease Control and Prevention, DHHS (NIOSH). Publication No. 2005-149. NIOSH

- Publications, US. Available from: <https://www.cdc.gov/niosh/npg/>.
16. Capelli L, Sironi S, Del Rosso R, Guillot JM. Measuring odours in the environment vs. dispersion modelling: A review. *Atmospheric Environment*. 2013 Nov 1;79:731-43.
 17. Cho KS, Lim YR, Lee K, Lee J, Lee JH, Lee IS. Terpenes from forests and human health. *Toxicological Research*. 2017;33(2):97-106.
 18. Crittenden JC, Rhodes TR, Hand DW, Howe KJ, Tchobanoglous G. *Water treatment: principles and design*. 2nd ed. New York: John Wiley & Sons Inc; 2005. p. 200-215. (in Persian).
 19. Cheremisinoff NP. *Handbook of solid waste management and waste minimization technologies*. Butterworth-Heinemann; 2003 Jan 10.
 20. CCOHS. Available from: https://www.ccohs.ca/oshanswers/chemicals/chem_profiles/toluene.html. Accessed nov,24.2020.
 21. Conti C, Guarino M, Bacenetti J. Measurements techniques and models to assess odor annoyance: A review. *Environment international*. 2020;134:105261.
 22. Cheng Z, Zhu S, Chen X, Wang L, Lou Z, Feng L. Variations and environmental impacts of odor emissions along the waste stream. *Journal of hazardous materials*. 2020;384:120912.
 23. Cheng Z, Sun Z, Zhu S, Lou Z, Zhu N, Feng L. The identification and health risk assessment of odor emissions from waste landfilling and composting. *Science of the total environment*. 2019;649:1038-44.
 24. Choi S-W, Park S-W, Lee C-S, Kim H-J, Bae S, Inyang HI. Patterns of VOC and BTEX concentration in ambient air around industrial sources in Daegu, Korea. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 2009;44(1):99-107.
 25. Charles W, Ho G. Biological methods of odor removal in solid waste treatment facilities. In *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering 2017* (pp. 341-365). Elsevier.
 26. Deed C. Monitoring of particulate matter in ambient air around waste facilities, Technical Demirel G, Özden Ö, Döğeroğlu T, Gaga EO. Personal exposure of primary school children to BTEX, NO₂ and ozone in Eskişehir, Turkey: Relationship with indoor/outdoor concentrations and risk assessment. *Science of the total environment*. 2014;473:537-48.
 27. Dincer F, Odabasi M, Muezzinoglu A. Chemical characterization of odorous gases at a landfill site by gas chromatography–mass spectrometry. *Journal of chromatography A*. 2006;1122(1-2):222-9.
 28. Durmusoglu E, Taspinar F, Karademir A. Health risk assessment of BTEX emissions in the landfill environment. *Journal of hazardous materials*. 2010;176(1-3):870-77.
 29. Damghani AM, Savarypour G, Zand E, Deihimfard R. Municipal solid waste management in Tehran: Current practices, opportunities and challenges. *Waste management*. 2008;28(5):929-34.
 30. Duprey R. *Compilation of Air Pollutant Emission Factors: US Department of Health, Education, and Welfare, Public Health Service ...*; 1968. De la Rosa DA, Velasco A, Rosas A, Volke-Sepulveda T. Total gaseous mercury and volatile organic compounds measurements at five municipal solid waste disposal sites surrounding the Mexico City Metropolitan Area. *Atmospheric Environment*. 2006;40(12):2079-88.
 31. Epstein E. *Industrial Composting*. Taylor & Francis Group CRC Press. 2011.
 32. European Environment Agency. *Air quality in Europe — 2019 report*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2019.
 33. EPA. Available from: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-08/documents/aniline.pdf>. Accessed nov,24.2020
 34. (EPA). EPA. National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants: Municipal Solid Waste Landfills Residual Risk and Technology Review; Correction. the daily journal of the unitedstates government. 2020 Oct.

35. Emília Hroncová JLaDL. LANDFILL AIR POLLUTION BY ULTRAFINE AND MICROPARTICLES IN CASE OF DRY AND WINDLESS WEATHER CONDITIONS. multidisciplinary journal for waste resources et residues. 2020.
36. Fang JJ, Yang N, Cen DY, Shao LM, He PJ. Odor compounds from different sources of landfill: characterization and source identification. Waste Management. 2012;32(7):1401-10.
37. Fan ZT, Zhu X, Jung KH, Ohman-Strickland P, Weisel CP, Liyo PJ. Exposures to volatile organic compounds (VOCs) and associated health risks of socio-economically disadvantaged population in a "hot spot" in Camden, New Jersey. Atmospheric environment. 2012;57:72-79.
38. González D, Guerra N, Colón J, Gabriel D, Ponsá S, Sánchez A. Characterization of the Gaseous and Odour Emissions from the Composting of Conventional Sewage Sludge. Atmosphere. 2020;11(2):211.
39. Green PG. Compost Volatile Organic Compounds and Ozone Formation. Dept of Civil & Environmental Engineering. Spring 2010.
40. González CR, Björklund E, Forteza R, Cerda V. Volatile organic compounds in landfill odorant emissions on the island of Mallorca. International Journal of Environmental Analytical Chemistry. 2013;93(4):434-49.
41. Ghasemabad Shuroabad. Available from: https://en.wikipedia.org/wiki/Qasemabad_shorabad. Accessed nov,24.2020. (in Persian).
42. Guidance Document (Monitoring) M17, Publ. Environment Agency, Bristol. 2004;33:114.
43. Ghanbarian M, Ghanbarian M, Ghanbarian M, Mahvi AH, Hosseini M. Determination of bacterial and fungal bioaerosols in municipal solid-waste processing facilities of Tehran. Journal of Environmental Health Science and Engineering. 2020:1-8.
44. Harati B, Shahtaheri SJ, Karimi A, Azam K, Ahmadi A, Afzali Rad M, Harati A. Risk assessment of chemical pollutants in an automobile manufacturing. Health and Safety at Work. 2017 Jun 10;7(2):121- (in Persian).
45. Ighodaro A, Anegebe B, Okuo JJNJoAS. Emission levels of volatile organic compounds from open dumpsite in Benin Metropolis. 2015;33:253-64.
46. Industry OCITSWM. : <https://odourpro.com.au/information-and-news/odour-control-in-the-solid-waste-management-industry#:~:text=Surface%20treatment%20is%20used%20like,solid%20waste%20site%20is%20dormant>. Accessed nov,24.2020.
47. International Conference on Chemical Applications in New Technologies. 2017; 5-7 May. Isfahan (in Persian).
48. Jia Q, Huang Y, Al-Ansari N, Knutsson S. Dust emissions from landfill deposition: a case study in Malmberget mine, Sweden. Journal of Earth Sciences and Geotechnical Engineering. 2013;3(3):25-34.
49. Kim KH, Jahan SA, Kabir E. A review of diseases associated with household air pollution due to the use of biomass fuels. Journal of hazardous materials. 2011;192(2):425-31.
50. Kim KH, Shon ZH, Kim MY, Sunwoo Y, Jeon EC, Hong JH. Major aromatic VOC in the ambient air in the proximity of an urban landfill facility. Journal of Hazardous Materials. 2008 Feb 11;150(3):754-NTRL. Health And Environmental Effects Profile for Styrene(1984).
51. Kotb MA, Ramadan HS, Motaweh HA, Shehata RR, El-Bassiouni EA. Changes in some biophysical and biochemical parameters in blood and urine of workers chronically exposed to benzene. European Scientific Journal. 2013;9(24).
52. Kim KH, Pandey SK, Kabir E, Susaya J, Brown RJ. The modern paradox of unregulated cooking activities and indoor air quality. Journal of Hazardous materials. 2011;195:1-0.

53. Liu Y, Lu W, Li D, Guo H, Caicedo L, Wang C, Xu S, Wang H. Estimation of volatile compounds emission rates from the working face of a large anaerobic landfill in China using a wind tunnel system. *Atmospheric Environment*. 2015 ;111:213-21.
54. Li D, Lu W, Liu Y, Guo H, Xu S, Ming Z, et al. Analysis of relative concentration of ethanol and other odorous compounds (OCs) emitted from the working surface at a landfill in China. *PloS one*. 2015;10(3):e0119305.
55. Liu Y, Lu W, Guo H, Ming Z, Wang C, Xu S, Liu Y, Wang H. Aromatic compound emissions from municipal solid waste landfill: Emission factors and their impact on air pollution. *Atmospheric Environment*. 2016;139:205-13.
56. Moridi M, Talai AM, Darvar P. Evaluation of carbon dioxide, methane and Non methan organic gas emissions from Bandar Abbas landfill. *Proceeding of 6th National Conference and First International Conference on Chemical Applications in New Technologies*. 2017; 5-7 May. Isfahan (in Persian).
57. Mandiracioglu A, Akgur S, Kocabiyik N, Sener U. Evaluation of neuropsychological symptoms and exposure to benzene, toluene and xylene among two different furniture worker groups in Izmir. *Toxicology and Industrial Health*. 2011;27(9):802-9.
58. Maheshwari R, Gupta S, Das K. Impact of landfill waste on health: an overview. *Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*. 2015;1(4).
59. Meteorological Organization of the country. Available from: <http://www.irimo.ir/far/wd/701-weather-forecast-airport-airport-imam.html>. Accessed nov,24.2020. (in Persian).
60. Macklin Y, Kibble A, Pollitt F. Impact on health of emissions from landfill sites: advice from the Health Protection Agency. *Health Protection Agency*; 2011.
61. Nguyen V-T, Le T-H, Bui X-T, Nguyen T-N, Vo T-D-H, Lin C, et al. Effects of C/N ratios and turning frequencies on the composting process of food waste and dry leaves. *Bioresource Technology Reports*. 2020;11:100527.
62. Park JW, Shin HC. Surface emission of landfill gas from solid waste landfill. *Atmospheric Environment*. 2001 Jul 1;35(20):3445-51.
63. Pasmand.tehran. Available from: <https://pasmand.tehran.ir/Default.aspx?tabid=116>. Accessed nov,24.2020. (in Persian).
64. Pichtel J. *Waste Management Practices* Taylor & Francis Group CRC Press. 2005 :688.
65. Pfeiffer E, Gerlagh T. Energy recovery from MSW in European Union. How to go one step further. Report by German Energy Agency (DENA). 2010.
66. St. Croix Sensory I. A Detailed Assessment of The Science and Technology of Odor Measurement 30 June 2003.
67. Sullivan RJ. *Air Pollution Aspects of Odorous Compounds*. 1969.
68. Salar Y, moatar F, Khezri M. The effective factors on gas produced in landfill. *Human & Environment*. 2014;12(28):31-9. (in Persian).
69. Santamouris M, Synnefa A, Assimakopoulos M, Livada I, Pavlou K, Papaglastra M, Gaitani N, Kolokotsa D, Assimakopoulos V. Experimental investigation of the air flow and indoor carbon dioxide concentration in classrooms with intermittent natural ventilation. *Energy and Buildings*. 2008;40(10):1833-43 .
70. Schnatter AR, Glass DC, Tang G, Irons RD, Rushton L. Myelodysplastic syndrome and benzene exposure among petroleum workers: an international pooled analysis. *Journal of the National Cancer Institute*. 2012 Nov 21;104(22):1724-37.
71. USEPA. *Air Emissions from Municipal Solid Waste Landfills–Background Information for Proposed*

- Standards and Guidelines. Report No. EPA/450/3-90; 1991.
72. US EPA, National Emissions Standards for Hazardous Air Pollutants: Municipal Solid Waste Landfills, U.S. Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Air Quality Planning and Standards, Report 68/FR/2227, Washington, DC, 2003.
 73. USEPA. Toxicological Review and Summary Documents. United States Environmental Protection Agency. Available from: <https://www.epa.gov/sites/production/>.
 74. Wenjing L, Zhenhan D, Dong L, Jimenez LMC, Yanjun L, Hanwen G, et al. Characterization of odor emission on the working face of landfill and establishing of odorous compounds index. *Waste management*. 2015;42:74-81.
 75. Wikipedia. Available from: <https://en.wikipedia.org/wiki/Ethylbenzene>. Accessed nov,24.2020.
 76. Wu C, Liu J, Zhao P, Li W, Yan L, Piringer M, Schauburger G. Evaluation of the chemical composition and correlation between the calculated and measured odour concentration of odorous gases from a landfill in Beijing, China. *Atmospheric Environment*. 2017;164:337-47.
 77. WHO. WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: global update 2005: summary of risk assessment. World Health Organization; 2006.
 78. Yaghmaien K, Hadei M, Hopke P, Gharibzadeh S, Kermani M, Yarahmadi M, Emam B, Shahsavani A. Comparative health risk assessment of BTEX exposures from landfills, composting units, and leachate treatment plants. *Air Quality, Atmosphere & Health*. 2019;12(4):443-51.
 79. Ying D, Chuanyu C, Bin H, Yuceen X, Xuejuan Z, Yingxu C, Weixiang W. Characterization and control of odorous gases at a landfill site: A case study in Hangzhou, China. *Waste management*. 2012 Feb 1;32(2):317-26.
 80. Yousefian F, Hassanvand MS, Nodehi RN, Amini H, Rastkari N, Aghaei M, Yunesian M, Yaghmaeian K. The concentration of BTEX compounds and health risk assessment in municipal solid waste facilities and urban areas. *Environmental Research*. 2020;191:110068.
 81. Zhang H, Li G, Gu J, Wang G, Li Y, Zhang D. Influence of aeration on volatile sulfur compounds (VSCs) and NH₃ emissions during aerobic composting of kitchen waste. *Waste Management*. 2016;58:369-75.
 82. Zang B, Li S, Michel Jr F, Li G, Luo Y, Zhang D, Li Y. Effects of mix ratio, moisture content and aeration rate on sulfur odor emissions during pig manure composting. *Waste Management*. 2016 Oct 1;56:498-505.