

توسعه مدل ریاضی انتشار بو از مراکز دفن و تولید کمپوست کهریزک مطالعه موردی انتشار آمونیاک

مریم یوسفی^۱، غلامرضا اسدالله فردی^{۲*}، سیامک الیاسی^۳، محسن اسدی^۴

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه عمران دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه خوارزمی
۲. دانشیار، گروه عمران دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه خوارزمی
۳. استاد پار گروه عمران دانشگاه لیگ هود
۴. دانشجوی کارشناسی ارشد گروه عمران دانشکده فنی و مهندسی دانشگاه خوارزمی

fardi@khu.ac.ir

تاریخ دریافت: [۱۳۹۴/۵/۲۴]

تاریخ پذیرش: [۱۳۹۲/۹/۱۶]

چکیده - انتشار بو از مهمترین مشکلات تولید کمپوست، و مراکز دفن زباله است. پس مطالعه فاصله انتشار بو با توجه به شرایط جغرافیایی و آب و هوایی منطقه تولید کمپوست و یا مرکز تولید بو تا مناطق مسکونی، اداری و تجاری ضروری است. در این پژوهش، بسط و توسعه مدل ریاضی انتشار بو از مراکز دفن و تولید کمپوست بر اساس تئوری انتشار آلاینده گاوسی انجام شده است. با استفاده از مدل ریاضی، معادلات انتشار بو از مرکز دفن و تولید کمپوست کهریزک حل شد. مدل ریاضی استفاده شده برای حل معادلات انتشار بو به روش پاسکوئیل جی فورد (Pasquill Gifford) و گاوس (Gauss) انجام شده است. در روش پاسکوئیل جی فورد، با استفاده از اطلاعات هواشناسی منطقه ضرایب پراکندگی در جهت جانبی و عمودی و معادله انتشار به روش گاوسی حل شده است. برای یافتن جهت باد غالب از نرم افزار WRPLOT view و برای یافتن سرعت انتشار آمونیاک از معادله تجزیه درجه اول استفاده شده است. سپس مدل انتشار آمونیاک با استفاده از معادله انتشار گاوسی محاسبه شد. برای تشخیص کلاس پایداری در روز و محل مشخص از محاسبه طول مونین ابوخوف و مقدار تابش خالص خورشید استفاده شد. اثر زاویه تابش آفتاب و پارامترهای توپوگرافی منطقه در این محاسبات در نظر گرفته شده است. نتایج به دست آمده نشان می دهد سرعت آمونیاک انتشار یافته از این مرکز دفن و تولید کمپوست، برابر ۱۶۳ گرم بر ثانیه است. با حل معادله انتشار گاوسی بیشینه غلظت لحظه ای آمونیاک برابر ۱۸۰ میلی گرم بر متر مکعب در فاصله ۸۰ متری از منبع و در ارتفاع موثر ۱/۵ متری به دست آمد. آمونیاک انتشار یافته از این مرکز، توانایی انتقال تا فاصله ۲ کیلومتری از این مرکز دفن را دارد. با توجه به اینکه نزدیکترین مرکز مسکونی در فاصله ۸/۱ از این مرکز دفن قرار دارد، بنابراین خطری از لحاظ انتشار آمونیاک مردم این منطقه را تهدید نمی کند.

واژگان کلیدی: مدل سازی انتشار آمونیاک، مرکز دفن و تولید کمپوست کهریزک، معادله پراکندگی گاوسی، مدل مجموعه منابع صنعتی.

۱- مقدمه

و تجهیزات اجتناب ناپذیر است. تولید کمپوست به شرایط اقتصادی و انتشار آلاینده ها وابسته است. تولید کمپوست اگرچه یک عمل دوستدار محیط زیست است، اما انتشار ثانویه آلاینده ها را به دنبال دارد [۱].

آمونیاک یکی از ترکیبات اصلی در تشکیل آلودگی بو در اتمسفر به هنگام تولید کمپوست از پسماند جامد با مقدار

انتشار بو از مهمترین مشکلات مراکز تولید کمپوست است. طراحی و ساخت دستگاه تولید کمپوست بدون انتشار بو کار بسیار مشکلی است. حتی اگر دستورالعمل های مدیریتی صحیح وجود داشته باشد، انتشار بو به دلیل موضوعات عملی مانند، کنترل ناکافی بود، شرایط محیطی غیرایده آل و نواقص مدیریت

نتیروژن بالا است. علاوه بر دی اکسید کربن، گاز آمونیاک ترکیب اصلی یافت شده در گازهای خروجی مراکز تولید کمپوست در غلظت‌های بیش از حد آستانه است [۲]. آمونیاک از تجزیه بی‌هوازی یا هوازی پروتین‌ها یا آمینواسیدها به وجود می‌آید. معمول‌ترین مشکل در مراکز تولید کمپوست، انتشار آمونیاک است. تقریباً ۹۹٪ انتشار نیتروژن، آمونیاک است. آمونیاک دارای بوی تند و آزاردهنده است. به هر حال آمونیاک غلظت آستانه بوی نسبتاً بالایی دارد و به سرعت می‌تواند رقیق شود [۳]. اندازه‌گیری بو به روش اولفاکتومتری اولین بار در سال ۱۸۴۸ انجام گرفت [۴]. برای اولین بار در قرن ۱۹ میلادی و بر رابطه‌ای برای شدت بو و غلظت ماده بودار بیان کرد و در سال ۱۸۶۰ میلادی فچنر این رابطه را با رسم شکل شدت بو در مقابل مقدار تحریک بو در مقیاس نیمه لگاریتمی بیان کرد [۵]. عمده ناراضی‌های عمومی در مورد آلودگی هوا، ناشی از آلودگی بو است [۴]. به عنوان نمونه در امریکا حدود ۷۰٪ کل شکایات کیفیت هوا ناشی از بوها است [۶]. از سال ۱۹۸۰، پژوهشگران از مدل‌های صنعتی انتشار هوا استفاده می‌کنند تا بتوانند بوهای انتشار یافته از منابع مختلف را پیش‌بینی کنند. مدل‌های انتشار آلاینده‌های صنعتی و بوهای منابع پرورش دام بسته به نوع منبع، ارتفاع انتشار، دمای انتشار و غیره تغییر می‌کند [۷]. مدل‌های پراکندگی گاوسی معمولاً در سرعت‌های پایین باد نتایج دست بالایی را به دنبال دارد. شیفمن و همکارانش در سال ۲۰۰۰ بیش از ۳۲۱ ترکیب بوی متفاوت را در ساختمان‌های پرورش دام تعیین کردند. ترکیبات بودار پرورش دام شامل آمونیاک، آمین‌ها، هیدروژن سولفید، اسیدهای چرب فرار، ایندول‌ها، اسکتول‌ها، فنول‌ها، مرکپتن‌ها، الکل‌ها، کربنیل‌ها، و اسیدهای کربوکسیلیک فرار است [۱]. پژوهش‌های کمتری برای مراکز دفن و تولید کمپوست در مقایسه با مراکز پرورش دام انجام گرفته است [۸]. مدل‌سازی پراکندگی بو، با استفاده از معادلات ریاضی و توصیف شرایط جوی، پراکندگی و فرآیندهای شیمیایی و فیزیکی توده را برای محاسبه غلظت آلاینده در نقاط مختلف مشخص می‌کند [۹]. زو ۱ در سال ۱۹۹۹ با استفاده از مدل INPUFF2 (یک مدل گوسی) به ارزیابی

تئوریک تاثیر کلاس پایداری روی غلظت بو در جهت باد پرداخت. غلظت‌های بو در جهت باد در فواصل مختلف از منبع بو با توجه به کلاس‌های پایداری مختلف و سرعت باد بررسی شدند. با توجه به این مطالعه، گروه‌های پایداری خنثی و ناپایدار در محدوده فاصله ۲۰۰ متری بر تراز بو حاکم بود، او همچنین دریافت که مدل‌های گاوسی قابلیت پیش‌بینی بو را در فاصله کمتر از ۱۰۰ متری منبع را ندارند و مدل‌های گاوسی برای پیش‌بینی پراکندگی بوی کشاورزی در کلاس‌های پایداری F و E مناسب نیستند [۱۰]. دیوز و همکارانش در سال ۲۰۰۰ دو مدل ISC3 و CALPUFF را برای انتشار بو از یک تصفیه‌خانه فاضلاب با منابع نقطه‌ای و سطحی مقایسه کردند و دریافتند دو مدل نتایج یکسان در یک محدوده داشتند [۱۱]. سرچیو ۲ در سال ۲۰۰۴ با استفاده از مدل گوسی CALPUFF در بررسی تاثیر بوی مرکز دفن پسماند در ایتالیا به نتایج رضایت‌بخشی از نظر غلظت متان اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده رسید [۱۲]. زیمو در سال ۲۰۱۰، انتشار بو از یک مرکز پرورش دام را در کلاس‌های پایداری مختلف بررسی کرد و به این نتیجه رسید که نتایج دو مدل CALPUFF، ISC3 تقریباً یکسان بودند [۷]. تئوبلد و همکاران (۲۰۱۲) با کمک مدل‌های گوسی ADMS، AERMOD، LADD و OPS-st اقدام به پیش‌بینی انتشار آمونیاک از منابع کشاورزی به هوای پیرامون این مراکز نمودند و سپس به ارزیابی آمونیاک بر اکوسیستم نمودند. آن‌ها در بررسی‌های خود به این نتیجه رسیدند که هرچه پیکربندی منابع انتشار ساده‌تر مدل شود، مدل‌ها نتایج بهتری می‌دهند [۱۳].

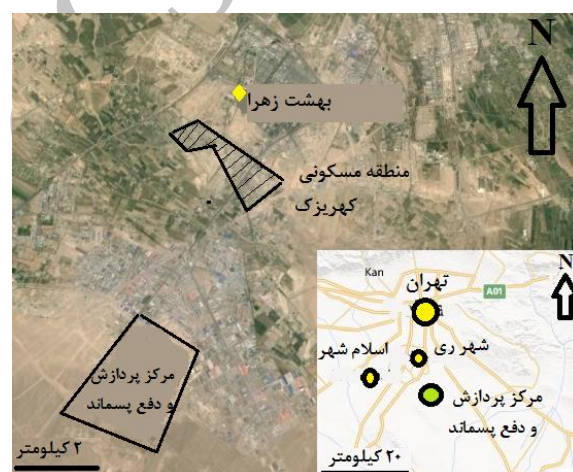
۲- مطالعه موردی

مرکز دفن کهریزک در جنوب شهر تهران و در ابتدای جاده قدیم تهران- قم واقع شده است. این مرکز با مساحتی نزدیک به ۱۴۰۰ هکتار، از سال ۱۳۵۵ پذیرای پسماند شهر تهران بوده است. در حال حاضر در مجتمع دفع و پردازش کهریزک (آرادکوه)، پسماندهای شهری، جداسازی و کمپوست (کودآلی) تولید می‌شود. با توجه به میزان بسیار زیاد زایدات تولیدی در شهر تهران که روزانه متجاوز از ۷۰۰۰ تن است و همچنین با

توجه به اینکه حدود ۷۵ تا ۸۰ درصد از زایدات تولیدی شهر تهران را مواد آلی و پسماندهای مواد غذایی تشکیل می‌دهد، استفاده از فرآیند کمپوست‌سازی به جهت دفع صحیح و بهداشتی زایدات تولیدی و انجام پردازش علمی روی زایدات تولیدی منطقی به نظر می‌رسد. در این مجتمع پسماندهای آلی از پسماندهای خشک جداسازی شده و در پروسه تخمیر هوازی به کمپوست تبدیل می‌شود و مواد خشک به روش‌های بهینه جداسازی شده و به چرخه تولید باز خواهند گشت، که این موجب بهبود محیط‌زیست شهری و بهبود وضعیت اجتماعی و بهداشتی مردم خواهد شد. اما همان‌گونه که اشاره شد، فرآیند تولید کمپوست انتشار ثانویه آلاینده‌ها را به دنبال دارد. برای ارزیابی رفتار بو بهترین کار مدل‌سازی انتشار آن است.

صنعتی (ISC3)^۱ برای مدل‌سازی انتشار بو از مرکز دفن و تولید کمپوست کهریزک استفاده شده است [۵، ۷ و ۹]. این مدل توانایی شبیه‌سازی انتشار آلاینده‌ها از منابع نقطه‌ای، حجمی و خطی را دارد. اساس این مدل، معادله توده گاوسی حالت پایدار^۲ است، که با اصلاحاتی برای مدل کردن منبع نقطه‌ای ناشی از پشته‌ها، انتشار از پشته‌هایی که با فشار آیرودینامیکی باد به سمت ساختمان‌ها صورت می‌گیرد، تهویه‌های تکی، تهویه‌های چندگانه، نوار نقاله، و منابعی از این قبیل به کار می‌رود. مدل‌های ISC3 شامل الگوریتم‌هایی برای مدل حجمی، سطحی و خطی می‌باشد. این‌گونه روش‌ها برای مدل‌سازی انتشار از منابع غیر نقطه‌ای، برای شبیه‌سازی اثرات انتشار از منابع صنعتی مختلف به کار می‌رود [۹]. مدل‌های ISC3 از الگوریتم نقطه مجازی برای مدل‌کردن آثار منابع حجمی استفاده می‌کنند. نقطه مجازی به نقطه‌ای اطلاق می‌شود که در آن منبع نقطه‌ای مجازی یا فرضی در فاصله‌ی مشخصی از منبع (فاصله مجازی) در خلاف جهت باد (برای محسوب نمودن ابعاد اولیه توده منبع حجمی) قرار گرفته است [۹]. مدل‌های انتشار آلاینده‌ها در هوا برای منابع نقطه‌ای توسعه یافته‌اند، بنابراین برای تبدیل این معادلات و استفاده از آن‌ها برای منابع حجمی و سطحی باید با توجه به تفاوت‌های موجود بین این منابع عمل کنیم. از تفاوت‌های مهم منابع نقطه‌ای با سایر منابع مخالف صفر بودن غلظت آلاینده‌ها در مرکز منبع حجمی، خطی و سطحی است. برای رفع این محدودیت باید از تئوری نقطه مجازی استفاده نماییم، بدین معنی که یک منبع نقطه‌ای در فاصله مجازی از منبع حجمی، سطحی یا خطی قرار گرفته است و انتشار آلاینده از آن منبع صورت می‌گیرد. از تئوری شبیه‌سازی مونین-ابوخوف^۳ برای تخمین پروفیل عمودی سرعت باد و گرادیان عمودی پتانسیل دما که پارامتر پایداری هاگستروم (ضرایب پراکندگی در جهت مایل و عمودی) را تعیین می‌کند، استفاده شده است. فرض شبیه‌سازی مونین-ابوخوف برای مشخص کردن لایه مرزی زمین مورد قبول است. اصل این فرض در سال ۱۹۵۴ به وسیله مونین-ابوخوف پیشنهاد داده

شکل ۱: موقعیت مرکز دفن و پردازش پسماند کهریزک



شکل ۱: موقعیت مرکز دفن و پردازش پسماند کهریزک

با توجه به مشکلاتی که انتشار بو از مراکز دفن و تولید کمپوست برای سلامتی انسان‌ها ایجاد می‌کند، هدف از این مطالعه پیدا نمودن انتشار آمونیاک از مرکز دفن و پردازش و تولید کمپوست کهریزک با استفاده از مدل گاوسی است. با استفاده از نتایج مدل‌سازی می‌توان بیشینه فاصله انتشار بو از این مرکز را تخمین زد و بیشینه غلظت آمونیاک انتشار یافته از این منبع را محاسبه نمود.

۳- روش تحقیق

با بررسی‌های انجام‌یافته در پیشینه پژوهش‌ها و شناخت انواع روش‌های مدل‌سازی، از روش مدل‌سازی مجموعه منابع

1 Industrial Complex Sources, ISC3

2 Steady State

3 Monin-Obukhov

شد [5]. پارامترهای به کار رفته در این تئوری برای نشان دادن لایه مرزی عبارتند از، سرعت اصطکاکی که همان سرعت تنش برشی در لایه مرزی است، همان گونه که از تعریف آن پیداست بعد سرعت اصطکاکی دارای بعد سرعت است (u_*)، طول مونین- ابوخوف که برای بیان آثار نیروی رانش (ارشمیدس) روی توربولانس جریان هوا به کار می رود (L_{mo})، دمای اصطکاکی (θ_*)، ارتفاع اختلاط (Z_i) و شار گرمایی سطحی (H_s). این پارامترها می تواند از روش لایه مرزی جابه جایی¹ (CBL) و لایه مرزی پایدار² (SBL) به دست آیند [9].

$$\sigma_y = 465.11628(x). \tan(\text{TH}) \quad (5)$$

$$\text{TH} = 0.01745(c - (d) \ln(x)) \quad (6)$$

$$\sigma_z = ax^b \quad (7)$$

در معادلات 5 تا 7، X فاصله در جهت باد بر حسب کیلومتر، TH زاویه بر حسب رادیان و ضرایب c و d از جدول راهنمای مجموعه منابع صنعتی سازمان حفاظت از محیط زیست امریکا استفاده شده است [9]. فواصل مجازی عمودی و جانبی در معادله پخش گاوسی برای یک منبع نقطه ای ایده آل است. اما منبع حجمی ابعاد اولیه جانبی و افقی خاص خود را دارد. در این شرایط X_y فاصله جانبی و X_z فاصله عمودی مجازی در مقدار ضرایب پراکندگی تاثیر خواهند داشت. در منبع حجمی ضرایب پراکندگی در مرکز منبع دیگر برابر صفر نخواهد بود و برابر با مقادیر زیر است:

$$\sigma_{y0} = \frac{W}{4.3} \quad (8)$$

$$\sigma_{z0} = \frac{H}{2.15} \quad (9)$$

از آنجایی که الگوریتم ISC3 انتگرال سطح در جهت باد یک محل را تخمین می زند، گیرنده ها باید در سطح، و در جهت باد در محل، یا مجاور محل قرار گیرند. به هر حال چون زمانی که فاصله خلاف جهت باد نزدیک صفر می شود، σ_z نیز به صفر میل می کند، تابع توده برای گیرنده در خلاف جهت باد با فاصله صفر نامحدود است. برای اجتناب از این جواب منحصر به فرد در محاسبه تابع توده، مدل به صورت قراردادی تابع توده را زمانی که فاصله کمتر از یک متر باشد برابر صفر قرار می دهد [6]. شکل 2 و 3 ضرایب پراکندگی گوس در جهت های مایل و عمودی را نشان می دهد.

$$H_s + \lambda E + G = R_n \quad (1)$$

که H_s ، شار گرمایی محسوس بر حسب $W m^{-2}$ ؛ λE ؛ شار گرمای نهان بر حسب $W m^{-2}$ ؛ G ؛ شار گرمایی خاک بر حسب $W m^{-2}$ است. اگر شار گرمایی خاک را برابر $G = 0.1R_n$ [17]، و شار گرمایی محسوس را برابر $\lambda E = H_s/B_0$ فرض کنیم، که B_0 نسبت باون سطح است، معادله 1 به صورت زیر در می آید [5]:

$$H_s = \frac{0.9R_n}{(1 + \frac{1}{B_0})} \quad (2)$$

در معادله (2)، R_n برابر مقدار زیر است:

$$R_n = \frac{(1-r)R + c_1 T_{ref}^6 - \sigma_{SB} T_{ref}^4 + c_2 n}{1 + c_2} \quad (3)$$

برای محاسبه طول مونین ابوخوف و تعیین کلاس پایداری از رابطه (4) استفاده می کنیم،

$$L_{mo} = - \frac{\rho c_p T_{ref} u_*^3}{Kg H_s} \quad (4)$$

پس از محاسبه طول مونین ابوخوف، تابش خالص و با توجه به سرعت باد و پوشش ابری کلاس پایداری تعیین می شود.

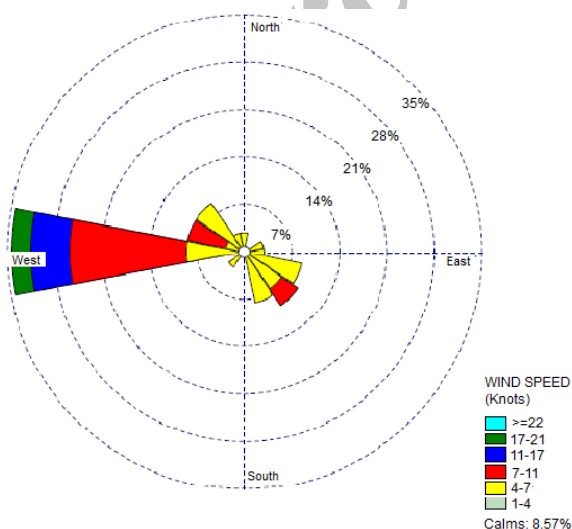
پارامترهای به دست آمده و پروفیل های سرعت باد و گرادیان دمای بالقوه عمودی برای چند ساعت مطالعه شد. سرعت باد در ارتفاع مرجع برابر 10 متر (طبق استاندارد اندازه گیری سرعت باد [5])، در این ساعات 3,6 متر بر ثانیه و دمای محیط 8/4 درجه سلسیوس بوده است. عرض و طول جغرافیایی محل پروژه به ترتیب عبارتند از: $35^{\circ}28'05''N$ و $51^{\circ}20'39''E$ ؛

ژانویه با استفاده از نرم افزار WRPLOT view رسم شد [۱۵]. گلباد، مدل و نموداری برای تشکیل وضعیت سرعت و جهت باد در زمان‌های مختلف است. با این روش ما می‌توانیم به یک دید کلی از شرایط باد منطقه مورد نظر برسیم.

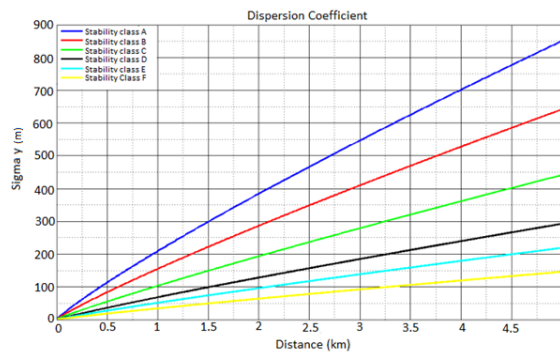
نرم افزار WRPLOT view، نرم افزاری تحت ویندوز است که قابلیت رسم گلباد برای ایستگاه‌های هواشناسی را در زمان‌های مختلف سال دارد. گلباد، فرکانس وزش بادها را در جهت‌های مشخص برای مکان مشخص نشان می‌دهد. گلباد برای تعیین جهت غالب بادها برای یک منطقه مشخص رسم می‌شود. با توجه به تغییرات فصلی همیشه گلباد رسم شده در یک سال برای یک منطقه کاملاً درست نیست و می‌توان داده‌های مربوط به ماه مشخص مدل‌سازی را وارد کرد تا جهت غالب باد را در ماه مشخص تعیین کرد [۱۵].

داده‌های ورودی مورد نیاز برای این نرم افزار سرعت و جهت باد در بازه‌های زمانی مشخص است. سرعت باد در مدل‌سازی این پروژه، بر حسب نات^۲ است.

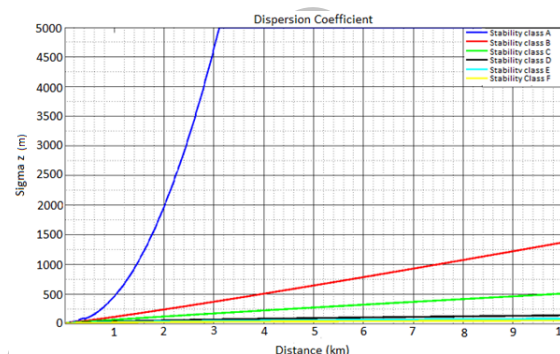
با توجه به شکل ۴ مشاهده می‌شود، جهت بیشتر بادها در مسیر غربی است، بنابراین مسیر باد را در جهت غرب در نظر می‌گیریم و در معادله گاوسی غلظت را در این مسیر محاسبه خواهیم کرد. فاصله X موجود در معادله پخش گاوسی در واقع فاصله در این مسیر است.



شکل ۴: گلباد ماه ژانویه ایستگاه فرودگاه امام



شکل ۲: ضریب پراکندگی گوس در جهت مایل برای کلاس‌های پایداری مختلف.



شکل ۳: ضریب پراکندگی گوس در جهت عمودی برای کلاس‌های پایداری مختلف

۲-۱- معادله انتشار آمونیاک (Dispersion)

غلظت در سطح زمین در گیرنده در جهت باد یا قسمتی از منبع سطحی با انتگرال دابل در جهت باد X یا خلاف جهت باد Y برابر است با:

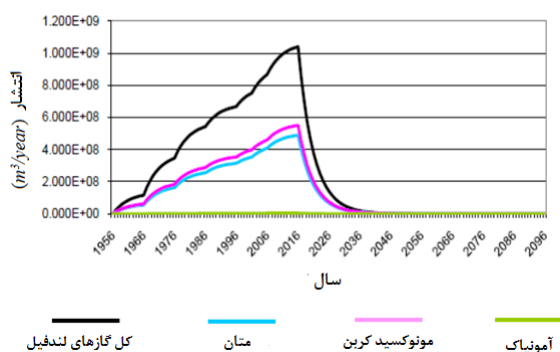
$$C = \frac{QK}{2\pi u_s \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-0.5\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \left\{ \exp\left[\frac{-(z-h_1)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[\frac{-(z+h_1)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\} \quad (10)$$

که در این معادله Q سرعت انتشار از منبع سطحی بر حسب گرم بر ثانیه، K ضریب واحد مقیاس گذاری، u_s سرعت باد در ارتفاع مرجع برابر ۱۰ متر، Z ارتفاع از سطح زمین و H_E ارتفاع موثر منبع است. به طور کلی H_E برابر ارتفاع فیزیکی منبع انتشار است [۹].

۲-۲- تعیین مسیر باد

با توجه به اینکه بیشترین پراکندگی در مسیر باد صورت می‌گیرد، بنابراین هدف از محاسبه غلظت، یافتن آن در مسیر باد است. برای تعیین مسیر باد با توجه به اطلاعات هواشناسی موجود مربوط به سال‌های ۲۰۰۴ تا ۲۰۰۸ گلباد^۱ مربوط به ماه

مقدار انتشار متان، دی اکسید کربن و کل گازهای خروجی از مرکز دفن در شکل ۵ نشان داده شده است.



شکل ۵: مقدار انتشار آلاینده های مختلف از مرکز دفن کهریزک در سال های آینده بر حسب متر مکعب در سال

همانگونه که در شکل ۵ دیده می شود، مقدار انتشار آمونیاک برابر $10^6 * 3/019$ متر مکعب در سال است، که برابر ۸۲۷۱ متر مکعب در روز در نظر می گیریم. که طبق برآورد قبلی که از انتشار آمونیاک داشتیم مقدار انتشار آمونیاک 0.064 برابر انتشار متان است. و مقدار حاصل شده برای مرکز دفن کهریزک با مقدار پیش بینی شده تنها ۹٪ اختلاف دارد. بنابراین با توجه به شرایط موجود منطقه (به دست آمده از آمار هواشناسی استان تهران)، که فشار اتمسفری برابر ۶۲۰ میلی متر جیوه و دمای محیط برابر $8/4$ درجه سلسیوس است، حجم اشغال شده به وسیله آمونیاک در این شرایط به دست خواهد آمد و از این طریق می توان سرعت انتشار آمونیاک را به واحد مورد نظر یعنی گرم بر ثانیه تبدیل کرد. حجم آمونیاک در شرایط موجود برابر $28/5$ لیتر و وزن ۱ لیتر آمونیاک در این شرایط برابر $0/6$ گرم است. همچنین با توجه به محاسبات انجام یافته برای یافتن سرعت انتشار آمونیاک از مرکز دفن کهریزک، مقدار سرعت انتشار آمونیاک برابر با ۶۰ گرم در ثانیه است.

انتشار آمونیاک از مراکز تولید کمپوست که ۸۰٪ وزن آن را پسماند آلی تشکیل می دهد، برابر $3/28$ پوند بر تن پسماند می باشد [۱۷]. با توجه به اینکه روزانه ۶۰۰۰ تن پسماند آلی به این مرکز دفن وارد شده و عملیات کمپوست سازی روی آن صورت می گیرد، مقدار انتشار آمونیاک از این برابر ۱۹۶۸۰ پوند آمونیاک در روز خواهد بود، که با تبدیل واحد، انتشار آمونیاک از مرکز تولید کمپوست برابر $103/32$ گرم بر ثانیه بدست می آید. در

۳-۲- تعیین سرعت انتشار آمونیاک

برای تعیین سرعت انتشار آمونیاک از مرکز دفن، از نرم افزار land gem-v302 استفاده شد [۱۶]. این نرم افزار با محاسبه مقدار متان و دی اکسید کربن تولیدی از مراکز دفن و کمپوست سازی مقدار انتشار سایر آلاینده ها را محاسبه می کند. برای تایید درستی محاسبات نرم افزار، از نتایج پژوهش انجام یافته گروه تخمین انتشار سازمان حفاظت از محیط زیست امریکا، که در آن انتشار آمونیاک از منابع غیرکشاورزی بررسی شده است، استفاده شده است. در این پژوهش، انتشار ترکیبات نیتروژن دار از مراکز دفن برابر 7.4% مقدار انتشار متان محاسبه شده است. 10% کل ترکیبات نیتروژن دار انتشار یافته از مراکز دفن آمونیاک است [۱۷].

این نرم افزار در واقع از معادله درجه اول تجزیه استفاده می نماید.

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 kL_0 \left(\frac{M_i}{10}\right) e^{-kt_{ij}} \quad (11)$$

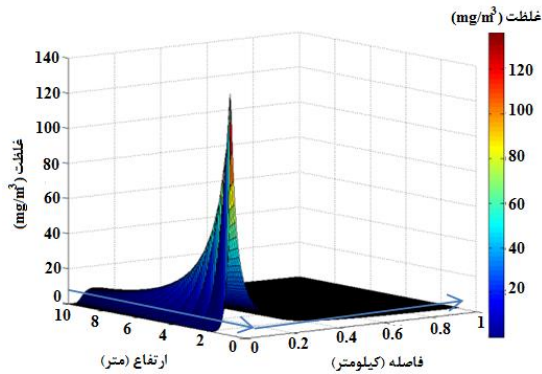
در معادله ۱۱:

Q_{CH_4} : مقدار تشکیل سالیانه متان در سال، $I=1$: شمارنده سال
 N : سال محاسبه - سال اول پذیرش پسماند (با توجه به آمار سازمان مدیریت پسماند شهر تهران)، $J, 1, 0$: شمارنده سال، K : سرعت تشکیل متان (یک بر سال)، L_0 : پتانسیل تشکیل متان (متر مکعب بر میلی گرم)، M_i : جرم پسماند دفن شده در سال i ام (میلی گرم)، t_{ij} : سن j امین بخش پسماند M_i پذیرش شده در سال i ام است.

داده های ورودی لازم برای نرم افزار عبارتند از:

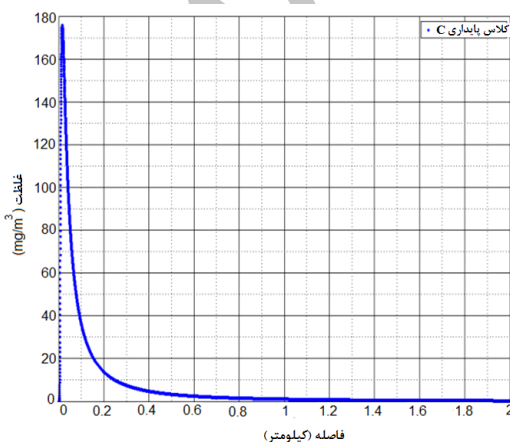
- سال شروع به کار مرکز دفن
- سال اتمام کار مرکز دفن
- ظرفیت پذیرش پسماند
- نرخ تشکیل متان
- پتانسیل تشکیل متان
- غلظت $NMOC^1$
- مقدار متان

پس از وارد کردن اطلاعات ورودی مربوط به مرکز دفن کهریزک و مدل کردن انتشار گازهای خروجی از این مرکز،



شکل ۶: حد استاندارد غلظت آمونیاک و مقدار پیش‌بینی شده آن در جهت باد در کلاس پایداری C در فواصل و ارتفاع‌های مختلف

شکل ۷ غلظت آمونیاک انتشار یافته از مرکز دفن و تولید کمپوست را در ارتفاع موثر ۱/۵ متر نشان می‌دهد. همان‌گونه که در شکل ۷ دیده می‌شود، در فاصله مجازی برابر ۲۰ متر از مرکز منبع، غلظت آمونیاک بیشینه مقدار خود را دارد و تقریباً برابر ۱۸۰ میلی‌گرم بر متر مکعب است و در فاصله تقریبی ۸۰ متری از منبع مقدار آن به کمتر از استاندارد OSHA^۱ می‌رسد [۱۹]. این مقدار با دور شدن از مرکز منبع در جهت باد کاهش می‌یابد و تقریباً در فاصله ۲ کیلومتری از مرکز منبع به صفر می‌رسد. با توجه به اینکه، فعلاً در قسمت غربی و تا فاصله ۲ کیلومتری مرکز دفن کهریزک مجتمع مسکونی وجود ندارد بنابراین خطری از لحاظ استشمام آمونیاک وجود ندارد. اما با توجه به اینکه آستانه استشمام آمونیاک برابر ۳/۷۵ میلی‌گرم بر متر مکعب است برای کارگران و کارمندانی که در آن محیط مشغول به کار می‌باشند محیط پر خطر محسوب می‌شود.



شکل ۷: غلظت آمونیاک در جهت باد در کلاس پایداری C در ارتفاع ۱/۵ متری (بر حسب میلی‌گرم بر متر مکعب)

نتیجه انتشار آمونیاک کل از این مرکز دفن و تولید کمپوست برابر ۱۶۳/۳۲ گرم بر ثانیه است.

۲-۴- معرفی مدل

مدل پراکندگی بو با استفاده از برنامه Matlab تهیه شده است. برای محاسبه غلظت در مسیر باد و در سطح زمین به ترتیب زیر عمل نمودیم.

با توجه به اطلاعات به دست آمده در قسمت‌های ۱-۲، ۲-۲ و ۲-۲ کلاس پایداری در شرایط ذکر شده، C است.

نرم‌افزار ابتدا با توجه به اینکه منبع پخش حجمی است، فواصل مجازی جانبی و عمودی را تعیین می‌نماید. سپس ضرایب پراکندگی در جهت Y و Z را تعیین و شکل‌های مربوط را رسم می‌کند.

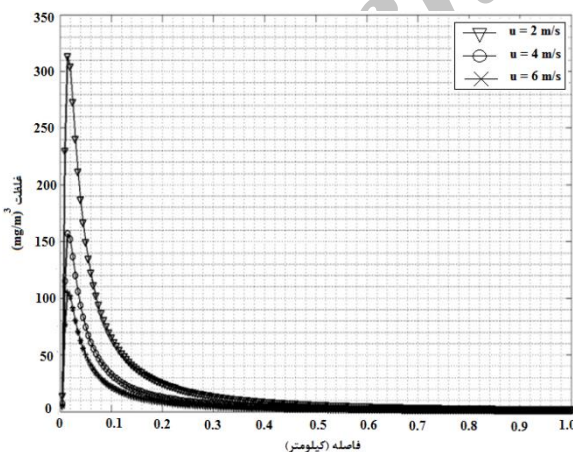
در نهایت با توجه به کلاس پایداری و ارتفاع اختلاط، نرم‌افزار غلظت را در مسیر باد و در سطح زمین محاسبه می‌کند. معادله انتشار گوسی اصولاً برای منابع نقطه‌ای طراحی شده است. برای استفاده از این معادله برای منابع حجمی و سطحی باید انتشار آلاینده در منبع را محاسبه نمود برای این منظور از تئوری نقطه مجازی استفاده شده است. پس ممکن است با غلظت واقعی آلاینده‌ها متفاوت باشند. برای تایید مدل بهترین راه مقایسه نتایج با مقادیر آزمایشگاهی است، از آن جا که تجهیزات مورد نیاز برای اندازه‌گیری آنلاین غلظت آمونیاک در محل وجود نداشت، برای تایید مدل از نتایج پژوهش‌های دیگران استفاده شده است.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- محاسبه غلظت آمونیاک

شکل ۶ غلظت آمونیاک در جهت باد را در ارتفاع‌های مختلف نشان می‌دهد. محور X نشان‌دهنده فاصله از منبع در جهت باد بر حسب کیلومتر، محور Y ارتفاع از سطح زمین بر حسب متر و محور Z نشان‌دهنده غلظت آمونیاک بر حسب گرم بر متر مکعب است. همان‌گونه که در راهنمای طیف رنگی جدول دیده می‌شود، بیشترین غلظت در فاصله ۸۰ متری از منبع و در ارتفاع یک و نیم متری از سطح زمین دیده می‌شود.

نیز مشاهده می‌شود، سرعت باد نقش تعیین کننده‌ای در انتشار آلودگی از منبع دارد. بنابراین می‌توان دریافت که سرعت باد پارامتری است که با تغییر آن، چگونگی انتشار آمونیاک از منبع نیز تغییر می‌کند. با توجه به داده‌های هواشناسی فرودگاه امام خمینی بیشترین، میانگین و کمترین سرعت باد به ترتیب برابر ۶، ۴ و ۲ متر بر ثانیه است. با توجه به اجرای مدل ریاضی کد نویسی شده، برای سه سرعت یاد شده شکل ۹ به دست آمد. نتایج نشان می‌دهد که در هر سه سناریو، بیشینه مقدار آمونیاک در فاصله‌ای تقریبی کمتر از ۴۰ متر از منبع قابل اندازه‌گیری است (شکل ۹). همچنین با افزایش فاصله از منبع، اختلاف غلظت‌های پیش‌بینی شده آمونیاک در سه سناریو کاهش می‌یابد و در فاصله بیش از ۲۰۰ متر از منبع انتشار، غلظت‌های پیش‌بینی شده همگرا تر به یکدیگر می‌شوند (شکل ۹). در سرعت باد برابر با ۲، ۴ و ۶ متر بر ثانیه، مقدار بیشینه غلظت آمونیاک به ترتیب برابر با ۳۱۲، ۱۶۰ و ۱۱۰ میلی گرم بر متر مکعب است. به بیانی دیگر با افزایش سرعت باد، مقدار پیش‌بینی شده برای بیشینه غلظت آمونیاک کاهش می‌یابد (شکل ۹). مقایسه نتایج مدل با مطالعات تئوولد و همکاران (۲۰۱۲) نشان می‌دهد که روند کاهشی غلظت آمونیاک با افزایش فاصله نسبت به منبع انتشار با نتایج این مطالعه از تطابق خوبی برخوردار است [۱۳].

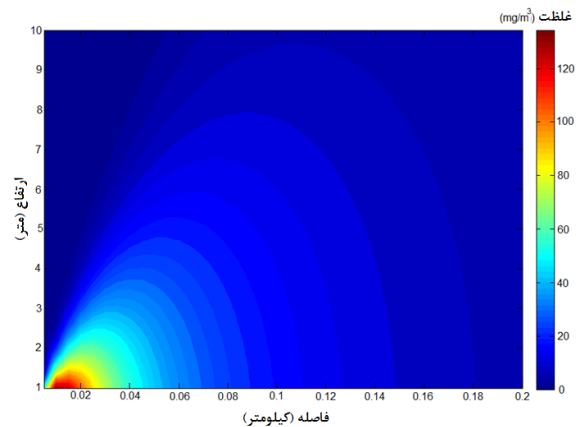


شکل ۹: غلظت آمونیاک در فواصل مختلف از منبع انتشار با توجه به کمینه، بیشینه و میانگین سرعت باد در منطقه

۴- جمع‌بندی

مدل ایجاد شده بر اساس تئوری توده گاوسی، توانایی پیش‌بینی غلظت آمونیاک در مسیر باد را دارد. با توجه به مطالعات انجام

شکل ۸، چگونگی انتشار آمونیاک از این مرکز را نشان می‌دهد.



شکل ۸: توزیع غلظت آمونیاک در جهت باد در کلاس پایداری C در فواصل و ارتفاع‌های مختلف (بر حسب میلی‌گرم بر متر مکعب)

۳-۳- تایید مدل انتشار بو

برای تایید مدل‌سازی ریاضی انتشار بو، بهترین راه اندازه‌گیری در محل و انجام آزمایش برای تعیین غلظت آمونیاک است. با توجه به کمبود امکانات آزمایشگاهی، اندازه‌گیری غلظت آمونیاک در محل انجام نپذیرفت. اما برای تایید سرعت انتشار آمونیاک از مرکز دفن می‌توان به مراجعی مانند گزارشات سازمان حفاظت از محیط زیست امریکا و برخی دیگر از پژوهش‌های انجام یافته در این زمینه اکتفا نمود [۱۳]. همان‌گونه که پیشتر توضیح داده شد، انتشار آمونیاک از مرکز دفن تقریباً ۰/۰۰۷۳ برابر انتشار متان است، که با محاسبات انجام شده، مقدار انتشار آمونیاک برابر ۰/۰۰۶۴ برابر انتشار متان از این مرکز است، که با مقدار فوق تنها ۹٪ اختلاف دارد. همچنین با توجه به مطالعه انجام یافته روی انتشار ترکیبات آلی فرار از مراکز تولید کمپوست به وسیله‌ی پژوهشگران دانشکده محیط زیست دانشگاه هال آلمان، انتشار آمونیاک از مراکز تولید کمپوست در محدوده ۱۸ تا ۱۱۵۰ گرم آمونیاک در هر تن پسماند است [۱۸]. با توجه به محاسبات انجام‌یافته، انتشار آمونیاک از مرکز تولید کمپوست برابر ۷۷۲/۵ گرم آمونیاک در هر تن پسماند است، که در این محدوده قرار دارد [۱۸]. همان‌گونه که در معادله (۴) مشاهده می‌شود، سرعت باد یکی از پارامترها تأثیر گذار در چگونگی پایداری جو (طول مومین ابخوف) است. از سویی دیگر با توجه به معادله (۱۰)

- [8] Holmes N.S. and Morawska L, "A Review of Dispersion Modelling and its application to the dispersion of particles", Atmospheric Environment 40(30), 5902-5928.
- [9] U.S. Environmental protection agency, User's guide for the industrial source complex (ISC3) dispersion, Volume II, description of model algorithms, September 1995.
- [10] Zhu J., Jacobson L., Schmidt D. and Nicolai R., "Daily variations in odour and gas emissions from animal facilities", Transactions of the ASAE 16(2):153-58, 2000b.
- [11] Diosey P.G., Phyllis G., Maureen E. and Richard J., "Modeling odour and VOCs: a comparison of models and modeling techniques", Water Environment Federation Specialty Conference: Odours and VOC Emissions, Cincinnati, OH, 2000.
- [12] Bedogni M. and Resola S., "An applied methodology to evaluate odour impact" 9th int. Conf. on Harmonization within Atmospheric Dispersion modeling for Regulatory Purposes, 242 National Environmental Research Institute (Denmark), 2004.
- [13] Theobald, M. R., Løfstrøm, P., Walker, J., Andersen, H. V., Pedersen, P., Vallejo, A., & Sutton, M. A. (2012). An intercomparison of models used to simulate the short-range atmospheric dispersion of agricultural ammonia emissions. *Environmental Modelling & Software*, 37, 90-102.
- [14] Users guide for the AERMOD meteorological processor, US environmental protection agency office of air quality planning and standards, research Triangle Park, north California 27711, November 2004.
- [15] Jesse L, 1995, Lakes Environmental Software, www.weblakes.com/products/wrplot/index.html, visited on 2011.06.01.
- [16] Amy Alexander, Clint Burklin, and Amanda Singleton, Eastern Research Group Morrisville, May 2005, <http://www.epa.gov/ttn/catc/products.html#software>, visited on 2011.06.01.
- [17] Roe S.M., Spivey M.D. and Lindquist H.C., Thesing K.B., Strait R.P. and Pechan E.H., "Estimating ammonia emissions from anthropogenic nonagricultural sources, Emission Inventory Improvement Program, EPA, 2004.
- [18] Clemens J. and Cuhls C., "Greenhouse gas emissions from mechanical and biological waste treatment of municipal waste", *Environmental Technology*, 24:6, 745-754, 2003.
- [19] Busca, G. and C. Pistarino. 2003. Abatement of ammonia and amines from waste gases: a summary. *Journal of Loss Prevention in the Process Industry*. 16:157-163.

یافته و محاسبات انجام شده در این مطالعه، جهت غالب بادهای در فصل زمستان در جهت غربی است. بنابراین مطالعه انتشار آمونیاک در جهت غربی صورت گرفت.

نتایج نشان می‌دهد، آمونیاک تولیدی از مرکز دفن و کمپوست-سازی کهریزک حداکثر تا فاصله ۲ کیلومتری انتشار یابد. و با توجه به فاصله نزدیکترین مراکز مسکونی از این مرکز دفن که برابر ۸/۱ کیلومتر است، خطر جدی ساکنین این ناحیه را تهدید نمی‌کند. همچنین با توجه به اینکه در سمت غربی این مرکز دفن سازه بلند یا کوه بلندی وجود ندارد بنابراین انتقال بو با مشکل تویوگرافی مواجه نمی‌باشد. غلظت آمونیاک در فاصله مجازی برابر ۲۰ متر از مرکز منبع، بیشینه مقدار خود را دارد و تقریباً برابر ۱۸۰ میلی‌گرم بر متر مکعب است، این مقدار با دور شدن از مرکز منبع در جهت باد کاهش می‌یابد و تقریباً در فاصله ۲ کیلومتری از مرکز منبع به صفر می‌رسد.

۵- مراجع

- [1] Schiffman S.S., Walker J.M, Dalton P, Lorig T.S, Raymer J.H, and Williams C.M, "Potential health effects of odor from animal operations, wastewater treatment, and recycling of byproducts" *J. Agro med.* 7:7-81, 2000.
- [2] Pagans E, Barrena R, Font X. and Sanchez A, "Ammonia emissions from the composting of different organic wastes, Dependency on process temperature", *Chemosphere*, 62, 1534-1542, 2005.
- [3] Cooper P, and Cornforth I.S, "Volatile fatty acids in stored animal slurries", *J Sci Food Agric*, 29(1):83-87, 1978.
- [4] Office of Odor, Noise and Vibration, "Odor Measurement Review", Environmental Management Bureau, Ministry of the Environment, Government of Japan, 2003.
- [5] Arya S, "Air pollution meteorology and dispersion", Oxford University Press. New York, N.Y, 1999.
- [6] Watts P.J, and Sweeten J.M, "Toward a better regulatory model for odour", in: *Proceeding of the Feedlot Waste Management Conference*, Queensland, Australia, 1995.
- [7] Zimu Yu, "Development of a Livestock Odour Dispersion Model", PhD Thesis, University of Saskatchewan, Canada, 2010.

Mathematical model development of odor emission from landfill and composting site of Kahrizak: a case study ammonia emission

Yousfi, M.¹, Asadollahfardi, G.^{2*}, Elyasi, S.³, Asadi, M.¹

1. Graduate student, civil engineering department, Kharazmi University
2. Associate professor, civil engineering department, Kharazmi University
3. Assistant professor, engineering department, Lakehood University, Canada

fardi@tmu.ac.ir

Abstract:

The Public complaint about odor pollution against local authorities has started for many years. Several industries generate odor such as poultries, livestock industries and landfill. Odor emission is one of the important problems of compost production and landfill sites. Therefore, study of the determination of odor emission from residential, institutional and commercial centers, considering geographical conditions and local climate of composting site or center of odor generation, is vital. Ammonia emits from landfill and composting plant and generate a bad smell. Toxicity, corrosion and sharp odor are the major specifications of ammonia, considered as the most common odors found in composting and landfill. We studied developing and extending of the odor emissions model of the landfill site and composting production site base on the Gaussian theory of pollution emission. The odor emission equations of Kahrizak composting and landfill sites was analyzed. For solving the equations of odor emission, we applied Pasquill Gifford and Gaussian equation. The coefficient of dispersion in vertical and lateral directions, using local meteorological data was determined according to the Pasquill Gifford method and odor emission was solved using the Gaussian equation. To determine the dominant wind direction, we used WRPLOT view software. For obtaining a velocity of ammonia emission, the first order equation was used. For the identification of stability class specification for the day and specified location, Monin–Obukhov length and net radiation were used. The effect of radiation angle and topography parameters of the area in our calculation was considered. For solving the Gaussian equation, we established a coding program. Limitation of our study was a lack of data in the study area for testing our model. Therefore, we compared our results with similar research in the world and also used a sensitivity analysis to prove the validity of our model. The results indicated that the ammonia emission rate from the Kahrizak Complex was about 163 g/s. By solving the Gaussian equation, we obtained the instant maximum ammonia emission equal to 180mg/m³ from 80 meters from the source at an effective height of 1.5 meters. The emitted ammonia could be detected up to 2 km away from the complex center. A comparison of our results with outcome of similar studies indicates the reliability of the model. Considering the location of residential area which is at 8.1 km far from the Kahrizak landfill center; therefore, no any danger will occur for people live in the area due to ammonia emission from Kahrizak landfill site.

Keywords: Amonia emission model; Kahrizak Lanfill and composting site; *Gaussian dispersion equation*