

Odor emission in the composting process and its reduction strategies: A review

Samaneh Jalali¹ , Seyed Nadali Alavi Bakhtiarvand¹ , Shokooh Sadat Khaloo² ,
Mehrnoosh Abtahi^{1*} 

1- Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health and Safety, Shahid Beheshti University of Medical Science, Tehran, Iran

2- Department of Health, Safety and Environment, School of Public Health and Safety, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, Tehran, Iran

Abstract

Background and Aims: Composting process as a biological method in waste management has many problems including odor emission. Ammonia, VOCs and hydrogen sulfide are factors that cause odor. The purpose of this study is to review studies on odor emission and strategies of reducing odor emission in the composting process.

Materials and Methods: In this study, the keywords including Odor compost, Food waste composting, Odor emission composting process and Odor composting were searched in scientific databases such as Google scholar, Scopus, Web of Science, ProQuest and PubMed. As a result of this search, more than 200 articles were identified and extracted. At all stages of the study, ethical considerations were observed.

Results: The results of the investigated studies showed that the major components of odorous gases in the composting process are ammonia gases, hydrogen sulfide and VOCs. By adjusting the physical and chemical factors, it is only possible to reduce one of the odorous gases, and due to the composting process is a biochemical procedure and the sensitivity of microorganisms, the adjustment of the composting conditions is limited and so the operable range is very narrow. The use of additives has performed relatively well to control odor production.

Conclusion: The efficiency of changes in the composting process in odor control is relatively low and it is difficult to use this method, on the other hand, the use of additives in odor control has been successful and is suggested as a superior strategy to control odor emission in the composting process.

Keywords: Compost, Hydrogen sulfide, Ammonia, VOCs, Odor emission

Please Cite this article as: Jalali S, Alavi Bakhtiarvand SN, Khaloo ShS, Abtahi M. Odor emission in the composting process and its reduction strategies: A review. Journal of Health in the Field 2024; 11(4):52-75.

Corresponding Author: Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health and Safety, Shahid Beheshti University of Medical Science, Tehran, Iran.

Email: mehrabtahi@yahoo.com

DOI: <https://doi.org/10.22037/jhf.v11i4.43864>

Received: 11 November 2023

Accepted: 29 April 2024

انتشار بو در فرآیند کمپوست و روش‌های کاهش آن: یک مطالعه مروری

سمانه جلالی^۱، سید نادعلی علوی بختیاروند^۱، شکوه السادات خالو^۲، مهرانوش ابطحی^{۱*}

۱- گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت و ایمنی، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی، تهران، ایران

۲- گروه سلامت، ایمنی و محیط زیست، دانشکده بهداشت و ایمنی، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی، تهران، ایران

چکیده

زمینه و اهداف: فرآیند کمپوست به عنوان یک روش بیولوژیکی در مدیریت پسماند، دارای مشکلات متعددی از جمله انتشار بو می‌باشد. گاز آمونیاک، VOCs، سولفید هیدروژن عوامل ایجادکننده بو هستند. هدف از انجام این مطالعه، مروری بر مطالعات در خصوص انتشار بو و روش‌های کاهش تولید بو در فرآیند کمپوست می‌باشد.

مواد و روش‌ها: در این مطالعه کلید واژه‌های Odor compost، Food waste composting، Odor emission composting process و Odour composting در پایگاه‌های علمی Google scholar، Scopus، Web of Science، ProQuest و Pubmed جستجو شد. در نتیجه این جستجو بیش از ۲۰۰ مقاله شناسایی و استخراج گردید. رعایت ملاحظات اخلاقی در تمام مراحل اجرای مطالعه در نظر گرفته شد.

یافته‌ها: نتایج مطالعات مورد بررسی نشان داد که مهمترین عوامل انتشار بو در فرآیند کمپوست گازهای آمونیاک، سولفید هیدروژن و VOCs هستند. با تغییر در عوامل فیزیکی و شیمیایی، تنها کنترل بوی ناشی از یک منبع امکانپذیر بوده و به علت ماهیت بیوشیمیایی فرآیند کمپوست و حساسیت میکروارگانیسم‌ها، تغییر سازوکار و شرایط فرآیند کمپوست بصورت محدود و کنترل شده امکانپذیر است و بنابراین دامنه تغییرات قابل اعمال بسیار کم می‌باشد. استفاده از افزودنی‌ها عملکرد نسبتاً خوبی برای کنترل تولید بو داشته‌اند.

نتیجه‌گیری: کارایی تغییر در فرآیند کمپوست در کنترل بو نسبتاً پایین و بکارگیری این شیوه مشکل است، در مقابل استفاده از افزودنی‌ها در کنترل بو عملکرد موفقیت‌آمیزی داشته و بعنوان استراتژی برتر برای کنترل انتشار بو در فرآیند کمپوست پیشنهاد می‌شود.

کلید واژه‌ها: کمپوست، سولفید هیدروژن، آمونیاک، VOCs، انتشار بو

* نویسنده مسئول: گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت و ایمنی، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی، تهران، ایران.

Email: mehrabtahi@yahoo.com

تاریخ دریافت مقاله: ۱۴۰۲/۰۸/۲۰

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۴۰۳/۰۲/۱۰

مقدمه

با توسعه زندگی شهرنشینی و روند افزایش جمعیت جهان، تولید پسماند با سرعت قابل توجهی در حال افزایش است که مدیریت آن بسیاری از کشورهای جهان را با چالش‌های زیست‌محیطی، بهداشتی و اقتصادی مواجه نموده است [۱]. طبق برآوردها افزایش ۳/۴ میلیارد تن در ۳۰ سال آینده برای تولید پسماند پیش‌بینی شده است [۲]. بیشترین درصد از کل پسماندهای تولید شده به ضایعات آلی با میزان ۴۶٪ اختصاص می‌یابد که شامل پسماند غذایی، پسماند فضای سبز، کود دامی و لجن فاضلاب می‌باشد [۳].

امروزه روش‌های تصفیه بیولوژیکی پسماند جامد شهری در بسیاری از کشورهای صنعتی مورد توجه قرار گرفته است. این روش‌ها با اهدافی چون کاهش میزان پسماند دفن شده، ارتقا ارزش حرارتی پسماند و بازچرخش مواد مغذی به خاک با تولید کود کمپوست بکار گرفته می‌شوند [۴]. کود کمپوست با اهداف اصلاح بستر خاک و ارتقا کیفیت آن، کنترل پاتوژن‌ها و بهبود رشد گیاه مورد استفاده قرار می‌گیرد [۱]. در حوزه مدیریت پسماندها، بسیاری از کشورها با چالش‌های زیست‌محیطی، اجتماعی و اقتصادی متعددی مواجهه هستند. بنابراین انتخاب یک استراتژی مفید و قابل اجرا نیازمند توجه به این سه جنبه مهم است. در بین گزینه‌های متعدد برای مدیریت پسماندهای آلی، فرایند تولید کمپوست از مقبولیت بیشتری برخوردار است. این استراتژی با رویکرد پایدار مدیریتی، به عنوان یک روش اقتصادی برای تصفیه، بازیابی و مدیریت پسماندهای جامد آلی پیشنهاد شده است که محصول بدست آمده از آن به عنوان اصلاح‌کننده و منبع تأمین مواد مغذی خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد و این امر به عنوان یک اقدام مهم در بازیابی و بار چرخش مواد مغذی به خاک به شمار می‌رود. همچنین این فرایند به عنوان یک روش سبز در بازیابی پسماندهای جامد مطرح است که از پتانسیل میکروبی در تجزیه پسماندها و تولید محصولی پایدار به نام "کمپوست" بهره می‌گیرد. کمپوست به عنوان یک کود ارگانیک حاوی مواد مغذی در جهت اصلاح خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد [۳-۱]. تولید کمپوست یک فرایند بیوشیمیایی سازگار با محیط‌زیست و مقرون به صرفه است که در آن میکروارگانیسم‌ها تحت شرایط کنترل شده هوازی، رطوبت کافی، نسبت C/N بهینه و سایر فاکتورهای مهم دیگر ضایعات آلی را برای تولید یک محصول مغذی و تثبیت شده، تجزیه می‌کنند. مزیت مهم این فرایند کاهش حجم پسماند و تولید کود کمپوست برای اصلاح خاک و مصارف کشاورزی است [۷-۵].

در خصوص مشکلات و معایب فرایند تولید کمپوست می‌توان به طولانی‌بودن زمان فرایند، تولید گازهای گلخانه‌ای و گازهای عامل بو اشاره نمود. مسئله انتشار بو و جنبه مقبولیت آن نزد عموم مردم به قدری حائز اهمیت است که در مواردی موجب تعطیلی تأسیسات کمپوست گردیده و در موارد دیگر حتی از ساخت کارخانه جدید جلوگیری شده

است [۸،۹]. انتشار بو در فرایند تولید کمپوست علاوه بر مشکلات زیست محیطی، جنبه‌های اجتماعی و مقبولیت همگان و نیز مسائل بهداشتی، باعث از دست رفت عناصر مهم در بستر محصول نهایی کود کمپوست می‌شود [۱۰]. در طول فرایند کمپوست، تجزیه ترکیبات آلی از طریق واکنش‌های هضم هوازی و بی‌هوازی انجام می‌شود [۱۱،۱۲]. گازهای NH_3 ، H_2S و VOCs باعث انتشار بوی نامطبوع در این فرایند می‌شوند. در حالیکه N_2O و CH_4 در تغییرات اقلیم و گرمایش جهانی نقش دارند [۱۳].

از این رو کمینه‌سازی انتشار گازها در فرایند تولید کمپوست مورد توجه سیاست‌گذاران، پژوهشگران و جامعه علمی قرار گرفته است. انتشار بو در فرایند تولید کمپوست همچنین باعث کاهش کیفیت محصول نهایی نیز می‌شود. استراتژی‌های مختلفی برای کاهش انتشار بو در فرایند کمپوست وجود دارند. از جمله این روش‌ها می‌توان به تغییر پارامترهای مؤثر بر عملیات کمپوست‌سازی از طریق تنظیم شرایط محیطی اشاره نمود؛ اما با توجه به ماهیت بیولوژیکی فرایند کمپوست و همچنین بمنظور تولید یک کود کمپوست با کیفیت، امکان تغییرات در سازوکار و پارامترهای فیزیکی شیمیایی فرایند کمپوست بصورت محدود و کنترل شده وجود دارد. بنابراین استفاده از مواد افزودنی به عنوان یک استراتژی بلقوه برای به حداقل رساندن انتشارات گازی از فرایند تولید کمپوست مورد توجه قرار گرفته است.

این افزودنی‌ها با ایجاد تداخل، جذب و ترسیب گازها انتشار بو در فرایند کمپوست را کاهش می‌دهند [۱۵، ۱۴، ۲]. هدف این مقاله بررسی چالش انتشار بو در فرایند تولید کمپوست و عوامل مؤثر بر آن و نیز روش‌های کاهش معضل بو در فرایند کمپوست است. علاوه بر آن مسیرهای احتمالی تبدیل نیتروژن و گوگرد به گاز آمونیاک و سولفید هیدروژن و نیز تولید ترکیبات آلی فرار مورد بررسی قرار می‌گیرد.

مواد و روش‌ها

در این مطالعه پژوهش‌های انجام شده در خصوص انتشار بو در فرایند کمپوست و روش‌های کاهش آن با کلید واژه‌های Odor compost، Odor emission composting، Food waste composting و Odour composting در پایگاه‌های علمی Google Scholar، ProQuest، Web of Science، Scopus، Pubmed و جستجو شدند. در غربالگری اولیه بیش از ۲۳۰۰۰ مقاله بدست آمد؛ بنابراین جستجو با هدف بررسی استراتژی‌های کنترل فرایند موجود و با تاکید بر روش‌های افزودن کاهش دهنده‌های بویی که منجر به کاهش کیفیت محصول نهایی نمی‌شوند، محدودتر شد. در نتیجه این جستجو بیش از ۲۰۰ مقاله با محوریت افزودنی‌های کنترل و کاهش دهنده تولید بو و عوامل مؤثر بر آن انتخاب گردید.

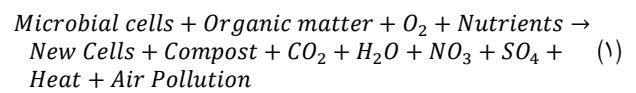
به‌منظور درک بهتر چگونگی تأثیر هریک از این افزودنی‌ها بر فرایند و میزان تأثیر آنها، توصیف فرایند کمپوست و روش‌های آن ضروری بود که در این مقاله به آن پرداخته شده است. همچنین مشکلات فرایند

کمپوست و به تفصیل سازوکار تولید بو در فرآیند کمپوست، چرخه نیتروژن و گوگرد، عوامل مؤثر بر انتشار بو و در نهایت روش‌های کنترل و کاهش بو در فرآیند کمپوست شرح داده شده است. در نهایت میزان و کیفیت کمپوست سازی و انتشار بو از رایج ترین روش‌های کنترل فرآیند و افزودنی‌های کاهنده بو، با هم مقایسه گردید. در استفاده از مستندات و مقالات، ملاحظات اخلاقی به‌طور کامل مورد توجه قرار گرفت.

یافته‌ها

فرآیند کمپوست

یکی از روش‌های بیولوژیکی پردازش و تبدیل بخش آلی پسماندهای شهری می‌باشد که با هدف کاهش وزن و حجم پسماندها در محل دفن و تولید کود کمپوست مورد استفاده قرار می‌گیرد. زمان لازم برای تجزیه بیولوژیکی بسته به ترکیب پسماند، میزان رطوبت، عناصر مغذی و عوامل محیطی (دما، pH و...) متفاوت است. در شرایط مساعد بخش آلی پسماند در مدت ۴-۶ هفته به کود کمپوست تبدیل می‌شود. معادله زیر تولید کود کمپوست از مواد آلی پسماندهای شهری در شرایط هوازی را بیان می‌کند:



بنابراین محصولات نهایی تجزیه هوازی مواد آلی شامل سلول‌های میکروبی جدید، کود کمپوست، دی‌اکسید کربن، آب، نیتрат، سولفات و گرما می‌باشد [۱۶، ۱۷].

مزایای تولید کمپوست

فرآیند کمپوست به عنوان یک روش مناسب و ایمن برای مدیریت پسماندهای تجزیه‌پذیر پیشنهاد شده است. اتحادیه اروپا نیز دفع پسماندهای غذایی از طریق پسماندسوز و لندفیل را محدود کرده است؛ در مقابل بر روش‌های تصفیه بیولوژیکی با دربرداشتن مزایایی مانند متانیزاسیون و تولید کمپوست تأکید می‌کند. در واقع فرآیند کمپوست به عنوان یک روش اقتصادی برای تصفیه، بازیابی و مدیریت پسماندهای جامد آلی پیشنهاد شده است که محصول حاصل از آن بعنوان اصلاح‌کننده و منبع تأمین مواد مغذی خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد. با افزایش تمرکز بر اقتصاد پایدار و مدور (چرخشی) در صنعت کشاورزی، کمپوست‌سازی از پسماندهای جامد به عنوان یک اقدام مهم در بازیابی و بازچرخش مواد مغذی به خاک بشمار می‌رود [۳، ۱۸]. استفاده از کود کمپوست موجب افزایش حاصلخیزی خاک و بهبود کیفیت محصول کشاورزی و نیز کنترل فرسایش خاک می‌شود. کمپوست با کیفیت می‌تواند به عنوان جایگزین برای کودهای شیمیایی در صنعت کشاورزی مورد استفاده قرار بگیرد. مطالعات نشان می‌دهد که کودهای شیمیایی در بهبود کیفیت محصولات کشاورزی و خاک بهتر از کود کمپوست عمل می‌کنند؛ اما با توجه به اثرات نامطلوب استفاده از این نوع کودها

در محیط زیست و نیز تولید فزاینده پسماندهای فسادپذیر، تولید کود کمپوست و استفاده از آن حتی بصورت ترکیب با کودهای شیمیایی به عنوان تنها راه حل برای کاهش اثرات استفاده از کودهای شیمیایی و مدیریت حجم انبوهی از پسماندهای فسادپذیر پیشنهاد می‌شود. در رخدادهای فرسایش، خاک حاصلخیزی خود را از دست می‌دهد. به واسطه وجود هوموس در کمپوست ظرفیت نگهداری آب در خاک افزایش می‌یابد و درواقع هوموس موجود در کمپوست بصورت یک چسب اجزا خاک را کنار هم نگاه می‌دارد. استفاده از کمپوست در خاک آلوده به فلزات سنگین موجب اصلاح و احیا خاک می‌شود. به عبارتی کمپوست در تجزیه هیدروکربن‌های کلردار و غیرکلردار، مواد شیمیایی نگهدارنده چوب، حلال‌ها، فلزات سنگین، آفت‌کش‌ها و فرآورده‌های نفتی در خاک مفید فایده گزارش شده است. مکانیسم اثر کمپوست در کاهش سمیت و اصلاح خاک از طریق جذب و تجزیه برخی عناصر است. فلزات سنگین بوسیله ترسیب، جذب، کمپلکس‌سازی و واکنش‌های اکسایش و کاهش در بستر خاک باند شده و از دسترس گیاه خارج می‌شوند [۱۹].

مراحل فرآیند کمپوست

فرآیند کمپوست در ۴ مرحله انجام می‌شود: مرحله مزوفیل اولیه، مرحله ترموفیلک، مرحله سرد شدن یا مزوفیل ثانویه و در نهایت رسیدگی یا بلوغ کمپوست. طول مدت مراحل مزوفیلک و ترموفیلک از چند روز تا چند ماه متغیر است؛ در حالی که برای انجام مراحل سرد شدن و رسیدگی تا چندین ماه زمان لازم است. مدت زمان هر یک از مراحل فرآیند کمپوست به نوع ترکیبات آلی ورودی و کارایی فرآیند بستگی دارد. در مرحله مزوفیل اولیه، میکروارگانیسم‌ها به تجزیه ترکیبات غنی از انرژی مانند پروتئین‌ها، کربوهیدرات‌ها و چربی‌ها می‌پردازند. باکتری‌ها، اکتینوباکترها و قارچ‌ها به عنوان تجزیه‌کننده‌های اولیه شناخته می‌شوند که نقش مهمی در تجزیه ترکیبات آلی در فرآیند کمپوست دارند. در مرحله مزوفیلک درجه حرارت توده کمپوست به ۲۵ تا ۴۰°C می‌رسد. در مرحله ترموفیلک به دلیل فعالیت و متابولیسم میکروارگانیسم‌های اگزوترمیک یا گرم‌زا، درجه حرارت به ۳۵ تا ۶۵°C افزایش می‌یابد. در این مرحله میکروارگانیسم‌هایی که قابلیت سازگاری با دماهای بالاتر را دارند، غالب می‌شوند و فرآیند تجزیه را انجام می‌دهند. در پایان این مرحله میکروارگانیسم‌های ترموفیلک جایگزین مزوفیلک‌ها خواهند شد [۲۰].

نقش میکروارگانیسم‌ها در فرآیند کمپوست

فرآیند کمپوست بوسیله ترکیبی از میکروارگانیسم‌های گوناگون شامل باکتری‌ها، قارچ‌ها، اکتینومیسیت‌ها و تک‌یاخته‌ها انجام می‌شود. بیشترین اجتماع میکروارگانیسم‌ها را در فرآیند کمپوست باکتری‌ها و قارچ‌ها تشکیل می‌دهند. در فرآیند کمپوست فعالیت هر یک از میکروارگانیسم‌ها بستری مناسب برای فعالیت گروه‌های دیگر را بوجود می‌آورد. به عبارتی فعالیت میکروارگانیسم‌ها در این فرآیند دارای توالی مشخص و به

فن، توده پسماند را با ایجاد فشار منفی (مکش) هوادهی می‌کند. ارتفاع توده‌ها در این روش ۳-۴ متر و سطح مقطع آن‌ها ۴۰ متر مربع می‌باشد. زمان مورد نیاز در این روش ۲ ماه می‌باشد [۲۴].

در روش راکتوری از راکتورهای مختلفی از جمله برج‌های عمودی، راکتورهای افقی، استوانه‌ای و مکعبی شکل و استوانه‌های چرخان استفاده می‌شود. در این روش با کنترل شرایط محیطی از جمله جریان هوا، دما، غلظت اکسیژن و... تولید بو به حداقل می‌رسد. از جمله مزایای روش راکتوری می‌توان به کنترل بو، سرعت بالای فرآیند و نیاز به نیروی انسانی و زمین کمتر اشاره نمود. زمان ماند پسماند در راکتور یک تا دو هفته می‌باشد. مراحل رسیدگی کمپوست به مدت ۱۲-۴ هفته است. در طول ۱۰۰ سال گذشته بیش از ۵۰ سیستم اختصاصی تولید کمپوست توسعه یافته است که در نوع راکتور، نوع هوادهی و یا سایر جزئیات بهره‌برداری با هم تفاوت دارند [۲۱].

مشکلات زیست محیطی و بهداشتی فرآیند کمپوست

بهرحال در صورت عدم دقت در انتخاب مواد اولیه ورودی به فرآیند کمپوست یا بهره‌برداری، تولید کمپوست ممکن است با مشکلات زیست محیطی و بهداشتی همراه باشد؛ از جمله حضور فلزات سنگین در کمپوست نهایی، مشکلات بهداشتی و حضور میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا، تولید بو و جنبه‌های مقبولیت عموم در انتخاب محل احداث تأسیسات، انتشار شیرابه پسماند در محیط و متعاقب آن آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی و تکثیر حشرات و جوندگان قابل اشاره هستند [۲۵].

منابع تولید بو در فرآیند کمپوست

گازهای انتشار یافته در فرآیند کمپوست بر پایه کربن، نیتروژن و گوگرد هستند و شامل آمونیاک، ترکیبات آلی فرار، ترکیبات سولفیدی فرار (VSCs) و گازهای گلخانه‌ای مانند دی‌اکسید کربن، دی‌نیتروژن منواکسید و متان می‌شوند. گازهای NH_3 ، VOCs و VSCs باعث انتشار بوی نامطبوع و اثرات بهداشتی بر کارگران شاغل در تأسیسات تولید کمپوست می‌شوند. تحریک پوست و غشا مخاطی از جمله خطرات سلامتی بر انسان هستند [۱۱، ۱۲]. انتشار آمونیاک همچنین موجب پدیده اوتریفیکاسیون و باران اسیدی در اکوسیستم می‌گردد [۸]. در طول فرآیند کمپوست به دلیل دماهای بالا، تغییرات pH کمپوست و نقاط کانونی (local hotspot) بی‌هوازی و هوازی؛ میزان فراریت آمونیاک، فرآیندهای نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون و متانوژن‌ها دستخوش تغییر شده؛ بنابراین انتشار این گازها اجتناب‌ناپذیر خواهد بود [۳]. نرخ و میزان انتشار این گازها در فرآیند کمپوست بسته به ترکیب پسماند ورودی، نوع فرآیند کمپوست و نحوه پیشرفت فرآیند کمپوست متغیر خواهد بود [۳، ۲۶]. به‌طور کلی از دست رفت نیتروژن در فرآیند کمپوست از طریق انتشار آمونیاک، اکسیدهای نیتروژن (NOx)، اکسید نیتروس (N_2O) و دی‌نیتروژن (N_2) صورت می‌گیرد و میزان آن ۷۰-۴۰٪ تخمین زده شده است [۲۷]. در مطالعه‌ای که بر روی کمپوست ضایعات

یکدیگر وابسته است. باکتری‌ها بیشترین نقش را در تجزیه ترکیبات آلی دارند. مواد آلی تجزیه‌پذیر سریع شامل کربوهیدرات‌ها و پروتئین‌ها قبل از سایر ترکیبات توسط باکتری‌ها مورد تجزیه قرار می‌گیرند. باکتری‌های تثبیت‌کننده نیتروژن نیز در توده در حال کمپوست نقش ایفا می‌کنند. همزمان با خشک شدن توده کمپوست و کاهش رطوبت و نیتروژن توده، قارچ‌ها فعالیت خود را آغاز می‌کنند. مواد سلولزی و لیگنین‌ها توسط قارچ‌ها تا حدودی تجزیه می‌شوند. اکتینومیسیت‌ها اغلب به عنوان گروه میانی بین باکتری‌ها و قارچ‌ها در نظر گرفته می‌شوند. بیشتر آن‌ها از طریق تشکیل رشته‌های باریک و بلندی به نام میسلیوم تکثیر می‌شوند. اکتینومیسیت‌ها ترکیبات آروماتیک، استروئیدها، فنل‌ها و سایر مولکول‌های آلی پیچیده را تجزیه می‌کنند. تک‌یاخته‌ها در فرآیند کمپوست شامل روتیفرها، نماتدها، دم‌فتری‌ها (springtails)، خرماکی (sowbug)، سوسک (beetle) و کرم خاکی با حرکت در بستر توده و شکستن ذرات توده در حال کمپوست باعث افزایش نسبت سطح به حجم مواد اولیه کمپوست و در نتیجه افزایش دسترس‌پذیری زیستی و متقابلاً تجزیه بهتر مواد آلی توسط میکروارگانیسم‌ها می‌شوند [۱۸، ۲۱]. اگرچه در این فرآیند مواد آلی تحت شرایط هوازی هیدرولیز می‌شوند؛ اما میکروارگانیسم‌های بی‌هوازی از جمله کلسترییدیوم‌ها نیز در این فرآیند نقش دارند. در مطالعه انجام شده توسط Pepe و همکاران نشان داده شد که میکروارگانیسم‌های دیازوتروف از جنس باکتری‌های کلبسیلا (Klebsiella)، سودوموناس (Pseudomonas)، آکالیجنس (Alcaligenes)، استوتروفوموناس (Stenotrophomonas)، آکروموباکترها (Achromobacter)، زانتوموناس (Xanthomonas) و کالوباکترها (Caulobacter) که از کمپوست جدا شدند؛ از قابلیت تثبیت نیتروژن در بستر کمپوست برخوردارند. باسیل‌ها و یا اکتینومیسیت‌ها به عنوان شاخصی از فرآیند ایده‌آل و تعیین‌رسیدی در کمپوست مورد استفاده قرار می‌گیرد [۱۴، ۲۲].

انواع روش‌های تولید کمپوست

روش‌های متداول تولید کمپوست در سه دسته طبقه‌بندی می‌شوند، روش ویندرو، روش توده‌های ثابت هوادهی شده و روش راکتوری [۲۱]: در روش ویندرو، پسماند بصورت توده‌هایی به عرض ۵-۲ متر و ارتفاع ۱ تا ۲ متر ساخته می‌شود. در این سیستم توده‌ها با تناوب یکبار در هفته در روش دستی و یا ۳-۲ بار در هفته به روش مکانیکی با دستگاهی بنام ویندرو برگردانده می‌شوند. در صورت ایجاد شرایط بی‌هوازی در فاصله زیر و رو کردن توده، انتشار بوهای نامطلوب بخصوص در زمان برگرداندن توده‌ها تشدید می‌شود. در برخی موارد برای کنترل انتشار ترکیبات بودار، از فن هوادهی فشار منفی استفاده می‌شود و بوهای نامطلوب توسط اسکرابرها و سایر تجهیزات حذف می‌شوند. روش ویندرو یکی از روش‌های کم هزینه ولی پر مسئله است [۲۳].

در روش توده‌های ثابت هوادهی شده، پسماندها به شکل یک پشته یا توده قرار می‌گیرند. برای تأمین اکسیژن مورد نیاز برای تجزیه مواد آلی، لوله‌هایی مشبک، در کف توده تعبیه شده که به یک فن متصل می‌باشند.

طیور و پوست درخت صنوبر انجام شده بود، میزان از دست رفت نیتروژن ۷۴ - ۶۱٪ نیتروژن اولیه توده کمپوست گزارش شده است که از این میزان ۶۲٪ بصورت آمونیاک (۳۸-۴۶٪ نیتروژن اولیه) و ۱٪ بصورت N_2O (۰/۶-۰/۷٪ نیتروژن اولیه) بوده است، همچنین از دست رفت نیتروژن به شکل اکسیدهای نیتروژنی، ۱۰۰۰ بار کمتر از نیتروژن آمونیاکی گزارش شده است [۲۸]. البته این مقدار در مطالعات به جهت نوع سیستم کمپوست و نوع مواد اولیه مورد استفاده، متفاوت گزارش شده است [۲۹]. بنابراین انتشار گاز آمونیاک اصلی‌ترین علت از دست رفت نیتروژن به عنوان ماده مغذی گیاه و متعاقباً کاهش کیفیت محصول نهایی فرایند کمپوست است. در مقایسه با گازهای گلخانه‌ای و آمونیاک، انتشار ترکیبات گوگردی فرار در فرایند کمپوست از میزان کمتری برخوردار است؛ اما به دلیل آستانه بویایی پایین این ترکیبات، در غلظت‌های بسیار کم نیز بوی ناخوشایندی ایجاد می‌کنند. در مطالعات انجام شده شدت بو تولید شده در فرایند کمپوست از پسماند آشپزخانه بطور قابل توجه با میزان ترکیبات سولفیدی فرار انتشار یافته همبستگی داشته است ($P < 0/01$) [۳۰]. با وجود گردش هوا در فرایند کمپوست هوای در مناطقی از توده شرایط آنوکسیک و بی‌هوای برقرار می‌شود که زمینه رشد و فعالیت باکتری‌های احیا کننده گوگرد (SBR) و تولید

ترکیبات گوگردی فرار (VSCs) به عنوان فرآورده این میکروارگانیسم‌ها بوجود می‌آید [۲۱، ۳۱]. به عبارتی انتقال ضعیف اکسیژن که ناشی از هوادهی ناکافی در فرایند است دلیل اصلی انتشار بو در فرایند کمپوست از پسماند جامد شهری در نظر گرفته می‌شود. VSCs ترکیبات آلی فراری هستند که دارای گوگرد یا ترکیبات گوگردی احیا شده هستند و میزان ۳۸ - ۳۵٪ از ترکیبات آلی فرار انتشار یافته در فرایند کمپوست پسماند آشپزخانه را شامل می‌شوند [۳۲]. طبق مطالعات انجام شده، ترکیبات سولفیدی شناسایی شده در فرایند کمپوست شامل سولفید هیدروژن، کربن دی‌سولفید، دی‌متیل سولفید، متیل مرکاپتان و دی‌متیل دی‌سولفید هستند. میزان انتشار ترکیبات سولفیدی فرار ۵۰/۴ - ۲۴/۲٪ کل گوگرد (TS) موجود در ترکیب پسماند در حال کمپوست تخمین زده شده است [۳۱، ۳۳]. همانطور که اشاره شد فرایندهای تبدیل بیولوژیکی مواد آلی پسماند به روش هوایی و بی‌هوایی، ناگزیر تولید کننده بو هستند. بوی ساطع شده از فرایند کمپوست ممکن است در نتیجه محتوای مواد اولیه ورودی به فرایند باشد و یا در نتیجه شرایط هوایی و بی‌هوایی (در نتیجه بهره‌برداری نامناسب) درون سیستم تولید شود که در ادامه در خصوص آنها شرح داده خواهد شد. در جدول شماره ۱، ترکیبات بودار متداول در فرایند کمپوست آورده شده است [۳۴].

جدول ۱- آستانه بویایی ترکیبات بودار متداول در فرایند کمپوست

Table 1- Thresholds of common odorants compounds in the composting process

غلظت آستانه		نام ترکیب		غلظت آستانه	
فارسی	انگلیسی	بوایی (mg/m ³)	فارسی	انگلیسی	بوایی (mg/m ³)
آمونیاک	Ammonia	۱/۱	پیریدین	Pyridine	۰/۲
اتیل الکل	Ethyl alcohol	۰/۹۹	تترا کلرواتیلن	Tetrachloroethylene	۵/۲
اتیل استات	Ethyl acetate	۳/۱	تری کلرواتیلن	Trichloroethylene	۲۱
اتیل بنزن	Ethyl Benzene	۰/۷۳	تولون	Toluene	۱/۳
استون	Aceton	۱۰۱	دی‌متیل دی‌سولفید	Dimethyl disulfide	۰/۰۰۸۴
استیک اسید	Acetic acid	۰/۰۱۶	دی‌کلرومتان	Dichloromethane	۵۶۰
استایرن	Styrene	۰/۱۵	دی‌متیل سولفید	Dimethyl sulfid	۰/۰۰۶۹
ان - اکتان	n-Octane	۸ - ۳/۱	زایلن	Xylene	۱/۶ - ۰/۲۵
ان - نونان	n-Nonane	۱۲	سیکلوهگزان	Cyclohexane	۸/۵
ان - هپتان	n-Heptane	۱۵۶ - ۱/۷	سیکلوپنتان	Cyclopentane	۳/۸
ان - هگزان	n-Hexane	۵/۳	لیمونن	Limonene	۰/۲۱
بنزن	Benzene	۸/۶	متیل مرکاپتان	Methyl mercaptan	۰/۰۰۰۱۴
بوتیل استات	Butyl acetate	۰/۰۷۷	سولفید هیدروژن	Hydrogen sulfide	۰/۰۰۰۵۷

علل تولید بو در فرایند کمپوست

پسماندهای آلی پس از ورود به تأسیسات تولید کمپوست به عنوان منابع اولیه تولید بو در فرایند کمپوست هستند. فرآورده‌های جانبی تولید شده در واکنش‌های تجزیه هوایی و بی‌هوایی پسماند نیز از عوامل ایجاد بو می‌باشند، همچنین پسماندهایی که دارای محتوای بالای نیتروژن و

گوگرد هستند، متعاقباً میزان بیشتری گاز H_2S ، NH_3 و VOCs از گروه کتون‌ها، ترپن‌ها و آمین‌ها و نیز الکل‌ها را منتشر می‌کنند که در ایجاد بوی نامطبوع نقش دارند [۳۵]. در مراحل ابتدای فرایند کمپوست ترکیبات آلی فرار بیوژنیک (Biogenic VOCs) از تجزیه پسماندهای آلی تولید می‌شوند. VOCs بیوژنیک شامل ترکیبات آلی فراری هستند

که توسط گیاهان، حیوانات و یا میکروارگانیسم‌ها تولید می‌شوند و به طور معمول شامل تروپنوئیدها (Terpenoids)، الکل‌ها و کربنیل‌ها (متان و منواکسید کربن معمولاً در نظر گرفته نمی‌شوند) هستند. بدون احتساب متان، منابع بیولوژیکی حدود ۷۶۰ تراگرم کربن در سال به شکل VOC منتشر می‌کنند. مهمترین ترکیبات آلی فرار بیوژنیک شامل ایزوپرن (Isoprene)، ترپن، ایزومرهای پینن و متانول هستند [۳۶]. ترکیبات سولفیدی فرار دی‌متیل سولفید، متیل مرکاپتان و دی‌متیل سولفید عوامل اصلی انتشار بو در فرآیند کمپوست پسماند غذایی می‌باشند [۳۷]. در شرایط بی‌هوازی، VSCs از تجزیه ترکیبات آلی حاوی گوگرد تولید می‌شوند، در حالی که در شرایط هوازی، تولید VSCs از طریق احیا سولفات اتفاق می‌افتد [۳۸، ۳۹]. مطالعات انجام شده نشان داده است که تولید سولفید هیدروژن در تأسیسات تولید کمپوست از لجن فاضلاب پس از ۴۰ ساعت رخ می‌دهد [۴۰]. علاوه بر H_2S ، سایر ترکیبات VSCs مانند متیل کربن دی‌سولفید، دی‌متیل سولفید، متیل سولفید و متیل مرکاپتان از تجزیه اسیدهای آمینه حاوی گوگرد (سیستئین، متیونین) و سایر ترکیبات حاوی گوگرد در شرایط بی‌هوازی تولید می‌شوند [۴۱]. انتشار ترکیبات سولفیدی فرار عمدتاً توسط باکتری‌های اختیاری مانند باکتری‌های اکسیدکننده سولفات (*Thiobacillus*، *Halothiobacillus*، *Bradyrhizobium* و *Thiovirga*) و باکتری‌های احیا کننده سولفات (*Desulfobacca*، *Desulfurhabdus*، *Desulfovibrio* و *Syntrophobacter*) کاتالیز می‌شود [۴۲].

ترکیباتی مانند لیمونن، α و β -پینن نیز در انتشار بو در فرآیند کمپوست پسماند جامد شهری نقش دارند. NH_3 در مرحله اول فرآیند کمپوست با سرعت بسیار بالاتری منتشر می‌شود و در ادامه فرآیند به دلیل کاهش بار آلی توده کمپوست کاهش می‌یابد. انتشار NH_3 نیز باعث ایجاد بوی نامطلوب و آلودگی محیطی در تأسیسات کمپوست می‌شود. فرآیند آمونیفیکاسیون در دماهای مختلفی از فرآیند کمپوست توسط باکتری‌ها انجام می‌شود. در این فرآیند تخریب کامل مولکول‌های پروتئینی در مراحل مختلف انجام می‌شود. در ابتدا مولکول‌های پروتئینی درشت توسط آنزیم‌های پروتئاز به آمینواسیدها هیدرولیز می‌شوند و در مرحله دوم دی‌آمیناسیون اسیدهای آمینه منجر به تولید آمونیاک یا آمونیوم می‌شود. دی‌آمیناسیون اکسیداتیو مکانیسم اصلی دی‌آمیناسیون اسیدهای آمینه می‌باشد. در مرحله سوم گاز NH_3 و یون آمونیوم در فاز آبی با هم در تعادل شیمیایی قرار می‌گیرند. در دما و pH بالا تعادل به سمت تولید گاز آمونیاک تغییر نموده و باعث انتشار گاز آمونیاک می‌شود. اکسیداسیون یون آمونیوم به نیترات در دو مرحله انجام می‌شود؛ ابتدا اکسیداسیون یون آمونیوم به نیتريت توسط باکتری‌های نیتروزو (*Nitrosomonas coccus*، *Nitrosomonas cytis*، *Nitrosomonas*) می‌شود. سپس نیتريت توسط نیتروباکترها (*Nitrobacter winogradskyi*، *Nitrosomonas gloea*، *Nitrosomonas spira*) انجام می‌شود. *Nitrobacter*، *Agilis*، *Alcaligenes*، *Achromobacter*،

فعالیت‌های میکروارگانیسم‌های مرتبط با تولید بو

همانطور که در بالا اشاره شد، میکروارگانیسم‌های موجود در توده در حال کمپوست از تنوع زیستی بالایی برخوردار هستند. اسیدهای چرب فرار که در فاز اول فرآیند کمپوست از تجزیه بی‌هوازی کربوهیدرات‌ها ایجاد می‌شوند، بوی گندیده‌ای (Rotten odor) تولید می‌کنند. باکتری‌های متعلق به جنس کلوستریدیوم (*Clostridium*) و یو باکتری‌ها (*Eubacteria*) نقش مهمی در تولید اسیدهای چرب فرار دارند. اسیدهای چرب فرار با زنجیره بلند (ایزوکاپروئیک اسید (*Isocaproic acid*)، ایزوکاپریلیک اسید (*Isocaprylic acids*)، ایزووالریک اسید (*acid Isovaleric*) و ایزوبوتریک اسید (*Isobutyric acid*) در مقایسه با اسیدهای چرب فرار دارای زنجیره کوتاه بوی نامطبوع بیشتری دارند. باکتری‌های گونه استوباکتر (*Acetobacter*) و لاکتوباسیلوس (*Lactobacillus*)، مسئول تولید اسیدهای آلی مانند اسید پروپیونیک (*Propionic acid*) و اسید بوتیریک (*Butyric acid*)، اسید استیک (*Acetic acid*) و اسید لاکتیک (*lactic acid*) از تجزیه اسیدهای چرب با زنجیره کوتاه هستند. اسیدهای چرب با زنجیره کوتاه از تخمیر کربوهیدرات‌ها تشکیل می‌شوند؛ در حالی که اسیدهای چرب با زنجیره شاخه‌ای (*Branch-chain fatty acids: BCFA*) از تخمیر پروتئین‌ها به وجود می‌آیند. فراوانی بیشتر قارچ‌ها و باکتری‌های اسیدساز باعث کاهش pH و افزایش انتشار بو می‌شود. در مرحله ترموفیلیک (pH بالا و غلظت اکسیژن کم)، باکتری‌های بی‌هوازی متعلق به فیلا باکتریوتیدس (*phyla Bacteroidetes*) یا باکتریوتیدس (*Bacteroides*) و فیرمیکوتس (*Firmicutes*) مانند کلوستریدیا (*Clostridia*) غالب هستند. این باکتری‌ها ترکیبات بویایی با آستانه کمتر (پتانسیل بو کمتر) تولید می‌کنند. باکتری‌های اکسیدکننده آمونیاک (*Ammonia-Oxidizing Bacteria: AOB*) در انتشار گاز آمونیاک در فرآیند کمپوست نقش دارند که فعالیت آن‌ها متأثر از غلظت یون نیترات و pH توده کمپوست می‌باشد [۴۵، ۴۶].

تغییر و تبدیل نیتروژن و انتشار آمونیاک در فرآیند کمپوست

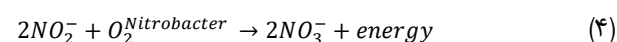
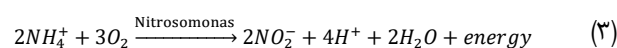
چرخه نیتروژن یکی از مهمترین فرآیندهای بیوشیمیایی در چرخه حیات می‌باشد که به واسطه میکروارگانیسم‌ها انجام می‌شود. تغییرات نیتروژن در فرآیند کمپوست در ۵ مرحله شامل معدنی‌سازی، نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون، آناموکس و فرارسازی انجام می‌شود. در شروع فرآیند

به گاز نیتروژن تبدیل می‌نمایند [۵۵]. در فرایند آناموکس، آنزیم هیدرازین دهیدروژناز (HDH: Hydrazine Dehydrogenase) ساخت هیدرازین (H_2N_4) را به عنوان یک محصول واسطه در واکنش تبدیل آمونیوم به گاز نیتروژن کاتالیز می‌کند. این آنزیم توسط ژن هیدرازین اکسیداز (hzo) رونویسی می‌گردد. باکتری‌های مشارکت کننده در فرایند آناموکس شامل *Candidatus Kuenenia*, *Candidatus Procaccia* و *Anammoxoglobus* هستند. همچنین با استفاده از شبیه‌سازی و توالی 16S rRNA مشخص گردیده که *Candidatus Brocadia* و *Candidatus Kuenenia* در فرایند آناموکس از فراوانی بیشتری برخوردارند. طبق بررسی‌های انجام شده حضور باکتری‌های آناموکس که ژن هیدرازین اکسیداز را کدگذاری می‌کنند با تنوع کمی در مرحله مزوفیلی در فرایند کمپوست تأیید شده است. رطوبت و محتوای آلی بالا از دست رفت نیتروژن را از طریق انتشار گاز و شیرابه بیشتر می‌کند [۵۶]. در ادامه واکنش‌های مربوط به چرخه نیتروژن ارائه شده است:

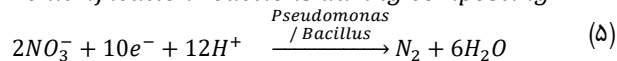
Mineralization



Nitrification reactions during composting



Denitrification reactions during composting



Anammox



تغییر و تبدیل گوگرد و انتشار سولفید هیدروژن در فرایند کمپوست

همانند نیتروژن، گوگرد نیز در ابتدای کمپوست بصورت آلی وجود دارد. سولفیدهای آلی در مواد خام عمدتاً شامل پروتئین‌های حاوی گوگرد، اسیدهای آمینه، اسید تیامین، سولفونات و... هستند [۵۷]. با پیشرفت فرایند کمپوست، سولفیدهای آلی تحت تأثیر آنزیم‌هایی مانند آریل سولفاتاز معدنی می‌شوند. با وجود اینکه فرایند کمپوست بصورت هوازی بهره‌برداری می‌شود و متعاقباً تولید سولفات را به عنوان محصول نهایی فرایند معدنی‌سازی سولفیدهای آلی انتظار داریم؛ اما در بخش‌هایی از توده در حال کمپوست، مناطق بی‌هوازی ایجاد می‌گردد که زمینه رشد باکتری‌های بی‌هوازی را فراهم می‌کند [۵۸]. باکتری‌های احیاکننده سولفات بی‌هوازی هستند و در فرایند تجزیه بیولوژیکی در کنار تیوسولفات‌ها و سولفیت‌ها از سولفات نیز به عنوان گیرنده نهایی الکترون استفاده می‌نمایند. محصول حاصل از فرایند احیا در این واکنش گاز سولفید هیدروژن است که از جمله چالش‌های مربوط به بهره‌برداری از فرایند کمپوست می‌باشد [۴۰]. با کاهش پتانسیل اکسایش و کاهش (ORP) در فرایند کمپوست گاز H_2S منتشر می‌گردد. به عبارتی در

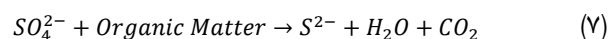
کمپوست، نیتروژن آلی موجود در توده پسماند توسط باکتری‌ها و آرکئاها به NH_4^+ تبدیل می‌شود. سپس در مرحله مزوفیلیک با فرایند آمونیفیکاسیون مقدار زیادی NH_3 وارد فاز آبی می‌شود. در فاز ترموفیلیک، شرایط توده کمی قلبایی شده، NH_3 فرار گردیده و بواسطه ایجاد می‌شود [۴۷]. در فاز سرد شدن توده کمپوست، میکروارگانیسم‌ها بخشی از نیتروژن را برای سنتز سلول‌های جدید با مکانیسم Nitrogen Assimilation جذب می‌کنند. علاوه بر این در فاز ترموفیلیک NH_4^+ به نترات تبدیل می‌شود که در فرایند نیتریفیکاسیون در دسترس میکروارگانیسم‌ها برای جذب میکروبی قرار می‌گیرد [۴۸]. در فرایند نیتریفیکاسیون NH_4^+ به نترات تحت شرایط هوازی تبدیل می‌گردد و این واکنش عمدتاً توسط باکتری‌های اکسیدکننده آمونیاک یا آرکئاها (AOB/AOA) و باکتری‌های اکسیدکننده نیتريت (NOB) انجام می‌شود [۴۹،۵۰]. AOB/AOA به عنوان یک عامل مهم در فرایند نیتریفیکاسیون، از طریق فعالیت آنزیم متواکسیژناز (Ammonia Mono Oxygenase: AMO) آمونیاک را به نترات تبدیل می‌کنند [۴۹،۵۱]. آنزیم AMO توسط ژن amoA کدگذاری می‌شود که معمولاً در باکتری‌ها و آرکئاها مثل *Pseudomonas*, *Brevundimonas* و *Thaumarchaeota* وجود دارد [۵۱،۵۲]. معمولترین باکتری‌های اکسیدکننده نیتريت (NOB) شامل نیتروزوموناس‌ها و نیتروباکترها هستند که در مرحله دوم نیتریفیکاسیون نیتريت را به نترات اکسید می‌کنند [۴۹]. نیتریفایرها حاوی آنزیم کاتابولیکی اکسیدوردوکتاز نیتريت (NXR: Nitrite Oxidoreductase) هستند که معمولاً در فاز رسیدگی و سرد شدن کمپوست فعالیت می‌کنند [۵۳]. واکنش‌های احیا نیتریفیکاسیون کامل برای فرایندهای اکسیداتیو زیستی عمدتاً در فاز رسیدگی (۳۵-۳۰ °C) انجام می‌شود و به تسهیل فرایند تجزیه زیستی کمک می‌نماید. نقطه مقابل فرایند نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون (نترات زدایی) است که در این فرایند نترات به گاز نیتروژن (N_2) و یا اکسید نیتروس (N_2O) تحت شرایط آنوکسیک/بی‌هوازی تبدیل می‌شود. فرایند دنیتریفیکاسیون معمولاً در فاز مزوفیلیک و ترموفیلیک از فرایند کمپوست انجام می‌شود [۴۸]. تعداد زیادی سودوموناس‌ها و باسیلوس‌ها حاوی ژن‌های احیا نیتريت (*nirK*, *nirS*, *nirZ*) و احیا اکسید نیتروس (*nirZ*) هستند که فرایند نترات‌زدایی را کاتالیز می‌کنند [۴۱،۵۴]. باکتری‌های دنیتریفایر از نترات به عنوان گیرنده اولیه الکترون استفاده می‌کنند. متعاقباً گاز نیتروژن آزاد شده توسط باکتری‌های تثبیت کننده نیتروژن به گاز آمونیاک تبدیل می‌شود. این باکتری‌ها حاوی آنزیم نیتروژناز هستند و به دو دسته همزیست (Symbiotic) و غیرهمزیست (Non symbiotic) تقسیم می‌شوند. باکتری‌های بی‌هوازی اکسیدکننده آمونیوم یکی از عوامل از دست رفت نیتروژن در فرایند کمپوست هستند. این باکتری‌ها در فرایندی بیوشیمیایی موسوم به آناموکس (Anammox)، آمونیوم را با استفاده از نیتريت به عنوان پذیرنده الکترون، در شرایط بی‌هوازی

یافته است. همچنین ثابت شده است که بیشترین غلظت دی‌متیل سولفید در روزهای اول تا ۱۶ فرآیند کمپوست بوده که این دوره همزمان با فاز ترموفیلیک می‌باشد. در فاز رسیدگی (کاهش دما) مقدار کمی انتشار دی‌متیل سولفید وجود داشت. در خصوص انتشار دی‌متیل سولفید بیان شده است که انتشار آن در در روزهای دوم و پنجم فرآیند کمپوست حداکثر بوده است و پس از روز هفدهم انتشار وجود نداشته است. بنابراین نرخ هوادهی بالا در فاز ترموفیلیک از فرآیند کمپوست بویژه بعد از برگرداندن توده به علت پراکنش گازها می‌تواند در کاهش بوهایی سولفیدی مؤثر باشد [۳۹].

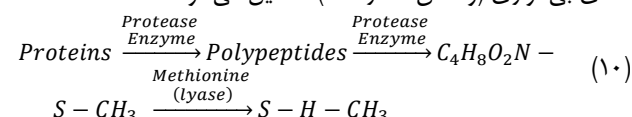
ترکیبات آلی فرار در فرآیند کمپوست

بطور کلی انتشار ترکیبات آلی فرار از پسماندهای با ارزش حرارتی پایین، رطوبت و مواد آلی بالا بوجود می‌آید و نوع آن به ترکیب فیزیکی پسماند و شرایط محیطی توده در حال کمپوست بستگی دارد. به عنوان مثال در شرایطی که هوادهی کافی نیست، در تخمیر بی‌هوازی مقادیر زیاد ترکیبات سولفیدی تولید می‌شود. در مطالعات اشاره گردیده که پسماند غذایی منجر به انتشار ترکیبات اکسیژنه در مراحل ابتدای فرآیند کمپوست می‌شود. انتشار ترکیبات آروماتیک از پسماند شهری حاوی حلال‌های شیمیایی، رنگ، افزودنی‌های غذایی و مواد شوینده معطر گزارش شده است. همچنین پسماند سبز به عنوان منبع بلقوه انتشار هیدروکربن‌ها و ترپن‌ها شناخته می‌شود [۶۳-۵۹]. ترکیبات آلی فرار به دلیل ایجاد بوی نامطبوع و اثرات بهداشتی، از جمله چالش‌های فرآیند کمپوست به شمار می‌روند. برخی از ترکیبات آلی فرار منتشر شده از فرآیند کمپوست باعث اثرات بهداشتی مستقیم نمی‌گردند اما به دلیل مزاحمت ناشی از بوی نامطبوع موجب بروز ناراضیاتی در همگان می‌شود. ترکیبات آلی فراری که مستقیماً باعث بروز اثرات بهداشتی در انسان می‌شوند، شامل بنزن، فرمالدهید، ۳ و ۱ بوتادین و تری‌کلرواتیلن هستند که اثرات سرطان‌زایی این ترکیبات به اثبات رسیده است. اثرات بوی ناشی از ترکیبات آلی فرار بسته به شرایط توپوگرافی و آب‌وهوا ممکن است تا مسافت‌های دورتر منتقل شود و این تأثیر در فاصله ۵۰۰ متری قابل توجه ارزیابی شده است. در مراحل آغازین فرآیند تولید کمپوست همزمان با بیشینه فعالیت میکروبی، غلظت بالایی از ترکیبات آلی فرار به واسطه رطوبت و دما بالای توده کمپوستی منتشر می‌شود. بطور کلی در تأسیسات کمپوست گازها با دبی بالا و غلظت آلایندهی کم منتشر می‌شوند و ترکیبات آلی فرار از سایر گازها سهم بیشتری از انتشار را به خود اختصاص می‌دهند [۶۴]. تا کنون بیش از ۱۰۰ ترکیب آلی فرار در فرآیند کمپوست مورد شناسایی و مطالعه قرار گرفته است که شامل ترکیبات اکسیژنه، ترکیبات هالوژنه، آروماتیک‌ها، ترکیبات سولفیدی احیا شده، ترپن‌ها، هیدروکربن‌ها، آمونیاک و ... هستند. انتشار VOCs مختلف ممکن است بسته به نوع پسماند ورودی (فیداستوک) و مراحل

شرایط بی‌هوازی و با کاهش سطح اکسیژن در بستر توده کمپوست پتانسیل اکسایش و کاهش کم می‌شود و فرآیندهای شیمیایی به سمت احیای سولفات پیش رفته و گاز سولفید هیدروژن آزاد می‌شود. همزمان با انتشار سولفید هیدروژن، سایر ترکیبات گوگردی احیا شده شامل متیل سولفید، دی‌متیل سولفید، دی‌متیل دی‌سولفید نیز تشکیل می‌شوند. متیل مرکاپتان محصول تجزیه اسید آمینه متیونین و متیلاسیون سولفید هیدروژن است. دی‌متیل سولفید و دی‌متیل دی‌سولفید حاصل متیلاسیون و اکسیداسیون متیل مرکاپتان هستند. این ترکیبات سولفیدی فرار عوامل اصلی تولید بو در فرآیند کمپوست هستند که توسط باکتری‌های احیاکننده سولفات تولید می‌شوند. به طور کلی، انتقال ضعیف اکسیژن ناشی از هوادهی ناکافی به عنوان دلیل اصلی تولید گازهای متناسب به بو در فرآیند کمپوست در نظر گرفته می‌شود. این گازها عمدتاً در مراحل اولیه فرآیند کمپوست و در پیک دمای کمپوست که متقارن با بیشینه فعالیت میکروبی نیز می‌باشد، منتشر می‌شوند. بنابراین می‌توان گفت که دمای توده و فشار بخار گازها نیز در میزان فراریت آنها مؤثر است [۳۰]. واکنش تولید سولفید هیدروژن به صورت زیر می‌باشد:



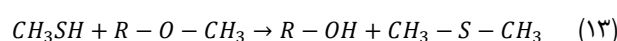
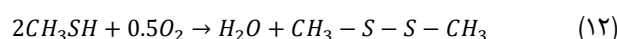
متیل مرکاپتان در تشکیل VSCs مانند دی‌متیل سولفید و دی‌متیل دی‌سولفید دارد و از طریق تجزیه بی‌هوازی اسید آمینه حاوی گوگرد (متیونین) (واکنش شماره ۱۰) و یا بیومتیلاسیون H_2S توسط باکتری‌های بی‌هوازی (واکنش شماره ۱۱) تشکیل می‌شود.



در واکنش شماره ۱۱، بطور کلی R ترکیب آروماتیک مفروض می‌شود.

$$R - O - CH_3 + H_2S \rightarrow R - OH + CH_3SH \quad (11)$$

دی‌متیل دی‌سولفید (Dimethyl disulfide: DMS) نیز از طریق اکسیداسیون متیل مرکاپتان (واکنش شماره ۱۲) تشکیل می‌شود. در شرایط بی‌هوازی، از واکنش بیومتیلاسیون متیل مرکاپتان (واکنش شماره ۱۳) دی‌متیل سولفید (Dimethyl sulfide: DMS) منتشر می‌شود.



در مطالعه انجام شده در سال ۲۰۱۶ بیان شده که بعد از زیر و رو کردن توده کمپوست نرخ انتشار دی‌متیل سولفید و دی‌متیل دی‌سولفید افزایش

• افزایش درجه حرارت اولیه که مستقیماً متأثر از سرعت متابولیسم میکروبی و تجزیه پذیری بیولوژیکی پسماند است و همچنین فشار بخار آب و از دست رفت رطوبت که بطور غیرمستقیم بر این روند مؤثر است [۶۷]. در ادامه عوامل فیزیکی و شیمیایی مؤثر بر شدت و میزان بو در فرایند کمپوست ارائه شده است.

دما

تغییرات دما به عنوان یک شاخص برای پایش و کنترل فعالیت بیولوژیکی و نیز از بین رفتن عوامل پاتوژن در فرایند کمپوست مورد استفاده قرار می گیرد. مطالعات نشان می دهند که افزایش دما در فرایند کمپوست موجب تسریع انجام واکنش های اکسیداسیون، پیرولیز و واکنش های میلارد می شود. در فاز مزوفیلیک، باکتری ها و قارچ ها، رشد لگاریتمی دارند. در این فاز ترکیبات بودار بیوژنیک (ترین ها) به عنوان عوامل بو شناخته می شوند. در فاز خودگرمایی توده کمپوست که بین فاز مزوفیلیک اولیه و ترموفیلیک وجود دارد دمای توده کمپوست افزایش می یابد. در این مرحله ترکیبات بودار بیوژنیک فرار به عنوان عامل بو معرفی شده اند. در فاز ترموفیلیک، بوهای بیوژنیک کاهش می یابند و بوهای غیربیوژنیک ناشی از پیرولیز و واکنش های میلارد افزایش می یابند. در فاز مزوفیلیک ثانویه (مرحله رسیدگی)، ترکیب باکتری و قارچ، بوی خاک را ایجاد می کنند که یکی از شاخص های رسیدگی کمپوست است. تنظیم دما در روش راکتوری و توده های ثابت هوادهی شده با تنظیم میزان هوادهی انجام می شود و در روش ویندرو با تغییر تناوب زیر و رو کردن این کار انجام می شود [۸، ۱۴، ۴۴، ۶۸]. در فرایند تولید کمپوست از فضولات دامی در دماهای بالاتر از 60°C ترکیبات آلی فرار و آمونیاک منتشر می شوند. پس از گذشت دو هفته ترکیبات با آستانه بویایی کمتر منتشر می شوند و بو آزاردهنده کمتری استشاق می گردد. بنابراین در فرایند کمپوست انتشار بو به خصوص بوی ناشی از گاز آمونیاک در ابتدای فرایند، همزمان با فعالیت شدید بیولوژیکی (قبل از کاهش شدید pH) و افزایش دما، بالاتر است [۶۹]. در مطالعه انجام شده در خصوص اثر دما بر انتشار ترکیبات سولفیدی فرار؛ مشخص گردید که افزایش دمای هوای محیط در فرایند تولید کمپوست از لجن فاضلاب موجب افزایش انتشار VSCs شده است. طبق بررسی های انجام شده متداولترین VSCs در فصل بهار و زمستان سولفید هیدروژن است. درحالی که در فصل تابستان غالباً انتشار مرکاپتان ها بیشتر است [۴۲].

هوادهی

حفظ شرایط هوازی در کمپوست از اهمیت زیادی برخوردار است. در فرایند کمپوست، هوا به چندین منظور مورد نیاز است؛ تأمین اکسیژن مورد نیاز جهت فعالیت بیولوژیکی میکروارگانیسم ها (نیاز استوکیومتریکی)، کاهش رطوبت مواد و خارج کردن حرارت ایجاد شده در توده به منظور کنترل فرایند. اکسیژن یک عنصر اساسی در فرایندهای هوازی و به عنوان گیرنده نهایی الکترون در اکسیداسیون

فرایند کمپوست (فاز مزوفیل اولیه، ترموفیل و فاز مزوفیل ثانویه) متفاوت باشد. انتشار این ترکیبات منجر به مشکلات زیست محیطی مانند گرم شدن کره زمین و تخریب لایه ازن استراتوسفری می شود و همچنین می تواند خطرات سلامتی مانند سرطان، تحریکات تنفسی و آسیب به سیستم عصبی مرکزی در پی داشته باشد [۶۱، ۶۵].

ترکیبات سولفیدی فرار (VSCs) از دیگر عوامل ایجادکننده بو در فرایند کمپوست هستند. این ترکیبات نیز در شرایط بی هوازی و در اثر توزیع ناکافی اکسیژن در توده کمپوست منتشر می شود. ترکیبات سولفیدی فرار شامل دی متیل سولفید، دی متیل دی سولفید، دی هیدروژن سولفید، کربنیل سولفید و متیل مرکاپتان می باشند. این ترکیبات دارای آستانه تشخیص پایین هستند لذا در غلظت های خیلی پایین نیز برای افراد قابل درک می باشند. شیرابه پسماند نیز یک منبع انتشار غیر مستقیم برای ترکیبات بودار می باشد و انتشار آن بین ۲۰ تا ۴۰ درصد بر حسب وزن مرطوب مواد کمپوست است. در بین مطالعات مختلف، این اتفاق نظر وجود دارد که ترکیبات سولفیدی فرار به دلیل شرایط بی هوازی یا کمبود اکسیژن در طول فرایند کمپوست منتشر می شوند. 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 فرایند تولید کمپوست از پسماندهای جامد شهری می باشد [۵، ۳۲].

عوامل مؤثر بر تولید بو

نحوه بهره برداری از فرایند کمپوست، کنترل یا تعدیل پارامترهای فیزیکی و شیمیایی فرایند کمپوست و سیستم کمپوست مورد استفاده پتانسیل انتشار بو را تغییر می دهد. انتشار بو در فاز تجزیه سریع مواد آلی (مرحله مزوفیلیک) شدید و پس از آن کاهش می یابد. رابطه بین بو و ترکیبات گازی که در حین انجام پروسه کمپوست سازی منتشر می شوند بطور دقیق مشخص نیست اما یک اثر سینرژیک یا هم افزایی بین ترکیبات وجود دارد. با این حال توصیف کامل گازهای تولید شده در فرایند کمپوست به عنوان یک مرحله کلیدی در حل مسئله بو می باشد چراکه بیشتر مطالعات بر تعداد محدودی از آلاینده ها متمرکز هستند. بعلاوه گازها و بوی آن ها بسته به ترکیب پسماند، شرایط فرایند و پیشرفت واکنش متفاوت خواهند بود که مقالات محدودی به این موضوع پرداخته اند [۶۶]. بر طبق مطالعه انجام شده توسط Coker انتشارات گازی به سه عامل مهم بستگی دارند:

- سوبسترا ترکیب مخلوط مورد استفاده برای فرایند کمپوست و همچنین در دسترس بودن مواد مغذی برای میکروارگانیسم ها که خود به سطح اختلاط و عوامل فیزیکی مانند رطوبت و اندازه ذرات بستگی دارد.
- تأمین اکسیژن و نیز یکنواختی توزیع اکسیژن در توده کمپوست

هوادهی بهینه اقدامی مهم از منظر کاهش انتشار بو در فرآیند کمپوست است. با گردش هوا در توده کمپوست از هضم بی‌هوازی مواد آلی جلوگیری شده و متعاقباً تولید گازهای آمونیاک، سولفید هیدروژن و ترکیبات آلی فرار محدود می‌شود. در مطالعات اشاره گردیده که حجم هوای ورودی و تناوب هوادهی در فرآیند کمپوست مهمتر از روش مورد استفاده در هوادهی است و انتشار اسیدهای چرب فرار و آمونیاک متأثر از آن است [۲،۷۳].

اسیدیته و pH

تجزیه بیولوژیکی و فعالیت میکروارگانیسم‌های هوازی و بی‌هوازی در فرآیند کمپوست متأثر از pH توده پسماند می‌باشد؛ از طرفی فعالیت میکروارگانیسم‌ها، تغییر دهنده pH بستر کمپوست می‌باشند. pH مواد آلی پسماند شهری در محدوده ۵-۷ قرار دارد. در مرحله اول فرآیند کمپوست به دلیل تولید اسیدهای آلی مانند لاکتیک اسید و استیک اسید از تجزیه ترکیبات آلی، pH توده کمپوست کاهش یافته و به حدود ۵-۴ می‌رسد. بعد از گذشت ۴-۲ روز محصولات تجزیه هوازی باعث افزایش pH محیط به ۸/۵-۸ می‌گردد. افزایش pH تا بالاتر از ۸/۵ باعث از دست رفتن نیتروژن بصورت انتشار گاز آمونیاک می‌شود. در پایان عملیات کمپوست‌سازی pH توده کمپوست بالغ به ۹-۸ خواهد رسید. با وجود اینکه اسیدهای چرب با زنجیره بلند، پتانسیل بالایی در انتشار بو در فرآیند کمپوست دارند؛ اما به انتشار بوی ناشی از اسیدهای آلی تولید شده در فرآیند کمپوست توجه زیادی نشده است. تولید ترکیبات آلی فرار با زنجیره کربنی بلند باعث کاهش pH توده و افزایش اسیدیته می‌گردد. همچنین این حقیقت که توده کمپوست اسیدی، بوی بیشتری نسبت به زمانی که توده در حالت قلیایی یا خنثی قرار دارد؛ منتشر می‌کند؛ در مطالعات مورد تأیید است. انتشار بوی بیشتر از توده کمپوست با فراوانی باکتری‌های لاکتیک اسید و کلوستریدیا که ترکیبات بودار VOCs تولید می‌کنند؛ رابطه مستقیم دارد. همچنین میزان pH و ترکیبات آلی فرار کل به عنوان شاخصی برای پایش تولید بو در فرآیند کمپوست پیشنهاد می‌شود [۳۹،۷۴].

نسبت کربن به نیتروژن

میکروارگانیسم‌ها در فرآیند کمپوست برای جذب عناصر مغذی کربن، نیتروژن، فسفر و پتاسیم و کسب انرژی به تجزیه ترکیبات آلی می‌پردازند. کربن به عنوان منبع انرژی و نیتروژن در سنتز سلول‌های جدید و پروتئین استفاده می‌شود. یک سوم کربن در رشد سلول‌های میکروبی کاربرد دارد و دو سوم آن به صورت گاز دی‌اکسیدکربن منتشر می‌شود. مقدار بهینه نسبت کربن به نیتروژن ۲۵:۱ تا ۳۰:۱ در فرآیند تولید کمپوست می‌باشد [۱۶،۷۵]. در نسبت‌های C/N بالاتر به دلیل کمبود نیتروژن، سرعت تجزیه ترکیبات آلی توسط میکروارگانیسم‌ها به شدت کاهش یافته از طرفی در نسبت‌های C/N پایین به علت افزایش نیتروژن، مقدار مازاد آن در مرحله‌ای که pH توده به مقدار ۸/۵-۸

مواد آلی عمل می‌کند. با کاهش غلظت اکسیژن در بستر کمپوست، سینتیک فرآیند بیوشیمیایی تجزیه با اختلال مواجه گردیده و انتشار بو ناشی از واکنش‌های بی‌هوازی افزایش می‌یابد [۶۸]. برای تنظیم میزان هوا در توده، در سیستم‌های کمپوست کوچک از روش چرخاندن توده با دست استفاده می‌شود و در سیستم‌های کمپوست بزرگ با استفاده از تجهیزات مکانیکی و یا دمنده‌ها انجام می‌شود. این حقیقت که توزیع بهینه اکسیژن در مخلوط کمپوستی موجب ارتقا فعالیت میکروبی، تجزیه کارآمد مواد آلی و متعاقباً انتشار کمتر گازها می‌شود؛ در بسیاری از مطالعات مورد تأیید است [۱۴،۷۰]. در فرآیند کمپوست به روش توده‌های ثابت هوادهی شده انتشار بوی کمتری در مقایسه با روش کمپوست ویندرو گزارش شده است که علت آن توزیع اکسیژن بالا به علت هوادهی در توده‌های ثابت می‌باشد به‌طوری که کاهش ۷۲٪ در انتشار آمونیاک، ۵۷٪ در انتشار CH_2O_2 و ۱۱٪ در انتشار CH_3COOH در روش Pile در مقایسه با روش ویندرو گزارش شده است. نیاز استوکیومتریکی اکسیژن در توده کمپوست بستگی به ترکیب شیمیایی پسماند دارد. میزان اکسیژن تثریک مورد نیاز برای تجزیه پسماند را می‌توان با استفاده از معادله استوکیومتریکی تجزیه تعیین نمود و بطور معمول در محدوده ۴-۱/۲ گرم اکسیژن به ازای هر گرم جامدات بیولوژیکی فرار می‌باشد. در صورت هوادهی ناکافی و ایجاد شرایط بی‌هوازی، خرد شدن بیش از حد پسماند و نیز رطوبت بالا که مانع از نفوذ هوا در بین ذرات می‌شود؛ میزان انتشار گازها افزایش می‌یابد. این امر در نتیجه از بین رفتن تخلخل (پرشدن فضاهای خالی) به وجود می‌آید و میکروارگانیسم‌های تجزیه کننده مواد آلی در غیاب اکسیژن از سولفات به عنوان گیرنده الکترونی واکنش استفاده می‌کنند و آن را به گاز سولفید هیدروژن که گازی بی‌رنگ، قابل احتراق و سمی با بوی نامطبوع (تخم‌مرغ گندیده) است تبدیل می‌کنند. شایان به ذکر است که در صورت وجود اکسیژن کافی، تجزیه هوازی مواد آلی بیشتر انجام می‌شود که باعث آزاد شدن گرما و احتمالاً آمونیفیکاسیون و متعاقباً افزایش غلظت تجمع NH_3 در روزهای ۸ تا ۱۰ فرآیند کمپوست می‌شود (pH ۸ تا ۸/۵). هوادهی بیشتر باعث کاهش انتشار آمونیاک و افزایش پراکندگی آن در هوا می‌شود؛ اما با چرخاندن و زیرروکردن توده انتشار VOCs بیشتری گزارش شده همچنین به همان نسبت دوره رسیدگی کمپوست کاهش یافته است. در عمل رسیدن به شرایط ایده‌آل برای هوادهی توده بسیار مشکل است و در هر صورت در قسمت‌هایی از توده ممکن است شرایط بی‌هوازی وجود داشته باشد. هوادهی منظم و در فواصل زمانی کم میزان انتشار گاز را کاهش می‌دهد اما هوادهی توده بعد از مدت طولانی موجب انتشار یا استریپینگ ترکیبات آلاینده هوا بویژه عوامل تولید کننده بو از توده می‌شود که در آن تجمع پیدا کرده‌اند. طبق مطالعات انجام شده بیشترین انتشار سولفید هیدروژن در فاز ترموفیلیک بوده و علت آن مصرف سریع اکسیژن در سیستم کمپوستی است که موجب ایجاد نقاط بی‌هوازی در داخل توده می‌شود [۷۱،۷۲].

روش‌های اندازه‌گیری بو

انتشار بو با شناسایی عوامل مولد بو تعیین می‌گردد. از جمله روش‌هایی که برای این منظور مورد استفاده قرار می‌گیرند، شامل کروماتوگرافی گازی - طیف سنجی جرمی (GC/MS)، الفکتومتری و بینی الکترونیکی است. با این حال داده‌های بدست آمده از این روش‌ها با آنچه که عموم احساس می‌کنند؛ متفاوت خواهد بود. بنابراین برای انتشار داده‌های مربوط به بو و کنترل آن نیاز به جمع‌آوری اطلاعات زمینه‌ای بصورت میدانی و در قالب اظهار افراد وجود دارد. روش تلفیقی کروماتوگرافی گازی - الفکتومتری ترکیبی از GC و تشخیص به کمک حواس است. این روش به ارزیابی بو توسط پانل بویایی و استفاده همزمان از یک تکنیک پیشرفته‌تر مانند طیف‌سنج جرمی و یا آشکارساز یونیزاسیون شعله (Flame Ionization Detector: FID) اشاره دارد. تکنیک کروماتوگرافی تنها در شناسایی و تعیین کمیت عوامل متداول تولید بو کاربرد دارد و اطلاعاتی در خصوص شدت بو ارائه نمی‌دهد. آشکارساز یونیزاسیون شعله برای تشخیص ترکیبات آلی فرار و ارائه پروفیل انتشار ترکیبات بودار استفاده می‌گردد؛ اما ارائه جزئیات مربوط به پیچیدگی ترکیبات فرار بودار در این روش نیز امکانپذیر نیست. مطالعات مختلف نشان داده‌اند که ارزیابی VOCs از طریق آشکارساز فتوئینزان) ممکن است برای اندازه‌گیری بو در فرآیند کمپوست پسماند غذایی مناسب باشد [۷۸، ۷۹]. باید در نظر داشت که حتی در زمانی که غلظت ترکیبات آلی فراری مانند مرکاپتان یا استوئین (۳-هیدروکسی-۲-بوتانول) پایین است، ممکن است، غلظت بو بسیار بالا باشد که به آستانه بویایی ترکیبات بستگی دارد. روش بویایی سنجی یا الفکتومتری معمولاً برای تعیین مشخصات، غلظت و شدت بو مورد استفاده قرار می‌گیرد. روش بویایی سنجی پویا که در جهان بصورت آزمایشگاهی برای اندازه‌گیری بو مورد استفاده قرار می‌گیرد؛ زمانبر و مستعد خطای بسیاری است و همچنین تشخیص نوع ترکیبات امکانپذیر نیست [۸۰]. حسگر بینی الکترونیکی یکی دیگر از روش‌های اندازه‌گیری بو است که مجهز به سیستم بویایی مصنوعی می‌باشد. بینی‌های الکترونیکی پتانسیل تشخیص بوهای مختلف را با سیستم تشخیص الگو دارند و ممکن است بین بوهای ساده و پیچیده تمایز قائل شوند. E-noses از سه جزء تشکیل شده است: ۱- سیستم نمونه‌برداری از بوهای مورد بررسی، ۲- حسگر یا پتانسیل تشخیص عناصر و ترکیبات شیمیایی مختلف، ۳- واحد پردازش سیگنال‌های ارسالی برای تجزیه و تحلیل داده‌ها. الگوی به دست آمده از حسگر همانند یک اثر انگشت خصوصیات شیمیایی مخلوط گازی را ارائه می‌دهد. بینی الکترونیکی برای اندازه‌گیری بو در محل مفید است، اما یک آنالایزر شیمیایی نیست و برای کاربردهای خاص نیاز به آموزش دارد. همچنین اخیراً توسعه مخاط الکترونیکی (سیستم جدید تشخیص بویایی) برای شناسایی انواع بوها پیشنهاد شده است؛ این تکنولوژی بر اساس سیستم الگوریتم تشخیص الگوی پیشرفته خواهد بود [۸۱].

می‌رسد؛ بصورت گاز آمونیاک خارج گردیده و موجب انتشار بوی نامطبوع می‌شود. انواع مختلفی از مواد حجیم‌کننده مانند خرده چوب، پوسته بادام زمینی، شلتوک برنج، کاه و خاک اره با هدف بهبود تخلخل و تنظیم نسبت C/N به پسماند افزوده می‌شود. از طرفی با افزودن این ترکیبات به توده پسماند رطوبت توده نیز متعادل گردیده و بوی کمتری منتشر می‌شود. 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 [۱۴].

رطوبت توده

مقدار بهینه رطوبت بر سرعت رشد میکروبی، توزیع اکسیژن در توده و سینتیک تجزیه میکروبی اثر می‌گذارد [۷۶]. در میزان بهینه رطوبت، میکروارگانیسم‌ها با ترشح آنزیم‌های خارج سلولی هیدرولیز کننده به تجزیه مواد آلی می‌پردازند و بنابراین رطوبت مناسب به حل شدن و انتقال مواد به درون پروتوپلاسم سلول (دسترس پذیری بیولوژیکی) کمک می‌نماید [۷۷]. میزان رطوبت در توده کمپوست به ماهیت مواد اولیه کمپوست، میزان افزایش دما در فرآیند کمپوست و تناوب چرخش توده بستگی دارد. مقدار بهینه رطوبت برای کمپوست‌سازی در محدوده ۷۰-۵۰ درصد قرار دارد. با کاهش میزان رطوبت به ۴۰ درصد، سرعت تولید کمپوست کاهش خواهد یافت و در رطوبت ۱۵-۱۲ درصد، فعالیت بیولوژیکی کاملاً متوقف می‌شود. طبق مطالعات انجام شده حداقل رطوبت مورد نیاز برای افزایش سریع فعالیت میکروبی برابر با ۵۰ درصد است درحالی‌که رطوبت در محدوده ۶۰ تا ۷۰ درصد حداکثر فعالیت میکروبی را فراهم می‌آورد [۷۷]. افزایش رطوبت به بیش از حد بهینه (رطوبت بیشتر از ۷۰٪) نیز موجب غالب شدن شرایط بی‌هوازی می‌شود، زیرا فضاهای خالی، پر شده و با کاهش تخلخل در توده اکسیژن به سهولت در بستر جریان نمی‌یابد و در نتیجه باعث کاهش تجزیه، افزایش بو و آیشویی نوترین‌ها می‌شود. افزایش رطوبت را می‌توان با اضافه کردن سایر پسماندهای با رطوبت بالا مانند لجن و یا آب تنظیم نمود. برای کاهش میزان رطوبت افزودن عوامل حجیم‌کننده و نگهدارنده رطوبت مانند ضایعات کشاورزی فیبردار که رطوبت کمتری دارند، مناسب است. در فرآیندهای کمپوستی که بصورت پیوسته بهره‌برداری می‌شوند، کنترل رطوبت توده را می‌توان از طریق بازگرداندن بخشی از محصول به توده در حال کمپوست انجام داد. رطوبت نیز در انتشار گازهای آلاینده و مولد بو از توده کمپوست نقش دوگانه دارد. درصورت کم شدن میزان رطوبت و اسیدیته پایین، تجزیه مواد آلی توسط قارچ‌ها انجام می‌شود و ضمن انتشار بیوآئروسول‌ها، موجب تولید متابولیت‌ها و ترکیباتی می‌شود که هر کدام بوی متفاوتی خواهند داشت. در رطوبت‌های بالا محصولات تجزیه بی‌هوازی عامل ایجاد بو خواهند بود [۴۴، ۷۱، ۷۲].

روش‌های کنترل تولید بو در فرآیند کمپوست

استراتژی‌های مختلفی برای کاهش انتشار بو در فرآیند کمپوست وجود دارند. از جمله این روش‌ها می‌توان به بهینه‌سازی شرایط کمپوست‌سازی از طریق تنظیم شرایط محیطی اشاره نمود. مطالعات انجام شده در خصوص کنترل بو در فرآیند کمپوست، رطوبت بین ۷۰-۵۰ درصد، نسبت C/N بین ۲۰-۳۰ و pH برابر ۶-۹ را پیشنهاد می‌دهند. با توجه به شرایط بهینه برای رشد میکروارگانیسم‌ها و پروسه تجزیه میکروبی، امکان تعدیل و تغییرات بیشتر در پارامترهای فیزیکی شیمیایی فرآیند کمپوست، با هدف کنترل و کاهش انتشار گازهای اشاره شده وجود ندارد. زیرا تغییر در هر عامل بهره‌برداری، ممکن است کمپوست نهایی با مرغوبیت کمتر تولید کند و یا حتی منجر به تولید محصولی نشود. در خصوص کنترل انتشار آمونیاک با توجه به چرخه نیتروژن می‌توان به کاهش معدنی‌سازی نیتروژن یا به عبارتی کنترل میزان تجزیه نیتروژن آلی با تنظیم میزان ترکیبات نیتروژنه در مواد اولیه کمپوست اشاره کرد، همچنین افزایش نسبت یون آمونیوم به گاز آمونیاک (کاهش pH) که البته دامنه تغییرات در این روش با توجه به سازوکارهای بیولوژیکی محدود است. بهبود شرایط در جهت اکسیداسیون گاز آمونیاک به کمک میکروارگانیسم‌ها و تأمین اکسیژن مورد نیاز از اقدامات اصلاحی دیگر است [۸۲]. در مقوله کاهش انتشار ترکیبات سولفیدی افزایش ORP و pH موجب کاهش انتشار ترکیبات سولفیدی فرار می‌شود. برای افزایش پتانسیل اکسایش و کاهش از ترکیبات پذیرنده الکترونی به عنوان افزودنی در فرآیند کمپوست استفاده می‌شود که بسیاری از اکسیدکننده‌ها برای این هدف مورد استفاده قرار می‌گیرند. همچنین مهار رشد باکتری‌های احیاکننده گوگرد نیز در کاهش تشکیل سولفیدها مؤثر است [۸۲، ۴۰]. یکی دیگر از روش‌های مدیریت و کاهش آلاینده‌های بودار در فرآیند کمپوست استفاده از افزودنی‌ها است. این اقدام به عنوان یک استراتژی بلقوه برای به حداقل رساندن انتشارات گازی از فرآیند تولید کمپوست مورد توجه قرار گرفته است. طبق مطالعات انجام شده استفاده از نمک‌های آهن و مس تأثیر به سزایی در کاهش انتشار بو در فرآیندهای بی‌هوازی داشته است. کلروفریک به عنوان یک ترسیب‌کننده شیمیایی در کاهش انتشار گاز آمونیاک و سولفید هیدروژن مؤثر گزارش شده است. امکان حذف انتخابی گاز سولفید هیدروژن نیز به کمک فرآیندهای مبتنی بر ترسیب سولفید هیدروژن با یون‌های فلزی موجود در فاز آبی نیز وجود دارد. در خصوص حذف سولفید هیدروژن بوسیله یون‌های فلزی دو ظرفیتی از جمله مس این فرضیه وجود دارد که این مکانیسم به علت حالیت ناپذیری بسیار سولفیدها نسبت به یون‌های فلزی است [۲۹، ۳۰، ۲]. در ادامه انواع روش‌های کنترل بو در فرآیند کمپوست ارائه شده است.

روش‌های مبتنی بر تغییر نوع فرآیند کمپوست

در این روش با تغییرات در شیوه بهره‌برداری از فرآیند کمپوست می‌توان تولید بو را کنترل نمود. بطور مثال استفاده از هوادهی و تغییر فرآیند کمپوست بی‌هوازی به هوازی در جهت کاهش تولید گازهای بودار بالاخص گازهای سولفیدی مؤثر می‌باشد؛ اما مشکل انتشار گازهای گلخانه‌ای همچنان وجود دارد. تغییر فرآیند ویندرو و هوادهی مکانیکی توده (زیر و رو کردن توده) به روش توده‌های ثابت هوادهی شده موجب کاهش انتشار گازهای بودار در محیط می‌شود. در مقیاس‌های کوچک فرآیند کمپوست، استفاده از راکتور در کاهش تولید بو مفید فایده خواهد بود [۸۳].

روش‌های مبتنی بر کنترل فرآیند کمپوست

بطور کلی روش کنترل بو به وسیله اصلاح پارامترهای عملیاتی در فرآیند کمپوست یک مکانیسم ارزان و مؤثر است. مهمترین پارامترهایی که در فرآیند کمپوست مورد پایش قرار می‌گیرند شامل رطوبت توده، pH، دما، نسبت کربن به نیتروژن، اندازه ذرات و نرخ هواهی است [۸۴]. فاکتورهای مهم در فرآیند کمپوست مانند توزیع اکسیژن، pH و دما بایستی در محدوده بهینه و مناسب تنظیم گردند. اطمینان از بهره‌برداری از فرآیند کمپوست در شرایط بهینه، آسانترین و امکانپذیرترین شیوه در کنترل بو می‌باشد؛ اما این حقیقت وجود دارد که تغییر یک عامل بهره‌برداری به سود کاهش انتشار یک آلاینده گازی ممکن است منجر به انتشار گاز دیگری شود. تولید کمپوست یک فرآیند خودگرمايشی (Self Heating) است. در دماهای بالا فعالیت میکروارگانیسم‌ها از شدت بالایی برخوردار است و احتمال تولید ترکیبات بودار بیشتر خواهد بود. همچنین افزایش دما میزان پخش و پراکندگی بو افزایش می‌یابد. از طرفی مانع از افزایش دما در فرآیند کمپوست برای کنترل و کاهش بو، منجر به کاهش کیفیت کود کمپوست نهایی خواهد شد. به عبارت دیگر محدوده‌ای برای تعدیل دما در جهت کاهش تولید بو در فرآیند کمپوست وجود نداشته و در این خصوص امکان اعمال تغییرات وجود ندارد [۸۵].

همانطور که قبلاً اشاره شد، انتشار گاز آمونیاک در فرآیند کمپوست با پارامترهای مختلف کمپوست مانند سرعت هوادهی، میزان رطوبت و نسبت C/N مرتبط است. کنترل انتشار NH_3 از طریق بهینه‌سازی پارامترهای عملیاتی باعث بهبود فرآیند کمپوست و کیفیت محصول نهایی می‌گردد. مطالعه دینگ و همکاران در سال ۲۰۱۹ نشان داد که در نسبت کربن به نیتروژن ۱۵، رطوبت ۶۰ درصد و سرعت هوادهی 5 L/min انتشار آمونیاک $65/95 \text{ g/kg}$ بوده است که با نسبت کربن به نیتروژن ۳۵، رطوبت ۶۰ درصد و سرعت هوادهی 15 L/min این میزان به $21/02 \text{ g/kg}$ رسیده است و در مطالعه آن‌ها، مقادیر سری دوم، به عنوان مقدار بهینه معرفی شدند [۸۶].

میزان اکسیژن در تولید بو در فرآیند کمپوست تأثیر بسزایی دارد. در حضور اکسیژن اکسیداسیون آمونیاک افزایش یافته و متعاقباً این امر با

کاهش انتشار گاز آمونیاک در محیط همراه است. انتشار ترکیبات سولفیدی فرار نیز عمدتاً به دلیل توزیع ناکافی اکسیژن در توده کمپوست است و در این خصوص با کنترل غلظت اکسیژن و اطمینان از توزیع یکسان آن در توده می‌توان تولید ترکیبات سولفیدی فرار را به حداقل رسانید [۴۲]. شایان ذکر است در فرایندهای کمپوست مجهز به سیستم هوادهی یا روش توده‌های ثابت هوادهی شده، غلظت اکسیژن در توده به وسیله تغییر میزان هوادهی تنظیم می‌گردد. برخی مطالعات اظهار دارند که کوتاه نمودن فواصل بین هوادهی و یا هوادهی مداوم توده برای حفظ غلظت بالای اکسیژن در توده، به عنوان یک روش مؤثر برای مهار تولید VSCs و آمونیاک است اما در عمل امکان افزایش انتشار گاز آمونیاک انباشته شده در لایه‌های زیرین توده به دلیل اثر هوادهی دوره‌ای دمنده‌ها و برگرداندن توده نیز وجود دارد. همچنین افزایش مفرط هوادهی باعث سرد شدن لایه‌های زیرین توده کمپوست می‌شود که فرایند کمپوست را با مشکل مواجه می‌کند. بنابراین کنترل بو در فرایند

کمپوست به وسیله هوادهی مشکل خواهد بود [۱۰،۴۰،۸۷]. در جدول شماره ۲، تأثیر میزان هوادهی بر انتشار گازهای آمونیاک و سولفید هیدروژن در فرایند کمپوست در مقیاس پایلوت ارائه شده است. طبق نتایج مطالعه ژانگ و همکاران (۲۰۱۶) نرخ هوادهی ۰/۱ L/min برای حفظ شرایط هوازی در راکتور کمپوست کافی نبوده به‌طوری‌که با افزایش هوادهی به میزان ۰/۳ L/min انتشار سولفید هیدروژن کاهش یافته است. با افزایش میزان هوادهی واکنش‌های تجزیه بیولوژیکی تسریع گردیده و در صورت افزایش pH امکان انتشار بیشتر گاز آمونیاک و گرما وجود دارد و در مطالعه ژانگ نیز این موضوع مورد تأیید است و بیان شده که با توجه به میزان گرمای تولید شده در تیمار اول، نرخ هوادهی ۰/۱ L/min برای انجام واکنش‌های تجزیه بیولوژیکی کافی نبوده و متعاقباً میزان آمونیاک کمتری منتشر شده است و در تیمار سوم با نرخ هوادهی ۰/۳ L/min تجزیه بیولوژیکی به خوبی انجام شده و حاصل آن انتشار گاز آمونیاک بیشتری است [۳۲].

جدول ۲- میزان انتشار گازهای آمونیاک و سولفید هیدروژن در فرایند کمپوست [۳۲]
Table 2- Emissions of ammonia and hydrogen sulfide during composting

پسماند ورودی	هوادهی (L/min)	نسبت C/N	رطوبت (%)	انتشار گاز (mg/kg DM)	سولفید هیدروژن
غذایی	۰/۱	۱۶/۲	۶۹	۱۹۴۴/۶	۲۸۵/۵
	۰/۲	۱۶/۲	۶۹	۳۰۲۱/۳	۳۰۱/۶
	۰/۳	۱۶/۲	۶۹	۳۹۹۵/۳	۲۹۶/۲

میزان pH در نسبت NH_4 به NH_3 مؤثر است. یک مطالعه با شبیه‌سازی مکانیسم فراریت آمونیاک در فرایند کمپوست، انتشار مقدار زیادی از این گاز را در شرایط قلیایی و pH بالا تأیید می‌کند [۸۸]. برخلاف آمونیاک، در pH قلیایی H_2S بصورت یونی باقی مانده و امکان انتشار آن وجود ندارد [۸۹]. بنابراین کاهش pH توده کمپوست تولید آمونیاک را کاهش داده اما انتشار ترکیبات سولفیدی فرار را افزایش می‌دهد. به‌طور مثال مطالعه Gu و همکاران نشان داد که پس از کاهش pH کمپوست، انتشار تجمعی گاز آمونیاک و مقدار TN به ترتیب به میزان ۴۷/۸ درصد و ۴۴/۲ درصد کاهش می‌یابد؛ اما انتشار سولفید هیدروژن و میزان از دست رفت گوگرد افزایش می‌یابد. لذا کاهش بو با تغییرات pH امکانپذیر نیست [۶۶].

روش‌های مبتنی بر استفاده از میکروارگانیسم‌ها

یکی از روش‌های کنترل بو در فرایند کمپوست تغییر فلور میکروبی توده کمپوست با استفاده از میکروارگانیسم‌ها و یا افزودن بازدارنده‌های فعالیت میکروبی است. باکتری لاکتیک اسید، باسیلوس‌ها و ساکارومایسس‌ها از جمله عوامل میکروبی افزودنی به توده کمپوست هستند. با توجه به تنوع زیاد میکروارگانیسم‌ها، در خصوص کاهش تولید بو در فرایند کمپوست می‌توان از انواع گوناگون میکروارگانیسم‌ها با

مکانیسم اثر متفاوت استفاده نمود. برخی باکتری‌ها مستقیماً عناصر گوگرد و نیتروژن را مورد هدف قرار می‌دهند و برخی دیگر با اعمال اثر بازدارندگی در فعالیت باکتری‌های تولید کننده بو مانع از تولید بو می‌گردند [۹۰،۹۱].

استفاده از اصلاح‌کننده میکروبی که قادر به اکسیداسیون آمونیاک است، یک استراتژی نسبتاً جدید برای جلوگیری از کاهش و از دست رفت نیتروژن در توده کمپوست است [۹۲]. اکسیداسیون آمونیاک و تبدیل آن به نیترات و نیتريت باعث حفظ نیتروژن در بستر توده کمپوست گردیده و علاوه بر بهبود کیفیت کمپوست باعث حل مشکل بوی ناشی از انتشار گاز آمونیاک می‌شود. تلقیح باکتری‌های اکسیدکننده آمونیاک، انتشار گاز آمونیاک را کاهش می‌دهد. در یکی از مطالعات انجام شده میزان از دست رفت نیترون با استفاده از تلقیح میکروبی از ۵۳/۸۳ درصد به ۴۷/۰۸ درصد گزارش شده است. همچنین در این مطالعه پیک انتشار آمونیاک از ۸۶۱/۱۲ mg/h در نمونه شاهد به ۵۱۰/۴۸ mg/h در راکتور با تلقیح میکروبی رسیده است. بطور مشابه در مطالعه دیگری استفاده از تکنیک تلقیح میکروبی برای کاهش از دست رفت نیتروژن در فرایند کمپوست، کاهش انتشار گاز آمونیاک و آلودگی اتمسفر، روشی مفید و کارا گزارش شده است [۳۲،۹۳]. Xue و همکاران استفاده از صافی

می‌شود. [۹۸-۷۲]. به نظر می‌رسد افزودن باکتری‌های نیتریفایر نیز از لحاظ تئوری اثر مشابه با باکتری‌های دنیتریفایر داشته باشد. در اثر فعالیت باکتری‌های نیتریفایر غلظت نیترات افزایش و غلظت آمونیاک کاهش می‌یابد. همچنین این باکتری‌ها در کاهش آنتی‌بیوتیک‌ها نیز مؤثر هستند. بطور کلی در بحث استفاده از تلقیح میکروبی برای کنترل بو، استفاده از چندین سویه بصورت مختلط بجای یک سویه خاص (استفاده از باسیلوس‌ها و باکتری‌های اکسیدکننده آمونیاک)، اثرات بهتری در کاهش تولید بو خواهند داشت. مکانیسم عمل میکروارگانیسم‌ها در کنترل بو پیچیده بوده و بکارگیری این روش مستلزم انتخاب دقیق سویه‌ها و نسبت اختلاط آن‌ها است [۹۹، ۱۰].

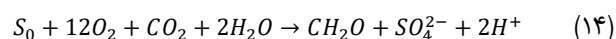
سایر روش‌های بیولوژیکی برای کاهش بو در فرآیند کمپوست شامل غشاهای نیمه تراوا که از چند لایه بیوفیلم با منافذ ریز تشکیل می‌شوند، سیستم‌های فیلتراسیون پیشرفته و غشاهای بیوفیلتری می‌باشد. در مطالعه دیگری اثر همزمان افزودن گوگرد و تلقیح باکتری *Thiobacillus thioparus* 1904 بر انتشار بو در فرآیند کمپوست مورد بررسی قرار گرفته است. نتایج این مطالعه حاکی از آن است که استفاده از گوگرد باعث کاهش pH و در نتیجه کاهش انتشار تجمع گاز آمونیاک و کاهش از دست رفت نیتروژن به میزان به ترتیب ۶۳/۳۳ و ۷۱/۹۳ درصد می‌گردد؛ اما میزان انتشار ترکیبات سولفیدی فرار افزایش یافته است. همچنین این مطالعه نشان داده است که افزودن *T. thioparus* 1904 به طور مؤثری انتشار تجمع H_2S ، متیل سولفید، متانتیول، دی‌متیل دی‌سولفید و از دست رفت گوگرد را به ترتیب به میزان ۳۳/۲۴، ۸۱/۲۴، ۳۲/۷۰ و ۵۴/۲۲ و ۵۴/۲۴ درصد کاهش می‌دهد [۱۰۰، ۶۶].

روش‌های مبتنی بر استفاده از افزودنی‌ها

همانطور که اشاره گردید با تغییر در عوامل فیزیکی و شیمیایی فرآیند، تنها کنترل بوی ناشی از یک منبع امکانپذیر بوده و به علت ماهیت بیوشیمیایی فرآیند کمپوست و حساسیت میکروارگانیسم‌ها و همچنین تولید یک کود کمپوست با کیفیت و بالغ، تغییر سازوکار فرآیند کمپوست بصورت محدود و کنترل شده امکانپذیر است؛ لذا استفاده از افزودنی‌ها به عنوان یک راه حل مناسب برای کنترل تولید بو پیشنهاد می‌شوند. این مواد در فرآیند کمپوست تغییر زیادی ایجاد نکرده و بنابراین در شرایط بهینه بهره‌برداری از فرآیند کمپوست تداخل ایجاد نمی‌کنند. به عبارت دیگر افزودنی‌ها با ایجاد تخلخل، جذب گازها، ترسیب گازها و ... تولید بو در فرآیند کمپوست را کاهش می‌دهند. افزودنی‌های مورد استفاده در فرآیند کمپوست شامل عوامل فیزیکی، عوامل شیمیایی، جاذب‌ها، کمپوست رسیده و ... هستند. در ادامه توضیحات هر یک ارائه شده است. ترکیبات افزودنی متداول در کنترل بو در فرآیند کمپوست در جدول شماره ۳، ارائه شده است.

چکنده بیولوژیکی و بیوفیلم حاوی میکروارگانیسم‌های تجزیه‌کننده VOCs را برای کاهش انتشار بو در فرآیند کمپوست مورد بررسی قرار دادند و نتایج مطالعه آن‌ها نشان داد که باکتری‌ها نقش عمده‌ای در حذف بو در فرآیند کمپوست دارند و در مقابل اکتینومیسیت‌ها پتانسیل کمی در حذف بو داشته‌اند. در این مطالعه کارایی حذف TVOCs به کمک تلقیح میکروبی ۸۱/۵٪ گزارش گردیده است [۹۴].

باکتری *Thiobacillus Thioparus* یکی از انواع باکتری‌های اکسیدکننده گوگرد است و در بیوفیلترها برای کنترل بو استفاده می‌شود؛ اما در فرآیند کمپوست هوازی معمولاً استفاده نمی‌شود. در مطالعه‌ای که از این باکتری برای کاهش تولید بو استفاده گردید؛ میزان نیتروژن نیتراتی بالاتر از نمونه شاهد اندازه‌گیری شده، همچنین میزان انتشار تجمع آمونیاک و از دست رفت نیتروژن به ترتیب برابر با ۲۱/۸۶ و ۲۶/۳۹ درصد بوده است. مطالعه‌ای که از این باکتری برای کنترل بو در فرآیند کمپوست استفاده شده، نشان داده که انتشار تجمع گاز سولفید هیدروژن، دی‌متیل سولفید، متیل سولفید، دی‌متیل دی‌سولفید و از دست رفت گوگرد به ترتیب به میزان ۳۳/۲۴، ۸۱/۲۴، ۳۲/۷۰ و ۵۴/۲۲ و ۵۴/۲۴ درصد کاهش یافته است. در نتیجه می‌توان گفت، این باکتری بطور مؤثری تبدیل گوگرد عنصری و سولفیدهای آلی را به سولفات افزایش می‌دهد و از این طریق میزان از دست رفت گوگرد در فرآیند کمپوست را کاهش می‌دهد. واکنش تبدیل گوگرد عنصری به سولفات بصورت زیر می‌باشد [۶۶].



مشابه باکتری *Thiobacillus Thioparus* بسیاری از باکتری‌ها می‌توانند از طریق حفظ محتوای نیتروژن در بستر کمپوست موجب کاهش انتشار بوی ناشی از آمونیاک شوند. آرکیاهای اکسیدکننده آمونیاک و باسیلوس سوبتیلیس از این قبیل میکروارگانیسم‌ها هستند [۹۵، ۹۲]. برخی سویه‌های باسیلوس مانند سویه *Pseudomonas aeruginosa* G12 و *Bacillus subtilis* M7-1 مسئول دنیتریفیکاسیون هستند. همچنین این باکتری‌ها عملکرد بازدارنده در رشد باکتری‌های احیاکننده سولفات دارند و به طورگسترده در بهسازی کیفیت آب و جلوگیری از خوردگی اتصالات از طریق کاهش تولید ترکیبات سولفیدی فرار استفاده می‌شوند. استفاده از سویه‌های باسیلوس در فرآیند کمپوست با هدف مهار انتشار گاز آمونیاک و ترکیبات سولفیدی فرار از نظر تئوری امکانپذیر بوده اما مطالعات آزمایشگاهی زیادی برای بررسی میزان اثربخشی و کارایی این روش وجود ندارد. علاوه بر آن افزودن مستقیم باکتری‌ها و عوامل الکترون‌دهنده مانند نیترات و نیتريت می‌تواند رشد باکتری‌های دنیتریفایر بهبود بخشیده و در مقابل مانع از رشد باکتری‌های احیاکننده سولفات و تولید ترکیبات سولفیدی فرار

جدول ۳- کارایی افزودنی‌های مختلف برای کاهش بو در فرایند کمپوست

Table 3- Efficiency of different additives for odor abatement during composting process

منبع	انتشار گازها			افزودنی
	NH ₃	H ₂ S	CH ₄	
[۱۰۴]	↓٪۳۶			Woody Peat (a/۱۲)
[۱۰۵]	↓٪۲۳/۸-۴۸/۱			سوپرفسفات (b/۱۰-۳۰)
[۱۰۶]		> ↓٪۹۹	↓٪۴۹-۷۲	نانو ذره ZnO (۳ g/L)
[۳۱]	↓٪۴۷/۱-۸۱/۳			اکسید آهن (a/۱۵)
[۱۰۷]	↑٪۲۲		↓٪۷۵/۶	سولفات کلسیم (b/۱۰) + دی‌سیانامید (c/۲/۵)
	↓٪۱۲/۳		↓٪۸۱	سوپرفسفات (b/۱۰) + دی‌سیانامید (c/۲/۵)
[۱۰۸]	↓٪۶۵			استیک اسید (٪۱)
	↓٪۴۰			استیک اسید (٪۰/۷)
[۱۰۹]	↓٪۳۶/۹			ساقه ذرت (a/۱۰)
	↓٪۴۵/۲			ساقه ذرت (a/۱۵)
	↓٪۶۴/۹			ساقه ذرت (a/۲۰)
[۱۱۰]	↓٪۵۸		↓٪۴۴/۸	کمپوست رسیده (a/۱۰)
	↓٪۳۸	↓٪۳۳		کلروفریک (c/۱۰)
[۲۹]	↓٪۶/۲	↓٪۶۲		ساقه ذرت (a/۱۵)
	↓٪۴۲	↓٪۷۶		کلروفریک (c/۱۰) + ساقه ذرت (a/۱۵)
	↓٪۸۴			کربن فعال + زئولیت (٪۲)
[۱۱۱]		↓٪۳۵		سورفکتانت β-cyclodextrin (٪۱)
	↓٪۷-۲۳	↓٪۳۸-۵۰		ساقه ذرت (a/۱۵)
[۱۱۲]	↓٪۴۸		↓٪۴۰	زئولیت (a/۱۲)

a: wet weight basis, b: dry weight basis, c: Based on the weight of initial nitrogen

افزودنی‌های فیزیکی آلی

بیوپار یا زغال زیستی (Biochar)، زغال تهیه شده از زیست توده‌های گیاهی و ضایعات کشاورزی است که به عنوان کود استفاده می‌شود. این ماده به صورت جامد و سرشار از کربن است که می‌تواند آن را به مدت هزاران سال در خود نگاه دارد. بیوپار شامل عناصر کربن، هیدروژن، اکسیژن، نیتروژن، گوگرد و خاکستر در مقادیر متنوع است. بیوپار دارای سطح ویژه بالا، توانایی جذب و تخلخل‌های ریز بسیار است که بطور مؤثری $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ را جذب نموده و انتشار گاز آمونیاک را کاهش می‌دهد؛ لذا به عنوان افزودنی ایده‌آل در توده‌های کمپوست غنی از نیتروژن پیشنهاد می‌گردد [۱۱۳، ۱۱۴]. بیوپار یکی از افزودنی‌های فیزیکی متداول مورد استفاده در فرایند کمپوست بالاخص فرایند کمپوست کود دامی می‌باشد که برای کنترل اتلاف نیتروژن استفاده می‌شود. استفاده از این افزودنی به میزان ۲۰ درصد وزنی در فرایند کمپوست ضایعات ماکیان، غلظت گاز آمونیاک را تا ۶۴٪ و اتلاف نیتروژن کل را به میزان ۵۲٪ کاهش داده است. لذا بیوپار به عنوان افزودنی ایده‌آل در توده‌های کمپوست غنی از نیتروژن گزینه مناسبی محسوب

عوامل افزودنی فیزیکی

افزودنی‌های فیزیکی بطور قابل توجهی در کاهش انتشار گازهای NH_3 و N_2O مؤثر هستند. طبق مطالعات انجام شده استفاده از افزودنی‌های فیزیکی بطور متوسط باعث کاهش ۵۵/۳۸ درصدی در گاز آمونیاک و ۵۰/۳۰ درصدی در گاز اکسید نیتروس گردیده است. افزودنی‌های فیزیکی کمپوست بر دو نوع طبیعی یا مصنوعی هستند. داشتن سطح ویژه بزرگ، ظرفیت جذب و ظرفیت تبادل یونی از ویژگی‌های این ترکیبات است. این ترکیبات همچنین با ظرفیت بالای جذب NH_3/NH_4 ، تبدیل NH_3 به NH_4 را کاهش می‌دهند و نیز باعث افزایش اکسیداسیون باکتری‌های نیتریفایر و متعاقباً کاهش از دست رفت نیتروژن در فرایند کمپوست‌سازی می‌شوند [۱۰۱]. اغلب افزودنی‌های فیزیکی دارای تخلخل بالایی هستند لذا باعث افزایش تخلخل توده کمپوست و متعاقباً توزیع بهینه هوا در توده کمپوست می‌شوند. در این شرایط میکروارگانیسم‌ها در توده کمپوست رشد بهتری داشته و فرایند تجزیه ترکیبات آلی تسریع می‌گردد [۱۰۲، ۱۰۳].

زئولیت به فرآیند کمپوست پسماند آشپزخانه و خرده چوب باعث افزایش میزان TKN می‌گردد. علاوه بر آن افزودن زئولیت طبیعی به میزان ۱۵٪ وزن مرطوب و زئولیت اصلاح شده با عنصر منیزیم به میزان ۱۵٪ وزن مرطوب به کمپوست پسماند شهری میزان نگهداشت یون آمونیوم را در بستر توده به میزان به ترتیب ۶۴/۵٪ و ۱۰۹/۷٪ افزایش داده است [۱۲۵]. زئولیت به واسطه‌ی مساحت سطح بالایی که دارد، نیتروژن آمونیاکی و آمونیوم را جذب نموده و از این طریق باعث کاهش انتشار گاز آمونیاک در فرآیند کمپوست می‌گردد. همچنین زئولیت میل ترکیبی بالایی با کاتیون‌ها دارد و کاتیون‌ها از جمله NH_4^+ را از طریق مکانیسم تبادل یونی جذب می‌کند. سایر افزودنی‌های معدنی که در کاهش انتشار گاز آمونیاک مؤثر هستند، شامل لیگنیت یا زغال قهوه‌ای، خاک بنتونیت و رس مونت موریلونیت می‌باشد [۹، ۱۲۶].

افزودنی‌های فیزیکی با قابلیت استفاده مجدد

استفاده از افزودنی‌های فیزیکی با وجود کارایی بالا در کنترل بو در فرآیند کمپوست به دلیل اثرگذاری مطلوب در نسبت‌های بالا و متعاقباً تولید پسماندهای انبوه غیرقابل بازیافت، هزینه‌های گزافی را در بهره‌برداری از فرآیند کمپوست به همراه دارند. از آنجایی که در طرح‌های بزرگ زیست محیطی بحث هزینه‌ها از اهمیت زیادی برخوردار است؛ استفاده از افزودنی‌های فیزیکی قابل بازیافت به عنوان گزینه اقتصادی مناسب برای کاهش تولید بو در فرآیند کمپوست پیشنهاد می‌شود. در مطالعه‌ای در سال ۲۰۱۰، محققان ذرات گرانوله جدیدی که از بقایای خاک رس ساخته شده بود را به عنوان عامل حجم‌کننده توده کمپوست در فرآیند تولید کمپوست از پسماند غذایی مورد بررسی قرار دادند. این افزودنی بطور مؤثری با تسریع فرآیند تجزیه بیولوژیکی و تخریب مواد آلی موجب افزایش دمای توده کمپوست گردید؛ اما میزان انتشار گاز دی‌اکسید کربن و اتلاف نیتروژن را افزایش داد [۱۲۷]. ونیل الکلی یا PVA یک پلیمر غیرسمی با قابلیت انحلال در آب است. در مطالعه‌ای که از PVA به عنوان افزودنی با هدف تسریع واکنش در فرآیند کمپوست استفاده گردیده بود؛ سرعت تجزیه مواد آلی بطور مؤثری افزایش داشته و محصول کمپوست نهایی از کیفیت خوبی برخوردار بوده است. میزان دما در فرآیند کمپوست با PVA بطور متوسط $15^{\circ}C$ بالاتر از دمای توده کمپوست شاهد اندازه‌گیری گردید. به‌طوری‌که دمای توده در روز دوم به بیش از $65^{\circ}C$ افزایش یافته و به مدت سه روز در دمای $60^{\circ}C$ باقی مانده است. همچنین میزان CO_2 بیشتری از تیمار حاوی PVA منتشر شده است که نشانه سرعت بالای تجزیه بیولوژیکی در این تیمار است. استفاده از کمپوست حاوی PVA در مزارع کاهو به مدت دو هفته باعث بهبود کشت کاهو گردید و تلفات محصول را میزان ۱۰٪ کاهش داده است [۱۲۸]. ماسه سرامیست (Ceramsite)، نوعی ماسه مصنوعی متخلخل است که به دلیل ظرفیت جذب بالا اغلب به عنوان یک بیوفیلتر برای حذف COD و نیتروژن آمونیاکی مورد استفاده قرار می‌گیرد و

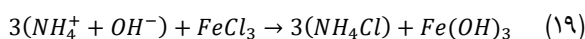
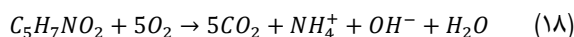
می‌شود [۱۱۵]. در مطالعه‌ای زغال چوب بامبو به میزان ۹٪ وزن مرطوب توده به همراه خاک اره در فرآیند کمپوست ضایعات آلی با نیتروژن بالا میزان اتلاف نیتروژن کدال را تا ۶۵٪ درصد کاهش داده است. مطالعات انجام شده میزان بهینه کاربرد بیوجار را در فرآیند کمپوست ۲۰-۴٪ بر حسب وزن مرطوب توده کمپوست پیشنهاد می‌دهند. همچنین افزودن آن به میزان بیش از ۲۰٪ به دلیل تداخل احتمالی در واکنش‌های تجزیه بیولوژیکی پیشنهاد نمی‌شود [۱۰۲، ۱۱۶]. در مطالعه‌ای در ۲۰۱۷ محققان دریافتند که مرحله رسیدگی فرآیند کمپوست در تیمارهایی که میزان بیوجار در آن‌ها بیش از ۸٪ بوده است، مقدار قابل توجهی از گاز N_2O به دلیل تجمع زیاد نیتروژن آمونیاکی منتشر شده است. با این حال اذعان گردید که افزودن بیوجار به توده کمپوست علاوه بر کاهش اتلاف نیتروژن و کاهش تولید آلاینده‌های هوا، کیفیت کود کمپوست را بهبود می‌بخشد [۱۱۷]. افزودنی بیوجار با افزایش دمای توده کمپوست در مرحله ترموفیل، طول مدت این فاز را افزایش می‌دهد. اگرچه به علت سرعت بالای واکنش‌های تجزیه بیولوژیکی و دمای نسبتاً بالای توده در مرحله ترموفیل و نیز ماهیت قلیایی بیوجار، شرایط برای انتشار گاز آمونیاک مساعد است؛ اما میزان انتشار گاز آمونیاک در تیمارهای حاوی بیوجار ۴۳ - ۱۷٪ کاهش یافته است [۱۱۵، ۱۱۸، ۱۱۹]. بیوجار با جذب نیتروژن آمونیاکی، ارتقا پیشرفت واکنش‌های معدنی‌سازی نیتروژن، افزایش تخلخل توده و بهبود هوادهی شرایط را برای رشد باکتری‌های نیتریفایر مساعد می‌کنند [۲۶، ۱۲۰].

در خصوص اثر بیوجار بر انتشار ترکیبات سولفیدی فرار مطالعات محدودی انجام شده است. در همین رابطه محققان دریافتند که افزودن بیوجار به کمپوست، انتشار VSCs را به بیش از ۷۱٪ کاهش می‌دهد. طبق مطالعات حاضر مهار تولید VSCs توسط بیوجار عمدتاً به ساختار متخلخل بیوجار، تهویه و گردش هوای بهتر در توده کمپوست نسبت داده می‌شود [۱۲۱].

افزودنی‌های فیزیکی معدنی

زئولیت یا سنگ جوشان یک ماده معدنی ریز متخلخل و هیدراته است که عمدتاً از آلومینوسیلیکات تشکیل شده و کاربرد تجاری عمده آن در صنایع به عنوان جاذب سطحی است. زئولیت ضمن کاهش انتشار گاز در فرآیند کمپوست، میزان دسترس‌پذیری بیولوژیکی ریزمغذی‌های معدنی را در فرآیند کمپوست افزایش می‌دهد [۱۲۲] و به طور قابل توجهی میزان اتلاف نیتروژن را در فرآیند کمپوست کاهش می‌دهد. افزودن زئولیت به میزان ۱۵٪ به همراه ۱٪ آهک بر حسب وزن خشک توده در فرآیند کمپوست رسوبات تصفیه‌خانه به همراه کاه گندم به عنوان عامل حجم‌کننده، اتلاف نیتروژن به میزان ۵۰/۴۳٪ کاهش داده است [۱۲۳]. در یکی از مطالعات، محققان دریافتند که استفاده از زئولیت به میزان ۶/۲۵٪ وزنی در فرآیند کمپوست ضایعات دامی و خاک اره میزان انتشار گاز آمونیاک را تا ۵۰٪ کاهش می‌دهد [۱۲۴]. افزودن پرلیت و

کلروفریک در حذف آمونیاک از فاضلاب بصورت گسترده مورد استفاده قرار می‌گیرد. این ترکیب یک منعقدکننده مؤثر در فرآیندهای انعقاد و لخته‌سازی به شمار می‌رود. طبق مطالعه‌ای انجام شده در سال ۲۰۱۱ استفاده از کلروفریک در تصفیه شیرابه لندفیل باعث کاهش انتشار نیتروژن آمونیاکی شیرابه به میزان ۴۰ درصد شده است. کلروفریک به عنوان یک ترسیب‌کننده شیمیایی در کاهش انتشار گاز آمونیاک و سولفید هیدروژن نیز مؤثر گزارش شده است. در مطالعات انجام شده کلروفریک به همراه ساقه ذرت در کاهش انتشار سولفید هیدروژن در فرآیند تولید کمپوست از پسماند آشپزخانه موفقیت‌آمیز گزارش شده‌اند. در مطالعه انجام شده بر روی کمپوست پسماند غذایی و ساقه ذرت، استفاده از کلروفریک باعث کاهش ۴۲ درصدی در انتشار آمونیاک و ۷۶ درصدی در انتشار سولفید هیدروژن شده است. واکنش زیر نحوه مهارسازی گاز آمونیاک توسط کلروفریک در فرآیند تولید کمپوست از لجن فاضلاب می‌باشد؛ بنابراین گاز آمونیاک بصورت رسوب آمونیوم کلراید از بستر قابل جداسازی خواهد بود [۲۹].



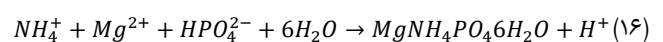
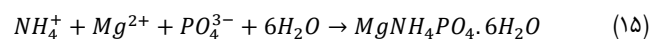
سولفات فروس ($FeSO_4$) و فسفات، اثر سینرژیکی در کاهش از دست رفت نیتروژن در فرآیند تولید کمپوست از لجن فاضلاب نشان داده‌اند. ترکیبات فسفات مانند سنگ فسفات، KH_2PO_4 و کلسیم منیزیوم فسفات به عنوان عوامل مؤثر در کاهش mobility یا تحرک فلزات سنگین و ارتقا دوره رسیدگی در کمپوست شناخته شده‌اند. اما اثر دقیق فسفات در حفظ نیتروژن و منفعل‌سازی (passivation) فلزات سنگین مشخص نیست. پتاسیم دی هیدروژن فسفات (KH_2PO_4) به همراه بستر قارچی پوسیده و پرلیت به عنوان عوامل حجیم‌کننده در حفظ نیتروژن در فرآیند تولید کمپوست از لجن فاضلاب مؤثر گزارش شده است و افزودن سولفات فروس در کنار KH_2PO_4 می‌تواند در حفظ بیشتر نیتروژن در فرآیند کمپوست مؤثر باشد. در واقع استفاده همزمان از این دو ترکیب اثر سینرژیکی در کاهش از دست رفت نیتروژن بصورت انتشار گاز دارد؛ اما باعث افزایش از دست رفت گوگرد بصورت گاز سولفید هیدروژن می‌شود. به عبارتی استفاده از پتاسیم دی هیدروژن فسفات به تنهایی باعث کاهش از دست رفت نیتروژن و گوگرد در طی فرآیند کمپوست می‌شود و استفاده همزمان از پتاسیم دی هیدروژن فسفات و سولفات فروس باعث کاهش بیشتر انتشار ترکیبات نیتروژنی و افزایش انتشار ترکیبات گوگردی می‌شود [۲۹، ۱۳۳].

حذف انتخابی گاز سولفید هیدروژن را می‌توان به کمک فرآیندهای مبتنی بر ترسیب سولفید هیدروژن با یون‌های فلزی موجود در یک

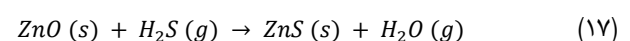
نسبت به بیوجار از صرفه اقتصادی بیشتری برخوردار است [۱۲۹]. محققان در مطالعه‌ای از سرامیست به عنوان عامل افزودنی برای کنترل انتشار آمونیاک در فرآیند کمپوست استفاده نمودند. نتایج مطالعه آنها نشان داد که استفاده از سرامیست به میزان ۱۰، ۱۵ و ۲۰ درصد وزنی به‌طور مؤثری انتشار گاز آمونیاک را کاهش می‌دهد. میزان کاهش انتشار آمونیاک در این تیمارها به ترتیب برابر با ۸، ۱۷ و ۲۱ درصد بود؛ در حالی که افزودن نسبت کم سرامیست (۵ درصد وزنی) باعث کاهش انتشار NH_3 نشد که ممکن است به دلیل مقدار بسیار کمتر سرامیست یا تجزیه بیش از حد مواد آلی باشد [۱۳۰].

عوامل افزودنی شیمیایی

با افزودن عوامل شیمیایی به توده کمپوست، می‌توان با واکنش‌های شیمیایی تولید بو را کنترل کرد. به عنوان مثال با اضافه کردن نمک منیزیم و فسفات بصورت توأم pH به کمتر از ۶/۶ افت می‌کند. در ادامه و با پیشرفت واکنش pH به تدریج افزایش می‌یابد. زمانی که pH به ۷ تا ۱۱ می‌رسد، استروویت یا هیدروکسید منیزیم آمونیوم که یک کریستال معدنی سفید است تشکیل می‌شود و آمونیوم در آن به دام می‌افتد و با واکنش ترسیب از بستر جدا می‌شود. واکنش‌های مربوط به استروویت در زیر ارائه شده است بنابراین استروویت با تغییرات pH منجر به کاهش نیتروژن آمونیاکی می‌شود. در مطالعه Zhang و همکاران استفاده از نمک‌های منیزیم و فسفات انتشار گاز آمونیاک را به طور متوسط حدود ۵۰٪ کاهش داده است [۳، ۱۳۱].



اخیراً استفاده از نانو ذرات در کنترل و کاهش انتشار گازهای متان و سولفید هیدروژن در تأسیسات مدیریت پسماند موفقیت‌آمیز بوده است. در بین انواع نانو ذرات، نانو ذرات روی ($nZnO$) در کاهش تولید سولفید هیدروژن و متان بسیار مؤثر گزارش شده است. چندین مکانیسم بلقوه در کاهش انتشار گازها بوسیله نانو ذره روی وجود دارد. کاهش انتشار سولفید هیدروژن ممکن است در نتیجه واکنش شیمیایی بین سولفید هیدروژن و نانو ذره روی باشد که در این واکنش H_2S به ZnS تبدیل می‌شود. در این واکنش فرض می‌شود که H_2S به H^+ و HS^- تجزیه می‌شود و HS^- به داخل ZnO نفوذ کرده و طبق معادله واکنش زیر به ZnS تبدیل می‌شود. در مطالعه انجام شده در سال ۲۰۱۷، نانو ذره روی منجر به کاهش ۷۲ درصدی در انتشار متان و ۹۹ درصدی در انتشار سولفید هیدروژن شده است [۱۳۲].



به میزان ۵۸٪، ۴۴/۸٪ و ۷۳/۶٪ گردید [۱۱۰]. کمپوست رسیده به عنوان یک عامل حجیم‌کننده با ایجاد فضای خالی بین ذرات توده کمپوست، نفوذپذیری هوا در توده کمپوست را افزایش می‌دهد؛ لذا میزان رطوبت توده کمپوست نیز تنظیم می‌گردد. همچنین به دلیل ساختار متخلخل بوهای تولید شده را جذب می‌کند. استفاده از کمپوست بالغ به نوعی به عنوان بذریکری باعث تسریع انجام فرآیند تجزیه بیولوژیکی نیز می‌شود. در مطالعه‌ای محققان با پوشش سطح توده‌های کمپوست بوسیله کمپوست بالغ، انتشار گاز H_2S را به میزان ۶۵٪ کاهش دادند. عوامل زیادی از جمله مکانیسم جذب، ارتقا کمپلکس میکروبی، تعدیل تخلخل توده و میزان رطوبت آن در کاهش انتشار بو به وسیله کمپوست بالغ نقش دارند. برخی از مطالعات اذعان دارند که بستر کمپوست بالغ رشد باکتری‌های نیتروبیفیکاسیون را تقویت کرده و از رشد باکتری‌های احیا کننده سولفات جلوگیری می‌کند [۱۳۵].

نتیجه‌گیری

چالش تولید بو در فرآیند کمپوست امری اجتناب ناپذیر است، اما متناسب نوع فرآیند با انتخاب و بکارگیری استراتژی کنترلی مناسب، می‌توان تا حدود زیادی انتشار بو را کاهش داد. به منظور کاهش انتشار ترکیبات گازی بودار، در مجموع از روش‌های مبتنی بر کنترل فرآیند و یا کاربرد مواد افزودنی استفاده می‌شود. مرور مطالعات نشان داد با تغییر در عوامل فیزیکی و شیمیایی فرآیند کمپوست تنها کنترل انتشار یک گاز امکانپذیر بوده و به علت حساسیت فرآیند تجزیه بیولوژیکی و همچنین تولید یک کود کمپوست با کیفیت، تغییر سازوکار فرآیند کمپوست بصورت محدود و کنترل شده امکانپذیر است و اساساً در عمل بکارگیری این شیوه برای کنترل بو مشکل است. در بین ترکیبات افزودنی استفاده از نانوذرات روی، زئولیت، بیوچار، استروویت، نمک‌های آهن در مطالعات نتایج موفقیت‌آمیزی داشته‌اند. این افزودنی‌ها با ایجاد تخلخل، جذب گازها، و ترسیب گازها انتشار بو در فرآیند کمپوست را کاهش می‌دهند. در عمل روش دوم به علت سهولت بهره‌برداری توسط اپراتور و نیز عدم تغییرات چشمگیر پارامترهای فیزیکی و شیمیایی با در نظر گرفتن شرایط بهینه برای رشد میکروبی و فرآیند تجزیه بیولوژیکی کاربرد بیشتری دارد.

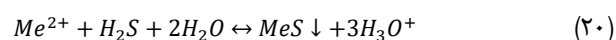
تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل بخشی از پایان‌نامه مقطع کارشناسی ارشد با کد اخلاق IR.SBMU.PHNS.REC.1400.036 مصوب دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی است. بدین وسیله از همه کسانی که در انجام پایان‌نامه مساعدت کردند، تقدیر و تشکر می‌شود.

تضاد منافع

در این مطالعه نویسندگان هیچگونه تضاد منافی ندارند.

محلول آبی انجام داد. واکنش کلی بین سولفید هیدروژن و یون فلز دو ظرفیتی به صورت واکنش شماره ۲۰ می‌باشد [۷۱]:



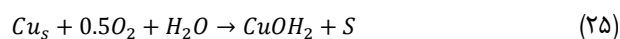
در خصوص حذف سولفید هیدروژن بوسیله یون‌های فلزی دو ظرفیتی از جمله مس این فرضیه وجود دارد که این مکانیسم به علت خلالت ناپذیری بسیار سولفیدها نسبت به یون‌های فلزی است. بنابراین محلول‌های آبی حاوی این یون‌های فلزی می‌توانند در فرآیند گوگردزدایی (Desulfurization) به عنوان یک Washing Liquid عمل کنند. جذب سولفید هیدروژن در محلول یون‌های فلزی و ترسیب آن در چندین مرحله طبق واکنش‌های شماره ۲۱ تا ۲۳ انجام می‌شود؛ در ابتدا سولفید هیدروژن از فاز گازی به فاز مایع تبدیل می‌شود. سپس در دو مرحله تجزیه می‌شود:



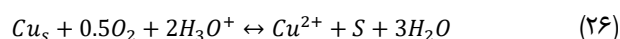
در واکنش شماره ۲۴ یون فلزی محلول و یون سولفید با هم وارد واکنش می‌شوند و رسوب سولفید مس ایجاد می‌شود:



از آنجاییکه سولفید مس (واکنش شماره ۲۴) از خلالت بسیار کمی برخوردار است، بنابراین محلول سولفات مس ($CuSO_4$) عملکرد بسیار خوبی در فرآیند گوگردزدایی خواهد داشت و این فرآیند در حذف انتخابی سولفید هیدروژن بسیار کارآمد خواهد بود. در ادامه سولفید مس می‌تواند به هیدروکسید مس اکسید شود که واکنش بصورت زیر است:



در شرایط اسیدی واکنش شماره ۲۵ متفاوت خواهد بود بصورت واکنش شماره ۲۶ انجام می‌شود:



کمپوست رسیده

از آنجایی که کمپوست بالغ دارای تخلخل بالا و غنی از میکروارگانیسم‌ها است به عنوان یک عامل افزودنی مقرون به صرفه با هدف کنترل بو در فرآیند کمپوست پیشنهاد می‌شود. کمپوست رسیده بصورت گسترده در فیلترهای بیولوژیکی کنترل بو مورد استفاده قرار می‌گیرند [۱۳۴]. برخی مطالعات بیان کردند که پوشاندن توده کمپوست با کمپوست بالغ به طور قابل توجهی باعث کاهش انتشار NH_3 از طریق تجمع NH_4^+ در پوشش کمپوستی شده است. در مطالعه‌ای اختلاط کمپوست بالغ با پسماند آشپزخانه موجب کاهش انتشار NH_3 ، CH_4 و N_2O به ترتیب

References

- 1-Chaher NEH, Chakchouk M, Nassour A, Nelles M, Hamdi M. Potential of windrow food and green waste composting in Tunisia. *Environmental Science and Pollution Research* 2021; 28(34):46540-52.
- 2-Andraskar J, Yadav S, Kapley A. Challenges and Control Strategies of Odor Emission from Composting Operation. *Appl Biochem Biotechnol* 2021; 193(7):2331-56.
- 3-Cao Y, Wang X, Bai Z, Chadwick D, Misselbrook T, G. Sommer S, et al. Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions during solid waste composting with different additives: A meta-analysis. *Journal of Cleaner Production* 2019; 235:626-35.
- 4-Schiavon M, Martini LM, Corra C, Scapinello M, Collier G, Tosi P, et al. Characterisation of volatile organic compounds (VOCs) released by the composting of different waste matrices. *Environmental Pollution* 2017; 231(Pt 1):845-53.
- 5-Dhamodharan K, Varma VS, Veluchamy C, Pugazhendhi A, Rajendran K. Emission of volatile organic compounds from composting: A review on assessment, treatment and perspectives. *Science of The Total Environment* 2019; 695:133725.
- 6-Sudharsan Varma V, Kalamdhad AS. Evolution of chemical and biological characterization during thermophilic composting of vegetable waste using rotary drum composter. *International Journal of Environmental Science and Technology* 2014; 12(6):2015-24.
- 7-Hoang HG, Thuy BTP, Lin C, Vo DN, Tran HT, Bahari MB, et al. The nitrogen cycle and mitigation strategies for nitrogen loss during organic waste composting: A review. *Chemosphere* 2022; 300:134514.
- 8-Blazy V, de Guardia A, Benoist JC, Daumoin M, Lemasle M, Wolbert D, et al. Odorous gaseous emissions as influence by process condition for the forced aeration composting of pig slaughterhouse sludge. *Waste Management* 2014; 34:1125-38.
- 9-Shan G, Li W, Gao Y, Tan W, Xi B. Additives for reducing nitrogen loss during composting: A review. *Journal of Cleaner Production* 2021; 307:127308.
- 10-Zhu P, Shen Y, Pan X, Dong B, Zhou J, Zhang W, et al. Reducing odor emissions from feces aerobic composting: additives. *Royal Society of Chemistry Advances* 2021; 11(26):15977-88.
- 11-Rincon CA, De Guardia A, Couvert A, Le Roux S, Soutrel I, Daumoin M, et al. Chemical and odor characterization of gas emissions released during composting of solid wastes and digestates. *Journal of environmental management* 2019; 233:39-53.
- 12-Zhu YL, Zheng GD, Gao D, Chen TB, Wu FK, Niu MJ, et al. Odor composition analysis and odor indicator selection during sewage sludge composting. *Journal of the Air & Waste Management Association* 2016; 66(9):930-40.
- 13-Andersen JK, Boldrin A, Christensen TH, Scheut C. Greenhouse gas emissions from home composting of organic household waste. *Waste Management* 2010; 30(12):2475-82.
- 14-Onwosi CO, Igbokwe VC, Odimba JN, Eke IE, Nwankwoala MO, Iroh IN, et al. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. *Journal of environmental management* 2017; 190:140-57.
- 15-Nasini L, De Luca G, Ricci A, Ortolani F, Caselli A, Massaccesi L, et al. Gas emissions during olive mill waste composting under static pile conditions. *International Biodeterioration & Biodegradation* 2016; 107:70-76.
- 16-Chen L, de Haro Marti M, Moore A, Falen C. Dairy compost production and use in Idaho: the composting process. University of Idaho Extension Publication. CIS 2011; 1179.
- 17-Gonawala SS, Jardosh H. Organic Waste in Composting: A brief review. *International Journal of Current Engineering and Technology* 2018; 8(1):36-38.
- 18-Ayilara MS, Olanrewaju OS, Babalola OO, Odeyemi O. Waste management through composting: Challenges and potentials. *Sustainability* 2020; 12(11):4456.
- 19-Soares MAR, Marto S, Quina MJ, Gando-Ferreira L, Quinta-Ferreira R. Evaluation of Eggshell-Rich Compost as Biosorbent for Removal of Pb(II) from Aqueous Solutions. *Water, Air, & Soil Pollution* 2016; 227(5):150.
- 20-Ryckeboer J, Mergaert J, Vaes K, Klammer S, De Clercq D, Coosemans J, et al. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. *Annals of microbiology* 2003; 53(4):349-410.
- 21-Palaniveloo K, Amran MA, Norhashim NA, Mohamad-Fauzi N, Peng-Hui F, Hui-Wen L, et al. Food waste composting and microbial community structure profiling. *Processes* 2020; 8(6):723.
- 22-Pepe O, Ventorino V, Blaiotta G. Dynamic of functional microbial groups during mesophilic composting of agro-industrial wastes and free-living (N₂)-fixing bacteria application. *Waste Management* 2013; 33(7):1616-25.
- 23-Zhu-Barker X, Bailey SK, Paw U KT, Burger M, Horwath WR. Greenhouse gas emissions from green waste composting windrow. *Waste Management* 2017; 59:70-79.
- 24-Michel F, O'Neill T, Rynk R, Gilbert J, Smith M, Aber J, et al. Chapter 6 - Forced aeration composting, aerated static pile, and similar methods. In: Rynk R,

- editor. *The Composting Handbook*: Academic Press; 2022. p. 197-269.
- 25-Wei Y, Li J, Shi D, Liu G, Zhao Y, Shimaoka T. Environmental challenges impeding the composting of biodegradable municipal solid waste: A critical review. *Resources, Conservation and Recycling* 2017; 122:51-65.
- 26-Sánchez-García M, Albuquerque JA, Sánchez-Monedero MA, Roig A, Cayuela ML. Biochar accelerates organic matter degradation and enhances N mineralisation during composting of poultry manure without a relevant impact on gas emissions. *Bioresource Technology* 2015; 192:272-79.
- 27-Nigussie A, Kuyper TW, Bruun S, de Neergaard A. Vermicomposting as a technology for reducing nitrogen losses and greenhouse gas emissions from small-scale composting. *Journal of Cleaner Production* 2016; 139:429-39.
- 28-Morand P, Peres G, Robin P, Yulipriyanto H, Baron S. Gaseous emissions from composting bark/manure mixtures. *Compost Science & Utilization* 2005; 13(1):14-26.
- 29-Yuan J, Yang Q, Zhang Z, Li G, Luo W, Zhang D. Use of additive and pretreatment to control odors in municipal kitchen waste during aerobic composting. *Journal of Environmental Sciences* 2015; 37:83-90.
- 30-Scaglia B, Orzi V, Artola A, Font X, Davoli E, Sanchez A, et al. Odours and volatile organic compounds emitted from municipal solid waste at different stage of decomposition and relationship with biological stability. *Bioresour Technology* 2011; 102(7):4638-45.
- 31-Gao X, Yang F, Cheng J, Xu Z, Zang B, Li G, et al. Emission of volatile sulphur compounds during swine manure composting: Source identification, odour mitigation and assessment. *Waste Management* 2022; 153:129-37.
- 32-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.
- 33-Han Z, Qi F, Li R, Wang H, Sun D. Health impact of odor from on-situ sewage sludge aerobic composting throughout different seasons and during anaerobic digestion with hydrolysis pretreatment. *Chemosphere* 2020; 249:126077.
- 34-Delgado-Rodriguez M, Ruiz-Montoya M, Giraldez I, Lopez R, Madejon E, Diaz MJ. Influence of control parameters in VOCs evolution during MSW trimming residues composting. *Journal of agricultural and food chemistry* 2011; 59(24):13035-42.
- 35-Lebrero R, Rangel MGL, Muñoz R. Characterization and biofiltration of a real odorous emission from wastewater treatment plant sludge. *Journal of environmental management* 2013; 116:50-57.
- 36-D'Imporzano G, Crivelli F, Adani F. Biological compost stability influences odor molecules production measured by electronic nose during food-waste high-rate composting. *Science of The Total Environment* 2008; 402(2-3):278-84.
- 37-Cerda A, Artola A, Font X, Barrena R, Gea T, Sánchez A. Composting of food wastes: Status and challenges. *Bioresource Technology* 2018; 248:57-67.
- 38-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.
- 39-He P, Wei S, Shao L, Lu F. Emission potential of volatile sulfur compounds (VSCs) and ammonia from sludge compost with different bio-stability under various oxygen levels. *Waste Management* 2018; 73:113-22.
- 40-Chen J, Chen T-B, Gao D, Lei M, Zheng G-D, Liu H-T, et al. Reducing H₂S production by O₂ feedback control during large-scale sewage sludge composting. *Waste Management* 2011; 31(1):65-70.
- 41-Zhao S, Yang X, Zhang W, Chang J, Wang D. Volatile sulfide compounds (VSCs) and ammonia emission characteristics and odor contribution in the process of municipal sludge composting. *Journal of the Air & Waste Management Association* 2019; 69(11):1368-76.
- 42-Han Z, Qi F, Wang H, Liu B, Shen X, Song C, et al. Emission characteristics of volatile sulfur compounds (VSCs) from a municipal sewage sludge aerobic composting plant. *Waste Management* 2018; 77:593-602.
- 43-Haug R. *The practical handbook of compost engineering*: Routledge; 2018.
- 44-Barthod J, Rumpel C, Dignac M-F. Composting with additives to improve organic amendments. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 2018; 38(2):17.
- 45-Li Y, Liu Y, Yong X, Wu X, Jia H, Wong JW, et al. Odor emission and microbial community succession during biogas residue composting covered with a molecular membrane. *Bioresource Technology* 2020; 297:122518.
- 46-Jang YN, Jung MW. Biochemical changes and biological origin of key odor compound generations in pig slurry during indoor storage periods: a pyrosequencing approach. *BioMed research international* 2018; 2018.
- 47-Lin C, Cheruiyot NK, Hoang H-G, Le T-H, Tran H-T, Bui X-T. Benzophenone biodegradation and characterization of malodorous gas emissions during

co-composting of food waste with sawdust and mature compost. *Environmental Technology & Innovation* 2021; 21:101351.

48-Shi M, Zhao Y, Zhu L, Song X, Tang Y, Qi H, et al. Denitrification during composting: Biochemistry, implication and perspective. *International Biodeterioration & Biodegradation* 2020; 153:105043.

49-Tang J, Li X, Cui P, Lin J, Jianxiong Zeng R, Lin H, et al. Nitrification plays a key role in N₂O emission in electric-field assisted aerobic composting. *Bioresource Technology* 2020; 297:122470.

50-Zhang Y, Zhao Y, Chen Y, Lu Q, Li M, Wang X, et al. A regulating method for reducing nitrogen loss based on enriched ammonia-oxidizing bacteria during composting. *Bioresource Technology* 2016; 221:276-83.

51-Wu L, Chen X, Wei W, Liu Y, Wang D, Ni B-J. A Critical Review on Nitrous Oxide Production by Ammonia-Oxidizing Archaea. *Environmental Science & Technology* 2020; 54(15):9175-90.

52-Cáceres R, Malińska K, Marfà O. Nitrification within composting: A review. *Waste Management* 2018; 72:119-37.

53-Maeda K, Hanajima D, Toyoda S, Yoshida N, Morioka R, Osada T. Microbiology of nitrogen cycle in animal manure compost. *Microbial biotechnology* 2011; 4(6):700-09.

54-Liu T, Kumar Awasthi M, Kumar Awasthi S, Duan Y, Chen H, Zhang Z. Effects of clay on nitrogen cycle related functional genes abundance during chicken manure composting. *Bioresource Technology* 2019; 291:121886.

55-Liu C, Yan J, Huang Q, Liu H, Qiao C, Li R, et al. The addition of sawdust reduced the emission of nitrous oxide in pig manure composting by altering the bacterial community structure and functions. *Environmental Science and Pollution Research* 2022; 29(3):3733-42.

56-Rahman MM, Shan J, Yang P, Shang X, Xia Y, Yan X. Effects of long-term pig manure application on antibiotics, abundance of antibiotic resistance genes (ARGs), anammox and denitrification rates in paddy soils. *Environmental Pollution* 2018; 240:368-77.

57-Tang K, Baskaran V, Nemat M. Bacteria of the sulphur cycle: an overview of microbiology, biokinetics and their role in petroleum and mining industries. *Biochemical Engineering Journal* 2009; 44(1):73-94.

58-Bohacz J. Changes in mineral forms of nitrogen and sulfur and enzymatic activities during composting of lignocellulosic waste and chicken feathers. *Environmental Science and Pollution Research* 2019; 26(10):10333-42.

59-Pierucci P, Porazzi E, Martinez MP, Adani F, Carati C, Rubino FM, et al. Volatile organic compounds produced during the aerobic biological processing of municipal solid waste in a pilot plant. *Chemosphere* 2005; 59(3):423-30.

60-Komilis DP, Ham RK, Park JK. Emission of volatile organic compounds during composting of municipal solid wastes. *Water research* 2004; 38(7):1707-14.

61-Nie E, Zheng G, Shao Z, Yang J, Chen T. Emission characteristics and health risk assessment of volatile organic compounds produced during municipal solid waste composting. *Waste Management* 2018; 79:188-95.

62-Mustafa MF, Liu Y, Duan Z, Guo H, Xu S, Wang H, et al. Volatile compounds emission and health risk assessment during composting of organic fraction of municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials* 2017; 327:35-43.

63-Saldarriaga JF, Aguado R, Morales GE. Assessment of VOC Emissions from Municipal Solid Waste Composting. *Environmental Engineering Science* 2014; 31(6):300-07.

64-Pagans E, Font X, Sanchez A. Emission of volatile organic compounds from composting of different solid wastes: abatement by biofiltration. *Journal of Hazardous Materials* 2006; 131(1-3):179-86.

65-Domingo JL, Rovira J, Vilavert L, Nadal M, Figueras MJ, Schuhmacher M. Health risks for the population living in the vicinity of an Integrated Waste Management Facility: screening environmental pollutants. *Science of The Total Environment* 2015; 518-519:363-70.

66-Gu W, Sun W, Lu Y, Li X, Xu P, Xie K, et al. Effect of *Thiobacillus thioparus* 1904 and sulphur addition on odour emission during aerobic composting. *Bioresour Technology* 2018; 249:254-60.

67-Coker C. Managing odors in organics recycling. *BioCycle* 2012; 53(4):25-28.

68-Manu MK, Kumar R, Garg A. Decentralized composting of household wet biodegradable waste in plastic drums: Effect of waste turning, microbial inoculum and bulking agent on product quality. *Journal of Cleaner Production* 2019; 226:233-41.

69-Pagans E, Barrena R, Font X, Sánchez A. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere* 2006; 62(9):1534-42.

70-Parkinson R, Gibbs P, Burchett S, Misselbrook T. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource Technology* 2004; 91(2):171-78.

71-Georgiadis A, Charisiou N, Goula M. Removal of Hydrogen Sulfide From Various Industrial Gases: A

- Review of The Most Promising Adsorbing Materials. Catalysts 2020; 10(5):521.
- 72-Zang B, Li S, Michel FC, Li G, Zhang D, Li Y. Control of dimethyl sulfide and dimethyl disulfide odors during pig manure composting using nitrogen amendment. Bioresource Technology 2016; 224:419-27.
- 73-Park K-H, Jeon J, Jeon K, Kwag J, Choi D. Low greenhouse gas emissions during composting of solid swine manure. Animal Feed Science and Technology 2011; 166:550-56.
- 74-Leytem AB, Dungan RS, Bjorneberg DL, Koehn AC. Emissions of ammonia, methane, carbon dioxide, and nitrous oxide from dairy cattle housing and manure management systems. Journal of environmental quality 2011; 40(5):1383-94.
- 75-Modderman C. Composting with or without Additives. Animal manure: Production, characteristics, environmental concerns, and management 2020; 67:245-54.
- 76-Petric I, Helić A, Avdić EA. Evolution of process parameters and determination of kinetics for co-composting of organic fraction of municipal solid waste with poultry manure. Bioresource Technology 2012; 117:107-16.
- 77-Kulikowska D. Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting. Waste Management 2016; 49:196-203.
- 78-Sundberg C, Yu D, Franke-Whittle I, Kauppi S, Smårs S, Insam H, et al. Effects of pH and microbial composition on odour in food waste composting. Waste Management 2013; 33(1):204-11.
- 79-Brattoli M, De Gennaro G, De Pinto V, Loiotile AD, Lovascio S, Penza M. Odour detection methods: Olfactometry and chemical sensors. Sensors 2011; 11:5290-322.
- 80-Tsai C-J, Chen M-L, Ye A-D, Mao I-F. Single SnO₂ gas sensor as a practical tool for evaluating the efficiency of odor control engineering at food waste composting plants. Sensors and Actuators B: Chemical 2012; 169:248-54.
- 81-Sironi S, Capelli L, Centola P, Del Rosso R, Grande MI. Continuous monitoring of odours from a composting plant using electronic noses. Waste Management 2007; 27(3):389-97.
- 82-Wang S, Zeng Y. Ammonia emission mitigation in food waste composting: a review. Bioresource Technology 2018; 248:13-19.
- 83-Sundberg C. Minimisation of odour from composting of food waste through process optimisation. A Nordic collaboration project 2008.
- 84-Kumar M, Ou Y-L, Lin J-G. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. Waste Management 2010; 30(4):602-09.
- 85-Shen Y, Ren L, Li G, Chen T, Guo R. Influence of aeration on CH₄, N₂O and NH₃ emissions during aerobic composting of a chicken manure and high C/N waste mixture. Waste Management 2011; 31(1):33-8.
- 86-Ding Y, Wei J, Xiong J, Zhou B, Cai H, Zhu W, et al. Effects of operating parameters on in situ NH₃ emission control during kitchen waste composting and correlation analysis of the related microbial communities. Environmental Science and Pollution Research 2019; 26:11756-66.
- 87-Zhao S, Yang X, Zhang W, Chang J, Wang D. Volatile sulfide compounds (VSCs) and ammonia emission characteristics and odor contribution in the process of municipal sludge composting. Journal of the Air & Waste Management Association 2019; 69(11):1368-76.
- 88-Liang Y, Leonard J, Feddes J, McGill W. A simulation model of ammonia volatilization in composting. Transactions of the ASAE 2004; 47(5):1667-80.
- 89-Wang Y, Liu S, Xue W, Guo H, Li X, Zou G, et al. The characteristics of carbon, nitrogen and sulfur transformation during cattle manure composting—based on different aeration strategies. International journal of environmental research and public health 2019; 16(20):3930.
- 90-Rastogi M, Nandal M, Khosla B. Microbes as vital additives for solid waste composting. Heliyon 2020; 6(2):e03343.
- 91-Harindintwali JD, Zhou J, Yu X. Lignocellulosic crop residue composting by cellulolytic nitrogen-fixing bacteria: a novel tool for environmental sustainability. Science of The Total Environment 2020; 715:136912.
- 92-Xie K, Jia X, Xu P, Huang X, Gu W, Zhang F, et al. Improved composting of poultry feces via supplementation with ammonia oxidizing archaea. Bioresource Technology 2012; 120:70-77.
- 93-Sánchez ÓJ, Ospina DA, Montoya S. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. Waste Management 2017; 69:136-53.
- 94-Xue N, Wang Q, Wang J, Wang J, Sun X. Odorous composting gas abatement and microbial community diversity in a biotrickling filter. International Biodeterioration & Biodegradation 2013; 82:73-80.
- 95-Wan L, Wang X, Cong C, Li J, Xu Y, Li X, et al. Effect of inoculating microorganisms in chicken manure composting with maize straw. Bioresource Technology 2020; 301:122730.
- 96-Ma Q, He Z. Screening and characterization of nitrite-degrading bacterial isolates using a novel culture medium. Journal of Ocean University of China 2020; 19:241-48.

- 97-An Q, Deng S, Xu J, Nan H, Li Z, Song J-L. Simultaneous reduction of nitrate and Cr (VI) by *Pseudomonas aeruginosa* strain G12 in wastewater. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2020; 191:110001.
- 98-Liang Z-S, Zhang L, Wu D, Chen G-H, Jiang F. Systematic evaluation of a dynamic sewer process model for prediction of odor formation and mitigation in large-scale pressurized sewers in Hong Kong. *Water research* 2019; 154:94-103.
- 99-Abou-Elela S, El-Khateeb M. Performance evaluation of activated sludge process for treating pharmaceutical wastewater contaminated with β -lactam antibiotics. *Journal of Industrial Pollution Control* 2015; 31(1).
- 100-Zhao X. Simulation Experiment Study on Biological filter Removal Ammonia Odor during Composting. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*; 2018. IOP Publishing.
- 101-Sanchez-Monedero MA, Cayuela ML, Roig A, Jindo K, Mondini C, Bolan N. Role of biochar as an additive in organic waste composting. *Bioresource Technology* 2018; 247:1155-64.
- 102-Xiao R, Awasthi MK, Li R, Park J, Pensky SM, Wang Q, et al. Recent developments in biochar utilization as an additive in organic solid waste composting: A review. *Bioresource Technology* 2017; 246:203-13.
- 103-Wu C, Li W, Wang K, Li Y. Usage of pumice as bulking agent in sewage sludge composting. *Bioresource Technology* 2015; 190:516-21.
- 104-Yuan J, Zhang D, Du L, Yang F, Li G, Luo Y. Effect of Woody Peat as an Additive on Maturity and Gaseous Emissions During Pig Manure Composting. *Compost Science & Utilization* 2019; 27(2):69-80.
- 105-Wu J, He S, Li G, Zhao Z, Wei Y, Lin Z, et al. Reducing ammonia and greenhouse gas emission with adding high levels of superphosphate fertilizer during composting. *Environmental Science and Pollution Research* 2019; 26(30):30921-29.
- 106-Gautam DP, Rahman S, Fortuna A-M, Borhan MS, Saini-Eidukat B, Bezbaruah AN. Characterization of zinc oxide nanoparticle (nZnO) alginate beads in reducing gaseous emission from swine manure. *Environmental technology* 2017; 38(9):1061-74.
- 107-Yuan J, Li Y, Chen S, Li D, Tang H, Chadwick D, et al. Effects of phosphogypsum, superphosphate, and dicyandiamide on gaseous emission and compost quality during sewage sludge composting. *Bioresource Technology* 2018; 270:368-76.
- 108-Hussain A, Huang W-Y, Lin C-Y, Ahsan WA, Lin C. Mitigation of ammonia emissions during food waste composting through acetic acid addition: A promising strategy for sustainable waste management. *Sustainable Chemistry and Pharmacy* 2023; 36:101324.
- 109-Zhang X, Zhang H, Li G. Effect of additive quantity of stalks on H₂S and NH₃ emission during kitchen waste composting. *Environmental Engineering* 2015; 1(1):100-04.
- 110-Yang F, Li Y, Han Y, Qian W, Li G, Luo W. Performance of mature compost to control gaseous emissions in kitchen waste composting. *Science of The Total Environment* 2019; 657:262-69.
- 111-Du L, Li G, Yuan J, Yang J. Effect of additives on NH₃ and H₂S emissions during kitchen waste composting. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering* 2015; 31(23):195-200.
- 112-Wang J, Hu Z, Xu X, Jiang X, Zheng B, Liu X, et al. Emissions of ammonia and greenhouse gases during combined pre-composting and vermicomposting of duck manure. *Waste Management* 2014; 34(8):1546-52.
- 113-Bird MI, Wurster CM, de Paula Silva PH, Bass AM, de Nys R. Algal biochar – production and properties. *Bioresource Technology* 2011; 102(2):1886-91.
- 114-Chowdhury MA, de Neergaard A, Jensen LS. Potential of aeration flow rate and bio-char addition to reduce greenhouse gas and ammonia emissions during manure composting. *Chemosphere* 2014; 97:16-25.
- 115-Steiner C, Das K, Melear N, Lakly D. Reducing nitrogen loss during poultry litter composting using biochar. *Journal of environmental quality* 2010; 39(4):1236-42.
- 116-Chen Y-X, Huang X-D, Han Z-Y, Huang X, Hu B, Shi D-Z, et al. Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting. *Chemosphere* 2010; 78(9):1177-81.
- 117-Awasthi MK, Zhang Z, Wang Q, Shen F, Li R, Li D-s, et al. New insight with the effects of biochar amendment on bacterial diversity as indicators of biomarkers support the thermophilic phase during sewage sludge composting. *Bioresource Technology* 2017; 238:589-601.
- 118-Agyarko-Mintah E, Cowie A, Van Zwielen L, Singh BP, Smillie R, Harden S, et al. Biochar lowers ammonia emission and improves nitrogen retention in poultry litter composting. *Waste Management* 2017; 61:129-37.
- 119-Mao H, Zhang H, Fu Q, Zhong M, Li R, Zhai B, et al. Effects of four additives in pig manure composting on greenhouse gas emission reduction and bacterial community change. *Bioresource Technology* 2019; 292:121896.
- 120-Malińska K, Zabochnicka-Świątek M, Dach J. Effects of biochar amendment on ammonia emission

- during composting of sewage sludge. *Ecological Engineering* 2014; 71:474-78.
- 121-Godlewski P, Schmidt HP, Ok YS, Oleszczuk P. Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review. *Bioresource Technology* 2017; 246:193-202.
- 122-Munthali MW, Kabwadza-Corner P, Johan E, Matsue N. Decrease in cation exchange capacity of zeolites at neutral pH: examples and proposals of a determination method. *Journal of Materials Science and Chemical Engineering* 2014; 2014.
- 123-Awasthi MK, Wang Q, Huang H, Ren X, Lahori AH, Mahar A, et al. Influence of zeolite and lime as additives on greenhouse gas emissions and maturity evolution during sewage sludge composting. *Bioresource Technology* 2016; 216:172-81.
- 124-Lefcourt AM, Meisinger JJ. Effect of Adding Alum or Zeolite to Dairy Slurry on Ammonia Volatilization and Chemical Composition. *Journal of Dairy Science* 2001; 84(8):1814-21.
- 125-Taheri-Soudejani H, Heidarpour M, Shayannejad M, Shariatmadari H, Kazemian H, Afyuni M. Composts containing natural and mg-modified zeolite: the effect on nitrate leaching, drainage water, and yield. *CLEAN-Soil, Air, Water* 2019; 47(8):1800257.
- 126-Awasthi MK, Wang M, Pandey A, Chen H, Awasthi SK, Wang Q, et al. Heterogeneity of zeolite combined with biochar properties as a function of sewage sludge composting and production of nutrient-rich compost. *Waste Management* 2017; 68:760-73.
- 127-Jolanun B, Towprayoon S. Novel bulking agent from clay residue for food waste composting. *Bioresource Technology* 2010; 101(12):4484-90.
- 128-Chang H-D, Chen C-Y. Application of PVA-derived porous media to accelerate biodegradation (composting) of organic solid substrates. *Biotechnology Letters* 2012; 34(4):635-40.
- 129-Zou JL, Xu GR, Pan K, Zhou W, Dai Y, Wang X, et al. Nitrogen removal and biofilm structure affected by COD/NH₄⁺-N in a biofilter with porous sludge-ceramsite. *Separation and Purification Technology* 2012; 94:9-15.
- 130-Li X, Shi X-S, Yang Z-M, Xu X-H, Guo R-B. Effects of recyclable ceramsite as the porous bulking agent during the continuous thermophilic composting of dairy manure. *Journal of Cleaner Production* 2019; 217:344-51.
- 131-Zhang H, Li G, Yuan J, Zang B, Yang Q. Nitrogen fixation additive reducing emission of NH₃ and H₂S during composting of kitchen waste and cornstalk. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering* 2013; 29(23):173-78.
- 132-Gautam DP, Rahman S, Fortuna AM, Borhan MS, Saini-Eidukat B, Bezbaruah AN. Characterization of zinc oxide nanoparticle (nZnO) alginate beads in reducing gaseous emission from swine manure. *Environmental technology* 2017; 38(9):1061-74.
- 133-Wang X, Chen T, Zheng G. Preservation of nitrogen and sulfur and passivation of heavy metals during sewage sludge composting with KH₂PO₄ and FeSO₄. *Bioresour Technology* 2020; 297:122383.
- 134-Hort C, Gracy S, Platel V, Moynault L. A comparative study of two composts as filter media for the removal of gaseous reduced sulfur compounds (RSCs) by biofiltration: application at industrial scale. *Waste Management* 2013; 33(1):18-25.
- 135-Yuan J, Zhang D, Ma R, Wang G, Li Y, Li S, et al. Effects of inoculation amount and application method on the biodrying performance of municipal solid waste and the odor emissions produced. *Waste Management* 2019; 93:91-99.