DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2019042702
张云龙, 宋明淦, 李秀芬,等.磷酸盐添加对快速好氧堆肥过程 pH 及腐熟效果的影响[J].环境化学,2020,39(7):1996-2004.
ZHANG Yunlong, SONG Minggan, LI Xiufen, et al. Effect of phosphate addition on pile pH and maturity during rapid aerobic composting process [J].Environmental Chemistry,2020,39(7):1996-2004.

磷酸盐添加对快速好氧堆肥过程 pH 及腐熟效果的影响*

张云龙[1,2,3] 宋明淦[4] 李秀芬[1,2,3]** 程宇晖[4] 任月萍[1,2,3] 王新华[1,2,3]

(1. 江南大学环境科学与工程学院, 无锡, 214122; 2. 江苏省厌氧生物技术重点实验室, 无锡, 214122;
3. 江苏省水处理技术与材料协同创新中心, 苏州, 215009; 4. 无锡宏普生物环保科技有限公司, 无锡, 214100)

摘 要 随着我国环保政策的日趋严格,具有堆肥周期短、产品质量好、二次污染小等优点的反应器快速好氧堆肥工艺受到人们的广泛关注.然而,由于堆肥原料的有机物含量高,导致快速堆肥初期的有机酸累积,堆体 pH 偏低,影响堆肥效果.本研究拟通过添加磷酸盐,解决剩余污泥反应器快速堆肥过程出现的 pH 偏低问题.结果表明,添加磷酸盐可有效控制堆体 pH,堆肥初期,HPO_4^{2-} 通过与有机酸解离产生的 H^+ 反应生成 $H_2PO_4^-$,提高堆体 pH,堆肥后期,蛋白质降解产生较多 NH_4^+,导致 pH 升高,堆体中的 $H_2PO_4^-$ 通过与 OH^- 结合生成 HPO_4^{2-},降低堆体 pH.当 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 的摩尔比为 2:5 时,堆体 pH 值可维持在 6.0—8.5 之间,有机物降解率最高,堆体的 NH_4^+-N 含量最大,达 3.99 mg·g^{-1},堆肥过程的保氮效果较好,且所得堆肥产品的种子发芽指数也较高,腐熟程度良好.

关键词 磷酸盐,好氧堆肥,pH,种子发芽指数.

Effect of phosphate addition on pile pH and maturity during rapid aerobic composting process

ZHANG Yunlong[1,2,3] *SONG Minggan*[4] *LI Xiufen*[1,2,3]** *CHENG Yuhui*[4]
REN Yueping[1,2,3] *WANG Xinhua*[1,2,3]

(1. School of Environmental and Civil Engineering, Jiangnan Univeristy, Wuxi, 214122, China;
2. Jiangsu Key Laboratory of Anaerobic Biotechnology, Wuxi, 214122, China;
3. Jiangsu Cooperative Innovation Center of Technology and Material of Water Treatment, Suzhou, 215009, China;
4. Wuxi Hongpu Biologically Environmental Protection Technology Co., Ltd, Wuxi, 214100, China)

Abstract: With the strict environmental protection policy in China, the However, the pH level often decreases and further affects the composting efficiency during the rapid composting process due to the high-strength organic matter of composting materials, which results in the accumulation of organic acids. The lower pH emerged in the rapid composting process would be solved by dosing phosphate in this study. The results showed that the addition of phosphate effectively controlled pile pH. The pH level was increased via the conversion of HPO_4^{2-} to $H_2PO_4^-$ by combining with H^+ during the early composting stage. More NH_4^+ from protein degradation resulted higher pH during the later composting stage, and the pile pH was decreased via the conversion of $H_2PO_4^-$ to HPO_4^{2-} by combining with OH^-. When the molar ratio of HPO_4^{2-} to $H_2PO_4^-$ was 2:5, the pile pH kept in the range of 6.0 to 8.5 with

2019 年 4 月 27 日收稿(Received:April 27, 2019).
* 国家重点研发计划(2016YFC0400707)和江苏省"六大人才高峰"项目(2011-JNHB-004)资助.
Supported by National Key R&D Program of China(2016YFC0400707) and Province "Six Talents Peak" Project of Jiangsu Province(2011-JNHB-004).
* * **通讯联系人**,Tel:0510-85326516, E-mail: xfli@jiangnan.edu.cn
Corresponding author, Tel:0510-85326516,E-mail: xfli@jiangnan.edu.cn

hjhx.rcees.ac.cn

the higher degradation rate of organic matter. The content of NH_4^+-N in the pile was also highest with 3.99 mg·g^{-1}, indicating that more nitrogen was conserved in the pile. The germination index of the compost product was higher with the better maturity.

Keywords: phosphate, aerobic composting, pH, germination index.

剩余污泥是废水生物处理过程的副产物,近年来,随着我国污水处理率的提高,剩余污泥产量也急剧增加,预计到 2020 年,将超过 8000 万吨[1-2].剩余污泥含有大量的有机物和病原菌,处理不当不仅会造成环境污染,而且对人体健康构成潜在威胁.目前,剩余污泥常用的处理处置方法包括卫生填埋、污泥焚烧和好氧堆肥等.然而,卫生填埋和污泥焚烧易产生渗滤液、有害气体等二次污染,且存在占地多、投资及运行成本高等问题[3].剩余污泥含有丰富的氮磷钾等植物营养元素,利用剩余污泥进行好氧堆肥,不仅可回收利用这些营养元素,产生的腐殖质类物质可用作土壤改良剂[4],同时,还可利用好氧堆肥过程中的高温杀灭病原菌,实现剩余污泥的无害化.

目前,常用的堆肥化方法包括静态好氧堆肥、条垛式堆肥和反应器堆肥等.静态好氧堆肥一般无需翻堆,可最大程度地保持堆体温度,卫生条件较好,但占地面积大.条垛式堆肥是将堆料堆成条垛形,定期翻堆,保证堆料处于好氧环境,但不利于堆体温度的保持.反应器堆肥是将堆料放在一个或数个容器中,通过控制堆肥条件,缩短堆肥周期,卫生条件及产品品质均较好,但固定投资及运行成本较高.随着我国社会经济的不断发展,人民生活水平得到明显提升,环保政策日趋严格,环保项目的管理水平不断提高,因堆肥周期短、堆肥产品品质好、二次污染小等优点,反应器快速好氧堆肥工艺受到广泛关注.

剩余污泥的有机物含量高,反应器快速好氧堆肥过程中,有机物的快速降解易出现短链脂肪酸累积,最终导致堆体 pH 降低[5],影响好氧堆肥效果.当 pH 值小于 6.0 时,微生物活性受到抑制,有机物的降解转化速度变缓,阻碍堆肥反应的进行,延长堆肥周期[6].已有研究表明,添加化学物质,如 $Ca(OH)_2$、硝酸铁、煤灰、石灰、MgO 或 K_2HPO_4,可在一定程度上缓解堆肥过程中的 pH 偏低问题[7-12].接种微生物也可有效控制堆体 pH,进而提高食品废弃物堆肥效率,据文献报道马克斯克鲁维酵母菌(*Kluyveromyces marxianus*)不仅可降低食品废弃物堆肥的酸度,还可增加堆肥基质中固有的嗜热菌数量,有利于加快堆肥化进程[13],接种 *Pichia kudriavzevii* RB_1 可有效降解短链有机酸,消除土著微生物生长繁殖过程中存在的初始滞后期,提高堆肥速率[14].

与接种微生物控制堆体 pH 相比,添加化学物质不仅操作简单,成本低,当添加物含有磷等营养元素时,还可提高堆肥产品的养分含量,具有较为重要的理论和实用价值.本研究拟通过添加磷酸盐,解决剩余污泥反应器快速堆肥过程出现的 pH 偏低问题,研究不同磷酸盐配比对堆肥过程 pH、有机物转化及产物腐熟度的影响,以期为该方法的产业化应用提供有益参考.

1　材料与方法(Materials and methods)

1.1　实验材料

本研究所用堆肥原料为某食品厂污水处理剩余污泥,辅料为市售玉米秸秆,粒径约为 2 mm.剩余污泥、玉米秸秆及二者混合物的基本组成如表 1 所示.

表 1　堆肥原料的基本组成

Table 1　Components of composting materials

原料 Materials	含水率 Moisture content/%	TOC/ (mg·g^{-1})	TKN/ (mg·g^{-1})	C/N	pH	可溶性蛋白 Soluble protein/ (mg·g^{-1})	可溶性多糖 Soluble saccharide/ (mg·g^{-1})
污泥	84.01±0.37	477.29±3.63	75.76±0.14	6.30±0.57	7.29±0.12	0.87±0.06	0.66±0.06
玉米秸秆	11.28±0.20	514.78±9.98	9.52±0.57	55.79±2.14	6.47±0.30	6.92±0.02	29.88±1.02
混合物料	55.20±0.72	502.36±7.23	23.88±0.31	21.34±1.26	6.88±0.48	6.03±0.16	20.95±1.05

hjx.rcees.ac.cn

堆肥反应器示意如图 1 所示,主要包括反应室、加热系统、通风系统和搅拌系统,可实现物料混合、通风供氧及反应温度的自动控制,反应器内壁材质可防酸碱腐熟,耐高温.反应器总容积为 70 L.该设备由无锡宏普生物环保科技有限公司提供.

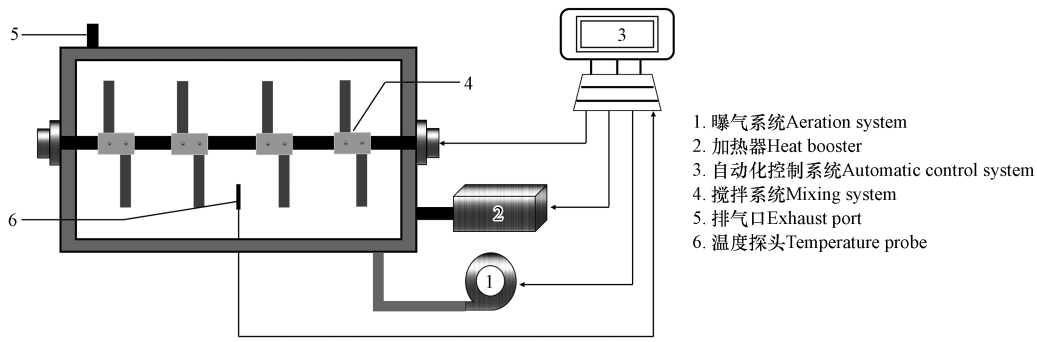

图 1 好氧堆肥反应器示意图

Fig.1 Schematic diagram of aerobic composting reactor

1.2 实验方法

按湿重比为 6:4 的比例将剩余污泥与玉米秸秆混合,添加 0.3%的液态复合微生物菌剂,混合物总重量为 8 kg.以不添加磷酸盐为对照(CK),分别添加摩尔比为 2:5 和 5:2 的 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$,记为 1#和 2#,研究不同磷酸盐配比对堆肥过程中 pH、有机物转化及腐熟度的影响,获得可解决剩余污泥反应器快速堆肥过程中 pH 值低至 5.0 的最佳方法.堆体温度通过反应器的加热系统控制,具体为 35 ℃持续24 h,55 ℃持续 48 h,此后将堆体温度控制在 65—70 ℃之间,再处理 4 h,以杀灭堆肥中的病原微生物和杂草种子[15].期间,通风量为 30 $m^3 \cdot h^{-1}$,搅拌转速为 5 $r \cdot min^{-1}$.

1.3 分析测试项目与方法

好氧堆肥过程中,每隔 4 h 取样 1 次,同步测定堆体温度.取一定量堆肥样品,按 1:10($M:V$)的比例添加 2 $moL \cdot L^{-1}$的 KCl 溶液,150 $r \cdot min^{-1}$摇床振荡 1 h 后,4000 $r \cdot min^{-1}$离心 10 min,获得浸提液Ⅰ,用于 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的测定;按 1:10($M:V$)的比例添加去离子水,150 $r \cdot min^{-1}$摇床振荡 1 h 后,4000 $r \cdot min^{-1}$离心 10 min,获得浸提液Ⅱ,用于 pH、可溶性蛋白质(soluble protein)、可溶性多糖(soluble saccharide)和种子发芽指数(germination index,GI)的测定.

NH_4^+-N 和 NO_3^--N 分别采用 Berthelot 法[16]和紫外分光光度法(NY/T 1116—2014)测定,可溶性蛋白质采用考马斯亮蓝法测定[17],可溶性多糖采用苯酚-硫酸法测定[18],GI 参考国标 GB/T 23486—2009 规定的方法进行测定.

pH、含水率(moisture content,MC)、凯氏氮(total kjeldahl nitrogen,TKN)和总有机碳(total organic carbon,TOC)参照我国有机肥标准(NY 525—2012)进行测定,即 pH 采用 pH 计测定,MC 采用称重法测定,TKN 采用硫酸-H_2O_2消煮-凯式定氮法测定,TOC 采用重铬酸钾容量法测定.

2 结果与讨论(Results and discussion)

2.1 堆肥过程中堆体 pH、NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的变化

pH 是影响堆肥微生物活性的重要因素之一[19],与有机酸的累积密切相关.结果表明,堆肥初始前 12 h 内,堆肥原料中的蛋白质、多糖等易降解有机物得到快速降解,产生的小分子有机酸逐步积累,导致堆体 pH 下降,空白对照、添加 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 摩尔比为 2:5 和 5:2 的堆体 pH 值分别从 7.19、6.73 和 7.35降低到 6.25、6.47 和 6.81(图 2),这与已有报道一致[20-22].然而,由于磷酸盐具有 pH 缓冲作用,3 组实验中堆体 pH 的降低幅度存在一定差别,降幅分别为 13%、4%和 8%,磷酸盐添加可使堆肥初期的 pH 降低现象得到一定程度的缓解.

hjhx.rcees.ac.cn

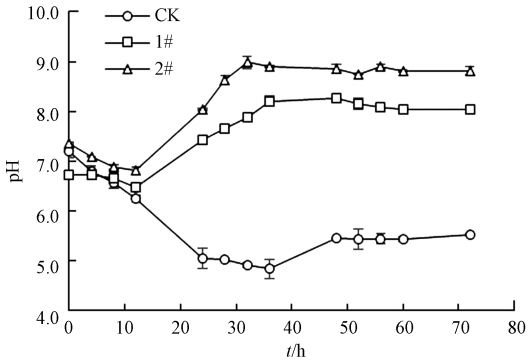

图 2　好氧堆肥过程中 pH 的变化

Fig.2　Change in pH during aerobic composting

随着堆肥过程的进行,添加磷酸盐缓解堆体 pH 的作用进一步显现,堆体 pH 由下降转而快速上升,最终趋于稳定,反应结束时,添加 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 摩尔比为 2:5 和 5:2 的堆体 pH 值分别为 8.03 和8.82,pH 值低至 5.0 的现象得到消除.然而,空白对照的堆体 pH 随堆肥时间的延长持续下降,在 12 h 至 24 h 内下降至 5.04,微生物活性受到抑制,有机酸积累速率大于消耗速率,是 pH 值持续下降的主要原因[23],之后略有上升,堆肥结束时的堆体 pH 值为 5.51,可见,空白对照堆体始终处于 pH 偏低状态.以上结果说明,自始至终,磷酸盐添加可有效提高堆体 pH,有利于堆肥过程的进行.此外,当 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 摩尔比为 2:5 时,堆肥初期 pH 的下降幅度和结束时 pH 的上升幅度均较小,表现出较好的 pH 缓冲能力,这也有利于控制堆肥后期氨气挥发及氮损失,进而提高堆肥产品的总养分含量及品质.

堆体 pH 变化除与有机物快速降解产生有机酸有关外,还与堆体中碱性物质氨的含量有关(图 3(a)所示).添加 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 后,堆体 pH 维持在适宜微生物生长的范围内,有利于加快堆体中有机氮向 NH_4^+-N 的转化,其在堆体中的含量增加,同时,堆体 NH_4^+-N 含量在堆肥过程中的增加幅度大于空白对照,36 h 时达到最大值,HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 摩尔比为 2:5 和 5:2 时,NH_4^+-N 含量分别为 5.56 和 4.71 $mg\cdot g^{-1}$,此时,对照处理仅为 1.60 $mg\cdot g^{-1}$.堆肥进行至 36 h 后,添加磷酸盐的堆体中 NH_4^+-N 含量开始下降,这可能是因为堆肥中易降解的蛋白质等物质消耗殆尽,降低了有机氮的分解速率.当 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 的摩尔比为 2:5 时,对碱性物质的缓冲能力较强,与摩尔比为 5:2 时相比,pH 较低,氨挥发量较少,堆体中 NH_4^+-N 含量较高,保氮作用与堆肥产品的品质均较好.

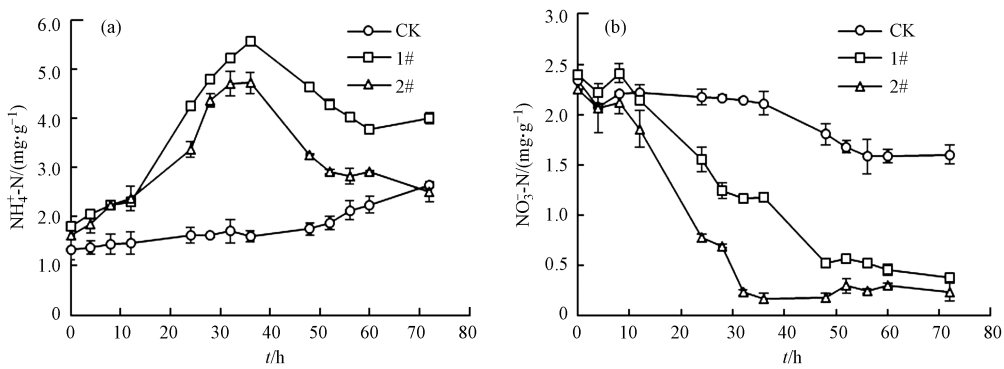

图 3　好氧堆肥过程中 NH_4^+-N(a)和 NO_3^--N(b)的变化

Fig.3　Change in NH_4^+-N (a) and NO_3^--N (b) contents during aerobic composting

本研究中不同处理的 NO_3^--N 含量变化如图 3(b)所示.所有处理的 NO_3^--N 含量变化呈先稳定后快速下降然后逐渐稳定的趋势.有报道认为,高温和过量的氨会抑制硝化菌的生长繁殖[24].堆肥开始前 24 h,堆体温度在 35 ℃左右,硝化菌活性尚未受到抑制,堆体中的 NO_3^--N 含量比较稳定,后随着 NH_4^+-N 浓度逐渐升高,NO_3^--N 含量开始下降.堆肥进行 24 h 后,将堆体的温度控制在 55 ℃左右,高温和过量的

氨氮抑制了硝化菌活性,堆体中 NO_3^--N 含量快速降低,与已有报道一致[25-27].堆肥进行 36 h 后,堆体中的氨氮含量开始下降,但由于高温对硝化菌的抑制作用,堆体内环境仍不适合进行硝化反应,NO_3^--N 含量趋于稳定.本研究中图 4 结果显示,空白对照、添加 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 摩尔比为 2:5 和 5:2 的堆体中 NO_3^--N 含量分别从 2.34、2.40、2.25 mg·g^{-1}降低到结束时的 1.60、0.38、0.24 mg·g^{-1},相对而言,摩尔比为 2:5时的 NO_3^--N 含量较高,这可能与该组处理 pH 相对稳定有关.

2.2 堆肥过程中有机物的降解转化

水溶性有机质作为活性有机组分和微生物生物化学过程中的有效底物,对堆肥的稳定性和腐熟度起着至关重要的作用[28],微生物更倾向于先利用易降解的有机物作为碳源和氮源[29],适宜的堆体 pH 有利于微生物活性的提高及有机物的降解转化,而蛋白质的转化又将影响氨的浓度进而影响堆体 pH,因此,有必要研究堆肥过程中有机物的降解转化情况.结果表明,随堆肥过程的进行,堆体有机质含量持续下降(图 4(a)),空白对照、添加 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 摩尔比为 2:5 和 5:2 的堆体中有机质含量分别由 86.48%、85.83%和 86.25%降低至堆肥结束时的 81.48%、77.69%和 78.32%.其中,摩尔比为 2:5 的堆体有机质含量降低幅度最大,堆肥结束时,有机质含量也最低,说明该堆体环境更有利于微生物生长繁殖.

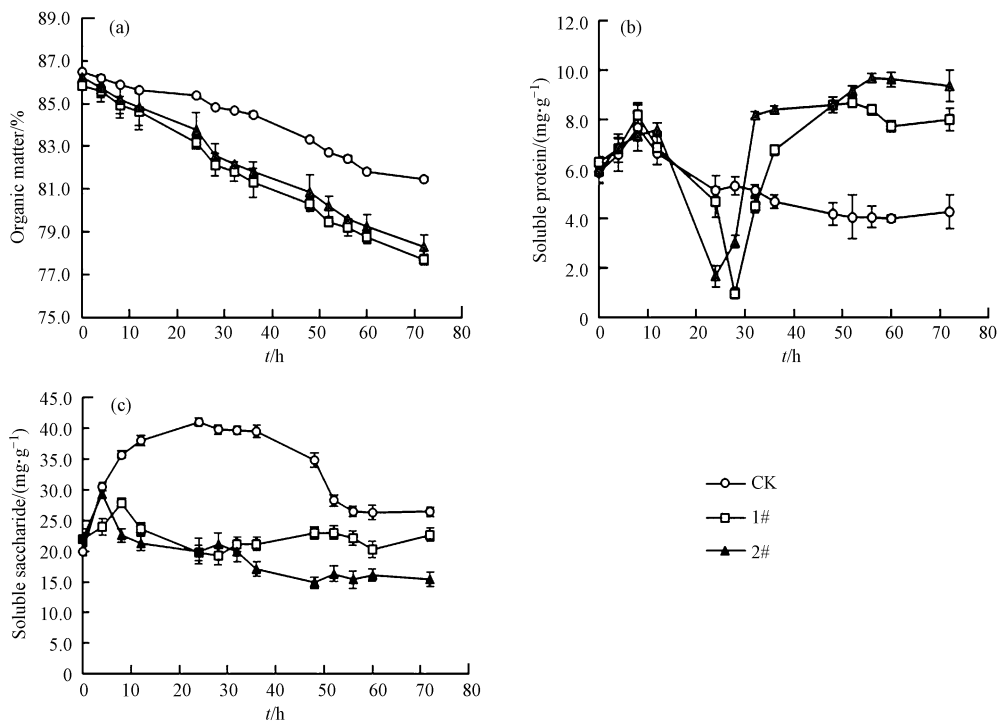

图 4 好氧堆肥过程中有机质(a)、可溶蛋白(b)及多糖(c)含量的变化

Fig.4 Change in organic matter(a), soluble protein(b) and saccharide(c) content in aerobic composting

堆体中的有机物主要包括蛋白质和多糖,因此,进一步研究了堆体可溶性蛋白质和多糖含量的变化情况,结果如图 4(b)和图 4(c)所示.可见,在 10 h 左右时,空白对照、添加 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 摩尔比为 2:5和 5:2 的堆体可溶性蛋白质含量分别从 5.87、6.25、5.90 mg·g^{-1}上升至 7.67、8.16、7.58 mg·g^{-1},这可能与污泥水解释放胞内蛋白质有关.接下来,可溶蛋白质含量迅速下降,其中,摩尔比为 2:5 时的含量最低,为 0.98 mg·g^{-1},远低于空白对照,说明该堆体中的微生物活性最高,易降解蛋白质的降解转化较为彻底,磷酸盐的添加可显著提高蛋白质的降解速率,加快有机氮向 NH_4^+-N 的转化,进而提高堆肥的 pH 值(图 2),这也是堆体中 NH_4^+-N 含量在 36 h 左右时达最大的主要原因(图 3(a)).此后,堆体中的可溶蛋白质含量转而上升,最终趋于稳定,这可能与微生物生长繁殖产生胞外聚合物有关.

作为微生物生长的重要碳源,堆体中可溶多糖含量在堆肥初期与可溶性蛋白质的变化情况一致(图 4(c)),由于堆肥初期的污泥水解作用,空白对照、添加 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 摩尔比为 2:5 和 5:2 的堆体可溶性多糖含量分别从 19.97、21.92、22.14 mg·g^{-1}增加至 37.95、27.82、29.22 mg·g^{-1}.随堆肥过程的进

行,磷酸盐添加带来了较适宜的堆体 pH,微生物活性较高,添加磷酸盐堆体的可溶多糖降解消耗速度较快,其含量开始下降.

此外,HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 摩尔比为 2:5 时,堆体 pH 更有利于提高微生物活性,堆肥后期木质纤维素水解产生的可溶性多糖也较多,因此,其多糖含量高于摩尔比为 5:2 的堆体.由于短链脂肪酸积累导致的低 pH,空白对照堆体的可溶多糖在初期增加后,降解速度较慢,始终处于较高水平,堆肥后期木质纤维素降解产生的多糖较少,其可溶多糖含量的变化与添加磷酸盐的情况差别较大.堆肥结束时,空白对照、添加 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 摩尔比为 2:5 和 5:2 的堆体可溶性多糖含量分别为 26.38、22.68、15.38 $mg\cdot g^{-1}$.

2.3　磷酸盐添加对堆体腐熟度的影响

堆体腐熟度是评价堆肥效果的重要指标,GI 值是评价堆肥腐熟度的可靠指标之一,当 GI 大于 50% 时,认为基本腐熟,对植物无毒害作用[30].此外,CJ/T309—2009《城镇污水厂污泥处置农用泥质》规定,污泥农用时,种子发芽指数应大于 60%.图 5 显示了不同堆体的 GI 值随时间的变化情况.可见,堆体初始 GI 值略低于 50.0%,但随堆肥过程的进行及有机物的降解转化,12 h 内下降至最低值,空白对照、添加 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 摩尔比为 2:5 和 5:2 的堆体 GI 值分别为 9.19%、4.06%和 2.57%,这可能是由于挥发性脂肪酸(图 2)、可溶蛋白及多糖等(图 4(b)和图 4(c))小分子有机物含量增加导致,这些原始有机物对种子产生了毒害作用,导致种子发芽指数下降.

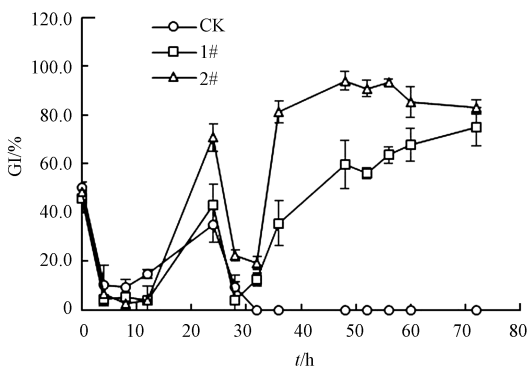

图 5　好氧堆肥过程中种子发芽指数的变化

Fig.5　Change in germination index during aerobic composting

随堆肥过程的进行,上述有机物逐步降解,堆体 GI 值开始上升,堆至 24 h 时,空白对照、添加 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 摩尔比为 2:5 和 5:2 的堆体 GI 分别为 35.00%、43.22%和 70.79%,这与姜继韶[31]等的研究结果相似.此后,堆体 GI 值再次下降,并在 32 h 后达到第二个最低点,分别为 0.00%、12.62%和 19.21%,这次下降可能与堆体 NH_4^+-N 含量增加有关(图 3(a)).由于磷酸盐的添加,堆体 pH 有利于微生物活性提高,与空白对照相比,堆体 GI 值恢复较快,堆肥结束时,GI 值分别为 75.18%和 83.19%,均大于 60%,腐熟程度良好,而空白对照的 GI 值始终为 0,未腐熟.

2.4　堆肥无害化分析

已有研究表明,在 60—70 ℃下加热 5—10 min,即可破坏非芽孢细菌和芽孢细菌非休眠体的活性.常见的病原体,如大肠杆菌、蛔虫卵、沙门菌属、结核分支杆菌等也会在此温度下失活[15].本研究通过反应器的加热系统控制堆体温度,堆肥结束后,再将堆体温度控制在 65—70 ℃之间,无害化处理 4 h,以杀灭堆肥中的病原微生物和杂草种子,结果如表 2 所示.可见,无害化处理 1 h 时,堆体中的粪大肠菌群数为 43 $MPN\cdot g^{-1}$,小于 100 $MPN\cdot g^{-1}$,满足我国生物有机肥(NY 884—2012)对粪大肠菌群数的要求.同时,无害化处理 3 h 时,堆体中的蛔虫卵死亡率可达到 96.67%,大于 95%,满足我国生物有机肥(NY 884—2012)对蛔虫卵死亡率的要求.可见,通过本研究所得堆肥产品,达到了达到杀灭病原菌等的无害化要求.

上述研究结果表明,添加磷酸盐可有效控制快速好氧堆肥过程的 pH 值,为微生物提供良好的生长环境,加快堆肥过程的进行及有机物的降解转化,提高堆肥效果及产品腐熟度,同时,与接种有益微生物相比,通过添加磷酸盐控制堆体 pH,不仅操作简单,成本低,而且可降低堆肥后期氨的损失,提高堆肥产

品的品质,具有较为重要的理论和实践价值.

表 2 无害化阶段粪大肠菌群最可能数和蛔虫卵死亡率

Table 2 Most probable number of fecal coliform and mortality of ascaris lumbricoides eggs during harmless stage

无害化持续时间 Harmless duration/h	粪大肠菌群数 Number of fecal coliforms /(MPN·g^{-1})	蛔虫卵死亡率 Egg mortality of Ascaris lumbricoides/%
0	240	72.22
1	43	86.67
2	21	93.33
3	9.2	96.67
4	3.6	98.89

堆肥初期,由于易降解有机物含量较高(图 4(a)),其快速转化导致有机酸累积,堆体 pH 下降,HPO_4^{2-} 可降低有机酸解离产生的氢离子(反应式 1 和 2),生成 $H_2PO_4^{2-}$ 离子,堆体 pH 得到较好控制(图 2),pH 有所降低但幅度有限,微生物活性较高,有机物降解较快,与空白对照相比,堆肥速度也较快.较快的有机物特别是蛋白质降解产生较多的 NH_4^+-N(反应式 3),也有利于堆体 pH 升高.随堆体 pH 升高,堆体中的 $H_2PO_4^{2-}$ 离子与 OH^- 离子结合,发生中和反应(反应式 4),生成 HPO_4^{2-} 离子,因此,添加适量的 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^{2-}$,可有效控制堆体 pH(图 6),加快堆肥反应及堆体腐熟.

$$RCOOH \rightleftharpoons RCOO^- + H^+ \quad (1)$$

$$HPO_4^{2-} + H^+ \rightleftharpoons H_2PO_4^- \quad (2)$$

$$NH_3 + H_2O \rightleftharpoons NH_3 \cdot H_2O \rightleftharpoons NH_4^+ + OH^- \quad (3)$$

$$H_2PO_4^- + OH^- \rightleftharpoons HPO_4^{2-} + H_2O \quad (4)$$

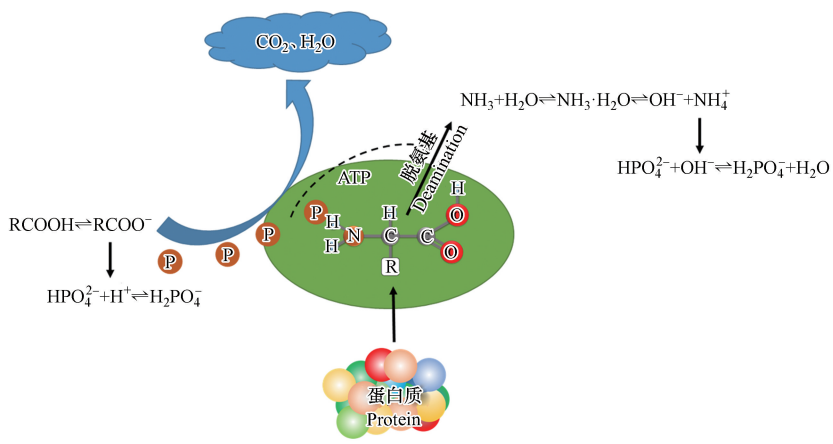

图 6 磷酸盐对快速堆肥过程 pH 的影响机制

Fig.6 Influencing mechanism of phosphate on pH level during accelerated composting process

3 结论(Conclusions)

(1)添加磷酸盐可有效控制快速好氧堆肥过程的 pH,使得微生物活性较高,有利于堆体中可溶蛋白质的降解,产生较多的 NH_4^+-N,进一步防止堆体 pH 降低.当 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 摩尔比为 2:5 时,可将堆体 pH 控制在 6.0—8.5 之间,堆肥结束时,堆体 NH_4^+-N 含量为 3.99 mg·g^{-1},不仅可提高微生物活性,也可有效降低堆肥后期的氨挥发,有利于保氮,提高堆肥产品的养分含量.

(2)磷酸盐添加不仅可有效控制堆体 pH,也可显著加快有机质降解,提高堆体腐熟度.当添加 HPO_4^{2-} 与 $H_2PO_4^-$ 的摩尔比为 2:5 时,堆体有机质含量为 77.69%,种子发芽指数为 75.18%,腐熟程度

良好.

(3)堆肥初期,HPO_4^{2-} 通过与有机酸解离产生的氢离子反应生成 $H_2PO_4^{2-}$,提高堆体 pH.堆肥后期,较快的有机物特别是蛋白质降解产生较多的 NH_4^+-N,堆体中的 $H_2PO_4^{2-}$ 通过与氢氧根离子结合,发生中和反应生成 HPO_4^{2-},降低堆体 pH.与接种有益微生物相比,通过添加磷酸盐控制堆体 pH,操作简单,且成本低廉,具有较为重要的理论和实践价值.

参考文献(References)

[1] 唐朱睿, 席北斗, 檀文炳, 等. 市政污泥堆肥过程胡敏酸电子转移能力的演变规律[J]. 环境化学, 2018, 37(4): 689-697.
TANG Z R, XI B D, TAN W B, et al. Evolution of the electron transfer capacity of humic acid during municipal sludge composting process [J]. Environmental Chemistry, 2018, 37(4): 689-697(in Chinese).

[2] 常会庆, 郑彩杰, 张建宇, 等. 不同环境温度条件对脱水污泥堆肥效果的影响研究[J]. 生态环境学报, 2017, 26(10): 1755-1760.
CHANG H Q, ZHENG C J, ZHANG J Y, et al. Effects of different environmental temperature on dewatered sludge composting[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2017, 26(10): 1755-1760(in Chinese).

[3] 张远澄. 污泥与绿化废物滚筒反应器好氧堆肥过程控制研究[D]. 北京:清华大学, 2014.
ZHANG Y C. The composting process control of sewage sludge and greening waste in a rotary drum reactoy[D]. Beijing: Tsinghua University, 2014(in Chinese).

[4] JIANG J, KANG K, CHEN D, et al. Impacts of delayed addition of N-rich and acidic substrates on nitrogen loss and compost quality during pig manure composting[J]. Waste Management, 2018, 72: 161-167.

[5] YU H, HUANG G H. Effects of sodium acetate as a pH control amendment on the composting of food waste[J]. Bioresource Technology, 2009, 100(6): 2005-2011.

[6] SUNDBERG C, SMÅRS S, JÖSSON H. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting[J]. Bioresource Technology, 2004, 95(2): 145-150.

[7] BERGERSEN O, BOEN A S, SORHEIM R. Strategies to reduce short-chain organic acids and synchronously establish high-rate composting in acidic household waste[J]. Bioresource Technology, 2009, 99(2): 521-526.

[8] SHOU Z, YUAN H, SHEN Y, et al. Mitigating inhibition of undissociated volatile fatty acids (VFAs) for enhanced sludge-rice bran composting with ferric nitrate amendment[J]. Bioresource Technology, 2017, 244: 672-678.

[9] AN C J, HUANG G H, YAO Y, et al. Performance of in-vessel composting of food waste in the presence of coal ash and uric acid[J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 203/204: 38-45.

[10] WANG X, SELVAM A, CHAN M, et al. Nitrogen conservation and acidity control during food wastes composting through struvite formation [J]. Bioresource Technology, 2013, 147: 17-22.

[11] WANG X, SELVAM A, WONG J W. Influence of lime on struvite formation and nitrogen conservation during food waste composting[J]. Bioresource Technology, 2016, 217: 227-232.

[12] WANG X, SELVAM A, LAU S S S, et al. Influence of lime and struvite on microbial community succession and odour emission during food waste composting[J]. Bioresource Technology, 2018, 247: 652-659.

[13] CHOI M H, PARK Y H. The influence of yeast on thermophilic composting of food waste[J]. Letters in Applied Microbiology, 2010, 26 (3): 175-178.

[14] NAKASAKI K, ARAYA S, MIMOTO H. Inoculation of Pichia kudriavzevii RB1 degrades the organic acids present in raw compost material and accelerates composting[J]. Bioresource Technology, 2013, 144: 521-528.

[15] 李季,彭生平. 堆肥工程实用手册[M]. 2 版. 北京: 化学工业出版社,2011: 11-15.
LI J, PENG S P. Practical Manual of composting Engineering[M]. Version 2. Beijing: China Environmental Science Publishing House, 2011: 11-15(in Chinese).

[16] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京:中国环境科学出版社, 2002: 210-284.
State Environmental Protection Administration. Methods for monitoring and analysis of water and wastewater[M]. Version 4. Beijing: China Environmental Science Publishing House, 2002: 210-284(in Chinese).

[17] ZHAO Z, SUN W B, JI Y R, et al. Effects of temperature on determination of protein concentration with coomassie brilliant blue method [J]. Agricultural Science & Technology, 2015, 16(2): 209-213.

[18] DUBOIS M, GILLES K A, HAMILTON J K, et al. Colorimetric method for determination of sugars and related substances[J]. Analytical Chemistry, 1956, 28(3): 350-356.

[19] WANG S P, ZHONG X Z, WANG T T, et al. Aerobic composting of distilled grain waste eluted from a Chinese spirit-making process: The effects of initial pH adjustment[J]. Bioresource Technology, 2017, 245: 778-785.

[20] HUIYONG Y, BEITAO X, RAYYAN K, et al. The changes in carbon, nitrogen components and humic substances during organic-inorganic

hjbx.rcees.ac.cn

aerobic co-composting[J]. Bioresource Technology, 2019, 271: 228-235.

[21] WANG X, BAI Z, YAO Y, et al. Composting with negative pressure aeration for the mitigation of ammonia emissions and global warming potential[J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 195: 448-457.

[22] MANU M K, KUMAR R, GARG A. Performance assessment of improved composting system for food waste with varying aeration and use of microbial inoculum[J]. Bioresource Technology, 2017, 234: 167-177.

[23] 丁杰, 郝艳, 侯佳奇, 等. 接种抗酸化复合菌对餐厨废弃物堆肥酸化缓解及腐殖化的影响[J]. 环境科学研究, 2016,29(12): 1887-1894.
DING J, HAO Y, HOU J Q, et a1. Effects of anti-acidification microbial agents (AAMA) on reducing acidification and promoting humification duffng kitchen waste composting[J]. Research of Environmental Sciences, 2016, 29(12): 1887-1894(in Chinese).

[24] ZHANG L, SUN X. Changes in physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage co-composting of green waste with spent mushroom compost and biochar[J]. Bioresource Technology, 2014, 171: 274-284.

[25] ZENG G M, ZHANG L H, DONG H R, at el. Pathway and mechanism of nitrogen transformation during composting: Functional enzymes and genes under different concentrations of PVP-AgNPs[J]. Bioresource Technology, 2018, 253: 112-120.

[26] SUN Z Y, ZHANG J, ZHONG X Z, et al. Production of nitrate-rich compost from the solid fraction of dairy manure by a lab-scale composting system[J]. Waste Management, 2016, 51: 55-64.

[27] YUAN J, CHADWICK D, ZHANG D, et al. Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting [J]. Waste Management, 2016, 56: 403-410.

[28] WANG K, LI X, HE C, et al. Transformation of dissolved organic matters in swine, cow and chicken manures during composting[J]. Bioresource Technology, 2014, 168: 222-228.

[29] CHEN X, LIU R, HAO J, et al. Protein and carbohydrate drive microbial responses in diverse ways during different animal manures composting[J]. Bioresource Technology, 2019, 271: 482-486.

[30] BERNAI M P, PAREDES C, SÁNCHEZ-MONEDERO M A, et al. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes[J]. Bioresource Technology, 1998, 63(1): 91-99.

[31] 姜继韶, 党森, 王撵, 等. 过磷酸钙和腐烂苹果联合添加对猪粪堆肥过程中碳素转化和腐熟的影响[J]. 环境科学学报, 2018, 38(11): 4422-4430.
JIANG J S, DANG S, WANG N, et al. Influences of calcium superphosphate, rotten apples and their mixture on organic matter transformation and compost maturity during pig manure composting[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, 38(11): 4422-4430(in Chinese).

hjhx.rcees.ac.cn