文章编号:1007－6735(2026)05－0608－10　　DOI: 10.13255/j.cnki.jusst.20251011001

超高温好氧发酵对污泥堆肥性能及四环素类抗生素去除的影响

詹　咏[1]，　金志豪[1]，　宋相通[2]，　杨　贞[1]，　吕　楠[2]，　董　滨[3]

（1. 上海理工大学 环境与建筑学院，上海 200093；2. 同济大学 环境科学与工程学院，上海 200092；
3. 上海城市污染控制工程研究中心有限公司，上海 200092）

摘要：针对污泥资源化利用过程中抗生素残留问题，系统探究了超高温好氧发酵(HTC)相较于传统高温好氧发酵(TAF)在优化污泥堆肥性能、强化四环素类抗生素(四环素(TC)和土霉素(OTC))降解方面的潜力。结果表明，HTC 工艺通过维持更长时间的超高温条件(>80 ℃ 持续 6 d)，显著促进了有机质降解与堆体腐熟，种子发芽指数(GI)提前 12 d 达到腐熟标准，发酵周期缩短至 33 d，有机质总量降解率达 53.8%，高于 TAF 组的 44.6%。在酶活性方面，HTC 组发酵前期因返混腐熟料，蛋白酶与脲酶活性较高，促进了有机氮的快速分解，但纤维素酶活性受高温抑制，辅料降解能力较弱。在抗生素去除方面，HTC 工艺对 TC 和 OTC 的去除率分别为 70.5% 和 58.7%，均优于 TAF 工艺(66.5% 和 53.5%)。综上，HTC 工艺在加速污泥堆肥腐熟、强化抗生素降解方面优势显著，为含抗生素污泥的高效处理与资源化提供了理论依据与技术支撑。

关键词：污泥；超高温好氧发酵；四环素类抗生素；抗生素去除

中图分类号：X 705　　**文献标志码：**A

Effects of hyperthermophilic aerobic composting on sludge composting performance and tetracycline antibiotics removal

Zhan Yong[1], Jin Zhihao[1], Song Xiangtong[2], Yang Zhen[1], Lü Nan[2], Dong Bin[3]

(1. *School of Environment and Architecture, University of Shanghai for Science and Technology, Shanghai 200093, China*;
2. *College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China*;
3. *Shanghai Urban Pollution Control Engineering Research Center Co., Ltd., Shanghai 200092, China*)

Abstract: In response to the issue of antibiotic residues during the resource utilization of sewage sludge, this study systematically investigated the potential of hyperthermophilic aerobic

收稿日期: 2025−10−11

基金项目: 国家重点研发计划 (2020YFC1908702，2021YFC3200704)

第一作者: 詹　咏(1971—)，女，副教授．研究方向：水污染控制工程和固废处理．E-mail：jannet6@163.com

通信作者: 董　滨(1978—)，男，教授．研究方向：环境工程．E-mail：dongbin@tongji.edu.cn

引文格式: 詹咏，金志豪，宋相通，等．超高温好氧发酵对污泥堆肥性能及四环素类抗生素去除的影响[J]．上海理工大学学报，2026，48(5)：608-617.

Citation: Zhan Yong, Jin Zhihao, Song Xiangtong, et al. Effects of hyperthermophilic aerobic composting on sludge composting performance and tetracycline antibiotics removal[J]. Journal of University of Shanghai for Science and Technology, 2026, 48(5): 608-617.

composting (HTC) compared to conventional thermophilic aerobic fermentation (TAF) in optimizing sludge composting performance and enhancing the degradation of tetracycline antibiotics (tetracycline (TC) and oxytetracycline (OTC)). The results demonstrate that by maintaining a prolonged hyperthermophilic phase (>80 ℃ for 6 d), the HTC process significantly promotes organic matter degradation and compost maturation. The germination index (GI) reaches the maturity standard 12 d earlier, and the total composting cycle is shortened to 33 d. The total organic matter degradation rate in the HTC group is 53.8%, higher than that in the TAF group (44.6%). Regarding enzyme activities, due to the inoculation with mature compost, the HTC group exhibites higher protease and urease activities in the early stage, promoting rapid decomposition of organic nitrogen. However, cellulase activity is inhibited under hyperthermophilic conditions, resulting in weaker degradation of auxiliary materials. In terms of antibiotic removal, the HTC process demonstrates stronger degradation capability, with removal rates of 70.5% for TC and 58.7% for OTC, superior to the 66.5% and 53.5% achieved by the TAF process, respectively. In conclusion, the HTC process shows significant advantages in accelerating sludge compost maturation and enhancing antibiotic degradation, providing theoretical and technical support for the efficient treatment and resource recovery of antibiotic-contaminated sludge.

Keywords: *sludge*; *hyperthermophilic aerobic composting*; *tetracycline antibiotics*; *antibiotic removal*

随着我国污水处理能力的不断提升，污泥产生量持续增长。据生态环境部发布的《2023 年中国生态环境统计年报》显示，2023 年污泥产生量达 5333.3 万 t，相比 2022 年增幅超过 10%。污泥中含有丰富的有机质和氮、磷等营养元素，可作为土壤改良剂和肥料来源。然而，在污泥的无害化处理和资源化利用过程中，抗生素残留已成为一个突出的环境问题。四环素类抗生素（tetracycline antibiotics，TCs）在养殖业和医疗领域应用广泛，但由于其吸附性较强、生物降解性较难的特征，易在污泥中富集[1]。李思敏等[2]的研究表明，尽管邯郸污水处理厂进水中 TCs 仅占抗生素总量的 15%，然而在剩余污泥中，TCs、β-内酰胺类抗生素和喹诺酮类抗生素的富集量位居前三。杨钊等[3]在贵阳两座污水处理厂的研究中，检测到进水中 TCs 浓度分别为 128.6 ng/L 和 114.9 ng/L，而在出水中未检测出 TCs，结合污水厂处理工艺，表明 TCs 被大量截留于剩余污泥中。Wang 等[4]指出中国污水处理厂剩余污泥中 TCs 平均残留浓度为 388.4 μg/kg。Xu 等[5]得出中国北方制药污水处理厂污泥中的 TCs 更是高达 5480000 μg/kg。TCs 在污泥中的高浓度残留，不仅会增加污泥处理难度，还可能引起抗性基因传播，对人体健康和生态系统构成潜在威胁。

好氧发酵作为污泥资源化处理的重要技术，通过微生物代谢活动实现有机质稳定化与矿化，兼具经济性与环境效益。然而，传统高温好氧发酵（thermophilic aerobic fermentation，TAF）受热力学限制及微生物酶活性阈值的影响，在处理抗生素等难降解有机物时存在一定局限。研究表明，TCs 在常规堆肥过程中表现出明显的温度响应特性，其降解动力学参数与堆体温度呈显著正相关（p<0.01）[6]。王婧怡[7]通过梯度升温实验发现，将堆体温度从 55 ℃提升至 85 ℃后，土霉素（oxytcracycline，OTC）、金霉素（chlortcracycline，CTC）等 TCs 的平均去除率提高了 9.1%。时红蕾等[8]进一步指出，高温条件下四环素（tetracycline，TC）和 CTC 的去除率较中温及自然堆肥分别提高 32.7% 和 45.6%，且去除效率与最高温度之间符合指数关系（R^2=0.89）。Yu 等[9]从机制层面验证，高温可通过强化酶促水解和自由基氧化途径，显著提升 TC 的降解速率。

基于上述温度对抗生素降解的促进作用，超高温好氧发酵（hyperthermophilic aerobic composting，HTC）技术逐步发展起来。该技术通过在 TAF 工艺基础上接种超高温嗜热微生物，使堆体温度升至 80 ℃以上，并维持 5～7 d[10]。研究表明，HTC 工艺能显著提升堆肥效率与质量。例如，Zhou 等[11]

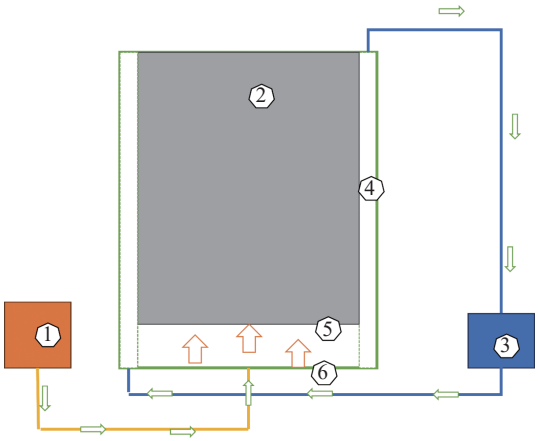
指出HTC可使腐殖化程度提高30%以上；付锦涛等[12]发现餐厨垃圾经HTC处理至第9 d时，种子发芽指数（germination index，GI）达到腐熟标准，发酵周期显著缩短。此外，HTC在难降解污染物去除方面表现优异。Pan等[13]利用该工艺实现了脱水污泥中抗生素的完全去除；Liao等[14]的研究进一步表明，HTC对泰乐菌素的去除率高达95%。综上所述，HTC工艺凭借更高的运行温度、更短的发酵周期和更优的堆肥质量，在有机固体废弃物，特别是含抗生素废弃物的处理中展现出显著优势。

为明确HTC工艺在加速污泥堆肥进程与强化抗生素降解方面的综合效能，本研究选取在环境中普遍残留且对温度敏感的TC和OTC作为代表性TCs，系统对比了HTC与TAF工艺中堆体的理化性质（温度、有机质、腐熟度等）与TCs（TC和OTC）的去除规律，为污泥发酵产物的安全土地利用提供理论依据与数据支撑。

1 材料与方法

1.1 实验设计

经预实验确定发酵原料最佳配比：HTC组的原料为生污泥、稻谷壳和腐熟料，按干物质计的质量配比为10∶5∶4；TAF组的原料为生污泥和稻谷壳，按干物质计的质量配比为2∶1。HTC组堆体湿物质质量10.4 kg、干物质质量5.7 kg；TAF组堆体湿物质质量8.2 kg、干物质质量4.5 kg。两组均添加10 mg/kg的TC和OTC，在堆肥启动前将物料搅拌均匀确保堆体的均匀性。两组发酵堆体初始含水率均调节至55%左右，发酵周期持续40 d。本研究采用自主研制的好氧发酵反应装置进行污泥堆肥（图1），反应器的详细参数参照宋相通等[15]的研究。采样时分别在距反应器顶部10、20、30 cm的堆体中心位置各取20 g子样本，混匀后收集60 g代表性样本。样品分为3部分：第一部分立即进行含水率、GI等指标的分析；第二部分经风干、研磨后经孔径0.3 mm的试验筛筛分并保存，用于pH、电导率（electrical conductivity，EC）、氨氮（NH_4^+-N）、硝酸盐氮（NO_3^--N）等指标检测；第三部分储存在−80 ℃冰箱中，用于抗生素检测分析。



1 曝气风机; 2 反应器; 3 恒温水循环泵;
4 保温层; 5 不锈钢格栅; 6 气体均布板

图1 污泥好氧发酵反应装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the aerobic fermentation reaction device for sludge

1.2 检测分析方法

1.2.1 好氧发酵基本理化指标检测方法

采用Pt100型电子温度计，于取样前监测反应器顶部以下10、20、30 cm处堆体中心位置的温度；pH与EC分别通过使用pH计和电导率仪测定新鲜样品水提取液（固液比为1∶10）；NH_4^+-N和NO_3^--N采用氯化钾溶液提取（固液比为1∶10），并分别借助水杨酸−次氯酸盐光度法与紫外分光光度法测定；水分、总固体（total solids，TS）、挥发性固体（volatile solids，VS）及有机质含量（organic matter，OM）通过105 ℃烘干与600 ℃灼烧法测定；总有机碳（total organic carbon，TOC）和总凯氏氮（total kjeldahl nitrogen，TKN）使用TOC分析仪与硫酸消解−滴定法测定冷冻干燥样品；GI则通过小青菜种子在样品提取液中培养后的发芽率与根长抑制情况进行评估。以上所有实验在测样时均设置3组平行样。

1.2.2 酶活性检测方法

本实验采用比色法测定好氧发酵过程中3种关键酶活性：纤维素酶活性通过3,5−二硝基水杨酸法[16]，测定酶解产生的还原糖（以葡萄糖计）；脲酶活性以尿素为底物，通过靛酚蓝比色法[17-18]测定水解生成的NH_3-N量；蛋白酶活性则利用酪蛋白为底物，在中性条件下酶解产生酪氨酸，并于碱性条件下通过与磷钼酸反应生成钨蓝，在680 nm处进行比色测定[19]。酶活力单位分别定义为每d每g发酵物料产生1 mg葡萄糖（纤维素酶）、1 μg NH_3-N（脲酶）或1 μmoL酪氨酸（蛋白酶）。

1.2.3　TC 及 OTC 检测方法

本实验选取 TC 和 OTC 作为代表性 TCs，其提取与净化参照国标《GB/T 32951—2016》。方法简述如下：称取 1.0 g 样品，以 EDTA-Mcllvaine-甲醇混合液分 3 次提取，合并上清液。经 HLB 固相萃取柱净化、甲醇洗脱、氮气吹干后以体积分数为 0.2% 甲酸水定容。采用 LC-MS/MS 在正离子多反应监测模式下检测，TC 监测离子对为 445/410.1（碰撞能量 19 eV），OTC 为 461/426（20 eV）。流动相为甲醇−乙腈混合液（A）和 0.2% 甲酸水（含乙酸铵）（B），梯度洗脱（见表 1），流速 1 mL/min，柱温 40 ℃，进样量 20 μL。

表 1　洗脱梯度程序

Tab. 1　Elution gradient program

时间/min	流动相A占比/%	流动相B占比/%
0	5	95
1	5	95
5	70	30
8	70	30
9	5	95
10	5	95

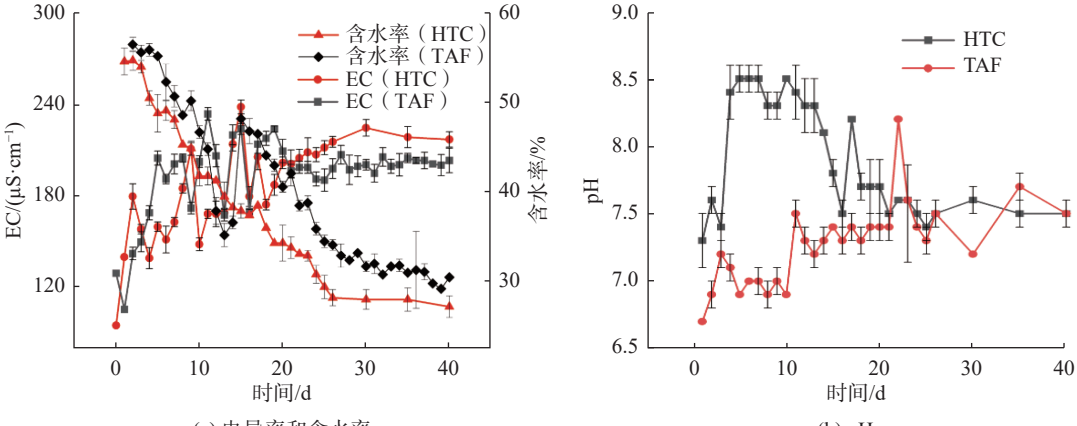
2　结果与讨论

2.1　污泥好氧堆肥过程中理化性质变化

2.1.1　温度、含水率、电导率和 pH

温度作为驱动好氧发酵过程的核心参数，其变化直观反映了微生物活性和堆肥效率[20]。本研究根据温度动态变化将发酵过程划分为 4 个阶段，结果表明：HTC 组在启动后迅速升温，第 4 d 即突破 80 ℃，并于第 6 d 达到最高温度 83.3 ℃，80 ℃ 以上高温可持续 6 d，70 ℃ 以上累计达 13 d，不仅远超 TAF 组 60.3 ℃ 的峰值温度，更形成了持续时间长、稳定性强的超高温环境，为病原菌灭活和有机物快速降解提供了关键条件；进入降温期后，HTC 组温度下降趋势较为平缓，至第 20 d 仍保持在 57.3 ℃，表明堆体内部微生物代谢仍保持较高活性，而 TAF 组同期温度已降至 38.5 ℃，反映出其发酵动力较弱；至腐熟阶段，HTC 组在第 24 d 温度降至 44.3 ℃，TAF 组直至第 40 d 才降至 30.2 ℃，说明 HTC 工艺能使堆体更早进入稳定状态，有效缩短了发酵周期。

在好氧发酵过程中，堆体物料的含水率会影响堆体透气性和微生物代谢，是反映堆肥进程与性能的关键指标[21]。如图 2(a) 所示，HTC 组与 TAF 组的含水率均随发酵周期的推进而降低，但两种工艺间仍存在明显的差异。TAF 组初始含水率为 56.4%，最终含水率为 30.4%，水分减少了 26%。需要说明的是，TAF 组发酵至第 13 d 时，堆体含水率低于 35%，为保证堆体的正常发酵进行了补水。而 HTC 组初始含水率为 54.5%，最终含水率为 27.1%，水分减少了 27.4%；在发酵的第 26 d，HTC 组堆体含水率已经减少至 28.1%，低于同时期 TAF 组的 34%，说明 HTC 工艺可加速水分挥发并缩短发酵周期。



(a) 电导率和含水率　　(b) pH

图 2　HTC 与 TAF 处理组污泥好氧发酵过程中电导率、含水率及 pH 的动态变化

Fig. 2　Dynamic changes in conductivity, moisture content and pH value during aerobic fermentation of sludge in the HTC and TAF treatment groups

EC可表征发酵过程中总离子浓度的变化，是评价物料的腐熟度的指标，也是判断发酵产物对植物生长毒性的重要参数[22]。由图2(a)可知，HTC组与TAF组，在升温期、超高温/高温期，EC呈波动上升趋势，在第20 d后两组逐渐趋于稳定。在发酵结束时，HTC组EC稳定在215 μS/cm，较初始值上升了127.1%，TAF组EC稳定在200 μS/cm，较初始值上升了55.2%。这是因为升温期、超高温/高温期阶段，复杂有机物被快速分解为无机盐等物质，其离子浓度提升促使EC上升；进入降温期及腐熟期后，有机物降解速率减缓，可溶性无机盐总量稳定，EC随之保持稳定。

pH是调控好氧发酵过程的核心环境因子，对微生物代谢活性、有机物的降解效率以及物料的腐熟度具有显著影响[23]。如图2(b)所示，HTC组pH在前5 d迅速上升，第5 d达到峰值8.5；第15 d起pH迅速下降，最终稳定在7.5。TAF组pH在前期虽有上升，但增长幅度低于HTC组；第22 d翻堆后，pH快速增长并超过8.0，发酵末期稳定在7.6。

HTC组在发酵初期pH迅速上升至8.5，主要由于含氮有机物在超高温条件下快速氨化，释放大量NH_3，构建了碱性环境。该pH条件有利于嗜热细菌和放线菌等优势菌群的代谢活动，促进有机物的快速分解；同时，碱性环境也增强了TCs的水解作用，有利于发酵初期对其快速去除。然而，过高的pH(>8.5)可能抑制部分嗜酸微生物(如部分真菌)的活性，这也是HTC组纤维素酶活性较低的原因之一。进入降温期后，随着NH_4^+-N被硝化作用转化为NO_3^--N，pH逐渐回落至中性，有利于硝化细菌等中温微生物的恢复与代谢，推动堆体进一步腐熟。相比之下，TAF组pH上升缓慢，峰值出现时间滞后，反映出其氨化作用启动较慢，微生物代谢活性较弱，进而影响有机质降解速率和腐熟进程。发酵末期两组pH均稳定在7.5～7.6，表明堆体已进入稳定腐熟阶段。综上，pH的动态变化不仅反映了氮素转化过程，也通过调控微生物群落结构与酶活性，深刻影响堆肥效率与腐熟质量。

2.1.2 有机质、TOC、TKN、氨氮和硝氮

有机质含量变化是评价堆肥腐熟度的重要指标。HTC和TAF处理组的VS/TS比值均随发酵进程逐步下降，但HTC组表现出更显著的有机质降解效率与更快的稳定速度。具体而言，HTC组初始VS/TS为62%，最终降至46.5%，降解率为25%；而TAF组从74.1%降至59.0%，降解率为20.3%。在有机质总量(VS)方面，HTC组从初始3.5 kg降至1.6 kg，降解率为53.8%，远高于TAF组的降解率44.6%。此外，HTC组在发酵第24 d时VS/TS已基本稳定，表明堆体较早进入腐熟阶段；而TAF组直至第40 d仍略有波动，说明其降解过程缓慢，发酵周期较长。

在两种好氧发酵过程中，TOC与TKN呈现出不同的变化规律。如图3(a)所示，HTC组与TAF组TOC含量都呈现下降趋势。其中：HTC组TOC值从33.7%降至27.6%；TAF组TOC值从37.0%降至31.4%。HTC组TOC减少速率与TAF组相比更快，这主要归因于超高温期显著促进了有机质的矿化。而TAF组温度较低，有机质分解相对缓慢，TOC降解率更低。

TKN作为堆肥中氮素最重要的成分之一，包含有机氮和NH_4^+-N两部分，常常作为堆肥的评价指标之一[24]。对于TKN，HTC组和TAF组都呈现先上升后下降的趋势，第15 d达到峰值后迅速下降。如图3(b)所示：HTC组TKN从2.8%降至2.1%；TAF组TKN从3.4%降至3.1%。在发酵的升温期及(超)高温期，嗜热菌成为优势菌种，分解不含氮(如多糖、单糖等)和含氮(如氨基酸、嘌呤、氨基糖等)有机物，碳素减少，使含氮量上升。在降温期及腐熟期，嗜温硝化细菌将NH_4^+-N转化为NO_3^--N，致使TKN快速下降[25]。上述实验反映出超高温条件对发酵过程中碳氮转化的显著影响，HTC工艺虽然可以加速有机质分解，提升TOC降解效率，但也增加了氮素损失风险。

在污泥好氧发酵过程中，HTC和TAF工艺中NH_4^+-N含量随时间呈现出动态变化规律，如图3(c)所示。HTC组发酵前期(0～5 d)，NH_4^+-N快速上升，第5 d达到峰值，约7.2 mg/g，表明此阶段含氮有机物分解旺盛，氨化作用强烈。高浓度NH_4^+-N构建的碱性环境，也是驱动pH上升的直接诱因。峰值后NH_4^+-N含量急剧下降，第22 d降至1 mg/g以下，后期维持较低水平，说明后续NH_4^+-N通过硝化等作用被转化或固定。随着NH_4^+-N含量的衰减，pH同步回落并趋于稳定。TAF组NH_4^+-N含量变化呈“先升后降再稳定”趋势，前期增长速率慢于HTC组，第13 d左右达峰值，约4.5 mg/g，峰值出现时间滞后HTC组；随后开始

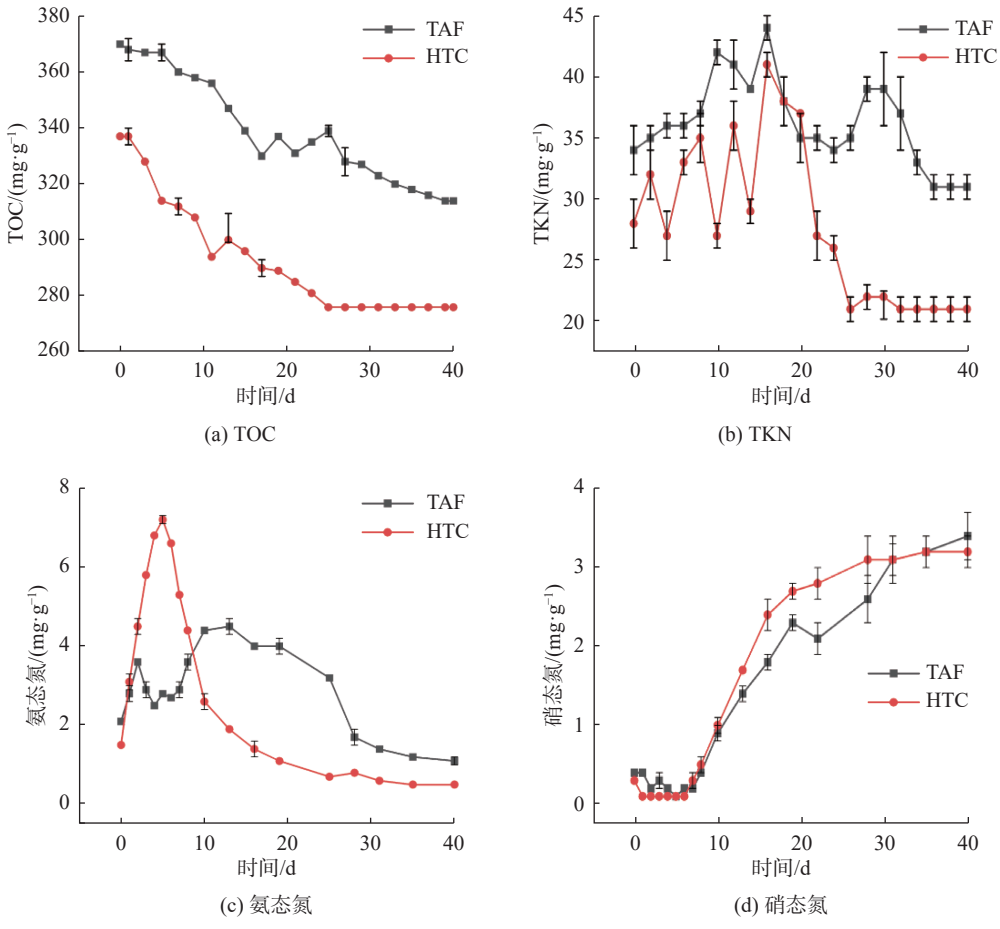


图 3　HTC 与 TAF 处理组污泥好氧发酵过程中碳氮物质浓度的动态变化

Fig. 3　Dynamic changes in the concentrations of carbon and nitrogen substances during the aerobic fermentation process of sludge in the HTC and TAF treatment groups

下降，第 28 d 左右降至 2 mg/g 以下，后期稳定值高于 HTC 组，约为 1.2～1.4 mg/g，反映出 TAF 工艺氨化启动滞后，且 NH_4^+-N 转化或消耗速率不及 HTC 工艺。

图 3(d) 为 NO_3^--N 含量的动态变化趋势，HTC 和 TAF 两种发酵工艺过程中，NO_3^--N 均呈现先下降后上升，最终逐渐稳定的趋势。40 d 发酵周期结束后，HTC 组 NO_3^--N 稳定在 3200 mg/kg 左右，TAF 组约为 3400 mg/kg。发酵前期，反硝化作用消耗发酵体系原有的 NO_3^--N；在超高温/高温阶段，温度抑制硝化细菌活性，NO_3^--N 维持在较低水平；降温期随着温度回落，硝化细菌活性恢复，将由有机氮分解产生的 NH_4^+-N 快速累计并趋于稳定，该结果体现了氮素形态转化与温度、微生物群落演替的协同关联。

2.1.3　种子发芽指数变化

未完全腐熟的物料通常会对植物根系生长产生抑制，也有研究证明，抗生素也会对植物根系的生长产生抑制[26-27]。本研究中对照组为新鲜样品水提取液，空白组为无菌水，以此开展 GI 相关分析。

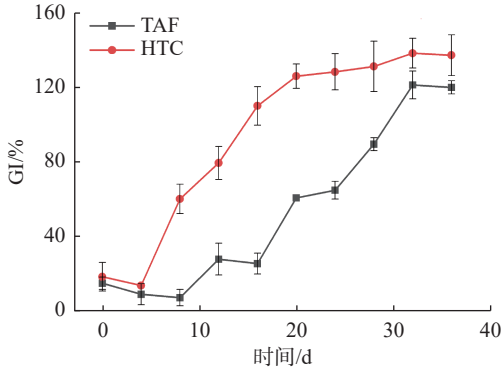


图 4　HTC 与 TAF 处理组污泥好氧发酵过程中的种子发芽指数

Fig. 4　Seed germination index during the aerobic fermentation process of sludge in the HTC and TAF treatment groups

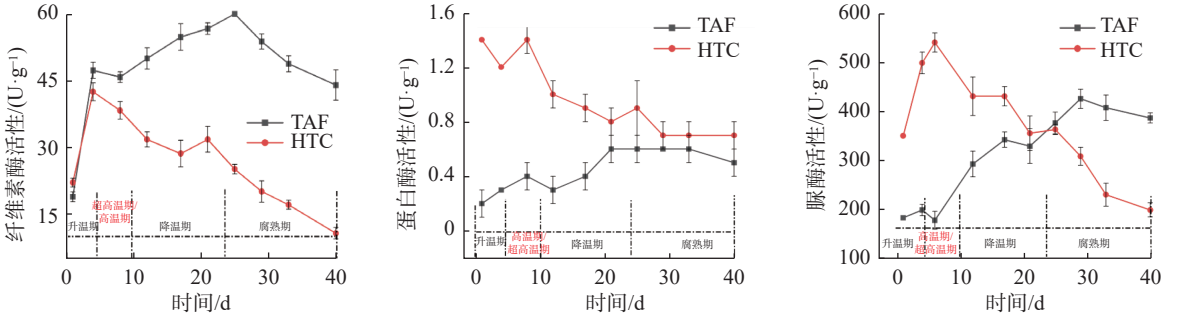
由图 4 可知，HTC 组与 TAF 组 GI 值变化规律相似，均呈现逐步上升的趋势。在发酵初期（0～5 d），两组的 GI 值均低于 20%，直观反映出生污泥具有较强的植物毒性，对植物生长具有明显的抑制作用。在第 36 d 时，HTC 组与 TAF 组发酵

产物 GI 值分别为 136.7% 和 119.5%，表明发酵过程不仅消除了污泥的生物毒性，而且对植物根系生长有促进作用。值得注意的是，HTC 组在发酵前 20 d，GI 值有明显且迅速的上升趋势，第 16 d 时 GI 值已经超过 80% 的阈值；而 TAF 组在前 20 d 虽也呈现上升趋势，但增速缓慢，第 28 d 时 GI 值才超过 80% 的阈值。这一结果进一步凸显出 HTC 工艺在缩短发酵周期、快速降低污泥毒性方面的优势。

2.1.4 酶活性的变化

污泥好氧发酵需优化效率与产物稳定性，本研究采用稻壳粉作为辅料调节含水率、C/N，但其含大量木质纤维素，分解缓慢，易影响发酵进程[28-29]。研究两种好氧发酵工艺（HTC 和 TAF 工艺）物料的纤维素酶、蛋白酶、脲酶活性变化，对深入了解污泥−稻壳协同发酵机制、提升发酵效率意义重大。

由图 5(a) 可知，好氧发酵初期 HTC 组和 TAF 组的纤维素酶活性均处于低水平。HTC 组升温期（前 3 d）纤维素酶活性短暂升高后持续降低，40 d 发酵结束时降至 11 U/g；而 TAF 组升温期（前 3 d）纤维素酶活性迅速上升，第 6～19 d 稳步提升，并保持在相对较高水平，40 d发酵周期结束时为 44 U/g。真菌是高活性纤维素分解菌，不耐受极端高温，HTC 组超高温期真菌失活；而 TAF 组降温期堆体出现大量气生菌丝，真菌成为优势菌群并保持较高活性，驱动纤维素酶活性显著高于 HTC 组。



(a) 纤维素酶 (b) 蛋白酶 (c) 脲酶

图 5 HTC 与 TAF 处理组污泥好氧发酵过程中的酶活性特征

Fig. 5 Enzyme activity during the aerobic fermentation process of sludge in HTC and TAF treatment groups

污泥中含有蛋白质等大分子有机质，其分解效率会影响发酵产物的稳定性[30]。图 5(b) 显示，HTC 组因发酵前掺入腐熟料接种功能微生物，发酵初期蛋白酶活性逐渐下降，40 d 结束时约为 0.7 U/g。TAF 组初期微生物群落构建缓慢，蛋白酶活性较低；第 25 d 达到活性峰值后，小幅下降，最终稳定在 0.5 U/g，发酵后期 HTC 组和 TAF 组蛋白酶活性呈现趋近趋势。

氮素转化是好氧发酵的关键环节，脲酶活性直接影响有机质分解和产物稳定性。图 5(c) 表明：HTC 组因腐熟料接种，初期脲酶活性比较高，第 6 d 达到峰值，约为 540 U/g；之后，随有机质消耗，脲酶活性持续降低，在第 40 d 稳定在 200 U/g。TAF 组前 22 d 微生物逐渐丰富，脲酶活性持续上升，在 23～40 d 因底物限制略有下降，最终稳定在 400 U/g。综上所述，HTC 与 TAF 在污泥好氧发酵中的关键酶活性存在差异显著：TAF 组凭借真菌优势保障木质纤维素分解效率，HTC 组通过腐熟料接种，初期获得高蛋白酶、脲酶活性，驱动有机质快速分解，为缩短发酵周期提供支撑。

2.2 污泥好氧堆肥过程中 TCs 去除情况

如图 6 所示，TC 在 HTC 和 TAF 两种发酵过程中均快速下降。HTC 组 TC 初始浓度为 9636 μg/kg，经发酵后剩余浓度为 2841 μg/kg，去除率为 70.5%；TAF 组 TC 初始浓度为 9530 μg/kg，经发酵后剩余浓度为 3191μg/kg，去除率为 66.5%，低于 HTC 组。具体而言，HTC 组在发酵第 3 d，TC 去除率已达 57.5%，而同期 TAF 组的去除率仅为 40.9%，显著低于 HTC 组。这是因为 HTC 组掺入了一定比例的腐熟料，一方面提高了前期微生物活性，另一方面提升了微生物抗性基因的相对丰度，从而使抗生素的降解速率优于 TAF 组。

类似地，OTC 在两种好氧发酵过程中，同样呈现快速降解的趋势。HTC 组和 TAF 组 OTC 初始浓度分别为 9266、9384 μg/kg，发酵至第 25 d 时，OTC 浓度分别为 3827、4367 μg/kg，去除率分别为 58.7%、53.5%，TAF 组的降解率低于 HTC 组。

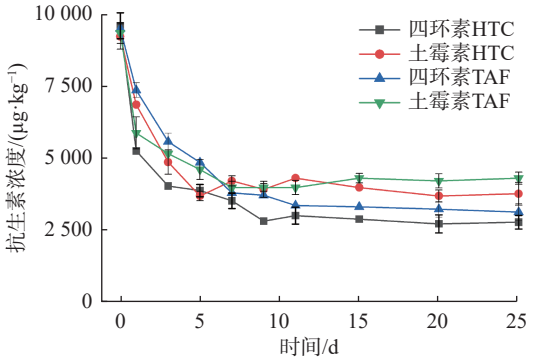


图 6　两种好氧发酵过程中 TCs 残留含量

Fig. 6　Residual contents of tetracycline antibiotics (TCs) during the two aerobic fermentation processes

值得关注的是，发酵至第 25 d 时，两组的 OTC 残留量均高于 TC 残留量，且两种工艺对 TC 的降解速率较 OTC 高了 10% 以上，这是由于 TC 相较于 OTC，更容易被生物降解[31]。

2.3　超高温好氧发酵中 TCs 降解与有机物转化的耦合机制

2.3.1　HTC 工艺强化 TCs 降解的潜在机制分析

HTC 工艺相较于 TAF 工艺对 TCs 的降解展现出更高的效率，这归因于其在超高温阶段引发的多重强化效应。首先是持续高温强化非生物降解。大于 80 ℃ 的持续高温环境提供了显著的热能，直接驱动 TCs 的分子结构发生水解、开环等非生物转化反应[32]，这一过程是传统高温堆肥难以充分实现的。其次是嗜热微生物群落的功能强化。接种腐熟料启动的 HTC 工艺，迅速建立了以超高温嗜热微生物为主导的微生物群落结构。这些微生物在极端高温下仍能保持代谢活性，通过分泌特异性酶或利用协同代谢途径，对 TCs 进行生物转化与降解[6]。最后是堆体理化性质的优化调控。超高温阶段加速了有机质分解并改变了溶解性有机质的组成与含量，这影响了 TCs 在堆体中的吸附–解吸行为与可及性，使其更易暴露于高温环境及微生物作用位点。综上，HTC 工艺通过热化学作用、嗜热微生物代谢以及堆体微环境调控的协同，构建了更为高效的多路径 TCs 去除体系。

2.3.2　有机质转化、酶活性与抗生素去除的耦合机制解析

在 HTC 过程中，蛋白质等含氮有机物的降解与 TCs 的消减在时序上呈现协同特征。如图 3(c)所示，发酵前期(0～5 d)，HTC 组内 NH_4^+-N 迅速累积，pH 显著上升，该阶段也对应着 TC 与 OTC 的快速降解期(图 6)。这一同步性主要源于两方面的机制作用：其一，强烈的氨化作用所形成的碱性环境(pH > 8.0)促进了 TCs 的水解与分子结构失活；其二，驱动蛋白质快速降解的微生物代谢过程(表现为高蛋白酶活性)亦可通过共代谢或产生非特异性酶系，间接促使吸附于有机颗粒上的 TCs 释放与转化[33]。相比之下，TAF 组的氨化进程与 pH 上升更为滞后且平缓，其相应的 TCs 降解速率也较低。这表明，HTC 工艺通过强化以蛋白质降解为核心的氨化过程，不仅促进了氮素形态的快速转化，其引发的理化条件显著变化与微生物代谢活性同步提升，也为 TCs 的化学水解与生物降解提供了更为协同的有利条件。

关键酶活性及其对应底物含量的变化，清晰揭示了 HTC 与 TAF 工艺在代谢路径上的分化。具体表现在 3 个方面。首先，纤维素酶活性与辅料降解过程密切相关。TAF 工艺在整个高温期及降温阶段均维持了较高的纤维素酶活性，这与其旨在高效降解稻壳等木质纤维素类辅料的代谢需求相适应。相比之下，HTC 工艺的超高温阶段显著抑制了真菌来源的纤维素酶活性，从而削弱了对以结构性碳水化合物为主的辅料的降解能力。这一酶活性差异与 TAF 组中观察到的气生菌丝现象相一致，而 HTC 组中则未观察到类似结构。其次，蛋白酶与脲酶活性共同调节有机氮的转化进程。HTC 工艺凭借接种优势，在发酵初期即建立了较高的蛋白酶与脲酶活性，从而有效驱动污泥中蛋白质等有机氮的快速氨化，这与该阶段总凯氏氮上升、铵态氮快速累积的结果一致。然而，其脲酶活性在后期下降较快，可能在一定程度上限制了尿素的进一步水解。TAF工艺的相关酶活性虽建立较慢，但在后期保持更为持久，反映出其氮转化过程相对缓慢但持续的特点。最后，整体酶活性的分布特征直接影响有机质的降解效率。HTC 工艺在超高温环境下，表现出对蛋白质及含氮有机物分解的显著强化作用，同时，其对纤维素的降解能力相对较弱。该特性使其能够实现更高的挥发性固体降解率，并显著缩短腐熟周期。

综上所述，HTC 工艺的核心机制在于对生物转化过程的选择性强化。它通过建立独特的高温驱动型微生物代谢网络，定向调控酶活性，优先实现了对易降解有机质(如蛋白质)的快速转化，并同步构建了利于 TCs 降解的物化与生物环境。这为通过调控辅料配比或采取阶段温控等策略来

优化该工艺，提供了关键的理论依据。

3 结 论

本研究系统比较了 HTC 与 TAF 工艺在污泥堆肥过程中对理化性质以及 TC 和 OTC 去除效果的影响，主要结论如下：

a. HTC 工艺通过维持更长时间的超高温阶段（>80 ℃ 持续 6 d），显著促进了有机质的降解与堆体的腐熟进程。与 TAF 组在 28 d 达到 80% 阈值相比，HTC 组 GI 值提前 12 d 达到腐熟标准；HTC 组与 TAF 组相比发酵周期从 40 d 缩短至 33 d；有机质降解率高达 53.8%，优于 TAF 工艺的降解率 44.6%。这表明 HTC 工艺在提升堆肥效率与加速腐熟方面具有明显优势。

b. 在酶活性方面，HTC 工艺因前期接种腐熟料，蛋白酶与脲酶活性较高，促进了有机氮的快速转化；然而，超高温环境抑制了纤维素酶活性，导致辅料（如稻壳）降解能力较弱。该结果揭示了 HTC 工艺在有机物转化过程中酶活性的响应特征，为其工艺优化提供了理论依据。

c. HTC 工艺对 TCs 的去除效果优于 TAF 工艺，TC 和 OTC 的去除率分别达到 70.5% 和 58.7%，高于 TAF 组的 66.5% 和 53.5%。

综上，HTC 工艺在加速污泥腐熟、强化抗生素降解方面表现出优势，为含抗生素污泥的高效处理与资源化提供了可行的技术路径与理论支撑。

参考文献：

[1] Yin S Y, Gao L, Fan X M, et al. Performance of sewage sludge treatment for the removal of antibiotic resistance genes: status and prospects[J]. Science of the Total Environment, 2024, 907: 167862.

[2] 李思敏, 吴会双, 程远鹏, 等. 邯郸市典型城市污水厂抗生素及内分泌干扰物去除效能、影响因素及生态风险研究 [J]. 环境科学学报, 2025, 45(5): 232−245.

[3] 杨钊, 李江, 张圣虎, 等. 贵阳市污水处理厂中典型抗生素的污染水平及生态风险 [J]. 环境科学, 2019, 40(7): 3249−3256.

[4] Wang B Q, Xu Z X, Dong B. Occurrence, fate, and ecological risk of antibiotics in wastewater treatment plants in China: a review[J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 469: 133925.

[5] Xu L Y, Zhang H, Xiong P, et al. Occurrence, fate, and risk assessment of typical tetracycline antibiotics in the aquatic environment: a review[J]. Science of the Total Environment, 2021, 753: 141975.

[6] Sun P Y, Liu B T, Ahmed I, et al. Composting effect and antibiotic removal under a new temperature control strategy[J]. Waste Management, 2022, 153: 89−98.

[7] 王婧怡. 禽畜粪便好氧发酵过程中抗生素降解规律研究 [D]. 北京: 北京化工大学, 2021.

[8] 时红蕾, 王晓昌, 李倩. 人粪便好氧堆肥过程中典型抗生素的消减特性 [J]. 环境科学, 2018, 39(7): 3434−3442.

[9] Yu Y S, Chen L J, Fang Y, et al. High temperatures can effectively degrade residual tetracyclines in chicken manure through composting[J]. Journal of Hazardous Materials, 2019, 380: 120862.

[10] Duan Z X, Kang Z C, Kong X F, et al. Synergistic hyperthermophilic microbial consortia in self-elevating ultra-high temperature composting: mechanism and application investigation for sustainable organic waste upcycling[J]. Chemical Engineering Journal, 2025, 512: 162364.

[11] Zhou S P, Tang S Q, Ke X, et al. Hyperthermophilic pretreatment significantly accelerates thermophilic composting humification through improving bacterial communities and promoting microbial cooperation[J]. Bioresource Technology, 2023, 385: 129467.

[12] 付锦涛, 侯磊, 侯振华, 等. 添加嗜热菌促进餐厨垃圾超高温堆肥发酵效果 [J]. 现代化工, 2022, 42(S2): 311−314.

[13] Pan T, Zhou Y Y, Xiang Q, et al. Efficient elimination of antibiotics and antibiotic resistance genes in hyperthermophilic sludge composting[J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 479: 135525.

[14] Liao H P, Zhao Q, Cui P, et al. Efficient reduction of antibiotic residues and associated resistance genes in tylosin antibiotic fermentation waste using hyperthermophilic composting[J]. Environment International, 2019, 133: 105203.

[15] 宋相通, 杨明超, 张俊, 等. 污泥超高温好氧发酵去除氟喹诺酮类抗生素及其降解产物 [J]. 中国环境科学, 2022, 42(1): 220−226.

[16] Zhang W, Song X T, Zhong X R, et al. Enhancement of simultaneous antibiotics and antibiotic-resistance genes removal in sewage sludge during hyperthermophilic aerobic fermentation and assessment of the ecological risks of fermentation products following land application[J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 380: 135019.

[17] Safari Sinegani A A, Safari Sinegani M. The effects of carbonates removal on adsorption, immobilization and activity of cellulase in a calcareous soil[J]. Geoderma, 2012, 173–174: 145–151.

[18] Kandeler E, Gerber H. Short-term assay of soil urease

activity using colorimetric determination of ammonium[J]. Biology and Fertility of Soils, 1988, 6(1): 68−72.

[19] Guo H, Yao J, Cai M M, et al. Effects of petroleum contamination on soil microbial numbers, metabolic activity and urease activity[J]. Chemosphere, 2012, 87(11): 1273−1280.

[20] Zhang M Y, Wang W J, Wang J, et al. Dynamics of biochemical properties associated with soil nitrogen mineralization following nitrification inhibitor and fungicide applications[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(12): 11340−11348.

[21] 刘金洋, 韩芸, 卓杨, 等. 基于升温阶段蛋白质降解调控对污泥好氧发酵的影响 [J]. 环境工程学报, 2024, 18(9): 2532−2541.

[22] 高雨, 姚康雨, 翟美艳, 等. 不同含水量和压实密度对高湿玉米籽粒青贮营养成分、发酵品质及微生物多样性的影响 [J]. 草地学报, 2025, 33(10): 3455−3468.

[23] Liu M C, Umeda I, Kumar S, et al. Impact of corn stover hydrothermal liquefaction conditions on the chemical composition and aerobic fermentation of the aqueous phase[J]. Water Research, 2025, 281: 123604.

[24] 杨航波. 添加剂对鸡粪好氧堆肥 Cu、Zn 的钝化作用研究 [D]. 重庆: 西南大学, 2022.

[25] 周顺, 李洋, 张冠智, 等. 添加剂对番茄茎秆好氧堆肥发酵过程及氮素损失的影响 [J]. 中国农业大学学报, 2024, 29(3): 79−86.

[26] Liu X Q, Zhu J R, Liang J, et al. Ecotoxicological effects of individual and combined treatments of chlortetracycline and oxytetracycline on seed germination and seedling growth of wheat (*Triticum aestivum* L.)[J]. Journal of Environmental Quality, 2025, 54(5): 962−977.

[27] Lin H, Chang J J, Liang T N, et al. Effects of norfloxacin on the interaction between duckweed and its growth-promoting bacterial assemblages[J]. Journal of Hazardous Materials, 2025, 492: 138249.

[28] Pirsaheb M, Hossaini H, Hossini H, et al. Enhancing lignocellulosic decomposition and compost maturity in in-vessel co-composting of sewage sludge and organic municipal solid waste using quicklime[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2025, 13(5): 118777.

[29] Henry A B, Maung C E H, Kim K Y. Metagenomic analysis reveals enhanced biodiversity and composting efficiency of lignocellulosic waste by thermoacidophilic effective microorganism (tEM)[J]. Journal of Environmental Management, 2020, 276: 111252.

[30] Ajmal M, Shi A P, Awais M, et al. Ultra-high temperature aerobic fermentation pretreatment composting: parameters optimization, mechanisms and compost quality assessment[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021, 9(4): 105453.

[31] 邵思城. 微生物降解四环素和土霉素的研究 [D]. 广州: 华南理工大学, 2019.

[32] Hassani M, Lázaro R, Pérez C, et al. Thermostability of oxytetracycline, tetracycline, and doxycycline at ultrahigh temperatures[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2008, 56(8): 2676−2680.

[33] Liang D H, Hu Y Y, Huang R Z, et al. Effects of various antibiotics on aerobic nitrogen removal and antibiotic degradation performance: mechanism, degradation pathways, and microbial community evolution[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 422: 126818.

（编辑：丁红艺）