

# 秸秆过滤猪场废水及滤料与猪粪好氧堆肥研究

王丽丽<sup>1,2</sup>, 孙东升<sup>1</sup>, 许雷<sup>1</sup>, 张婷婷<sup>1</sup>, 冯子阔<sup>1</sup>, 姚义清<sup>3</sup>

(1. 东北农业大学工程学院, 哈尔滨 150030; 2. 农业农村部生猪养殖设施工程重点实验室, 哈尔滨 150030;  
3. 西北农林科技大学机械与电子工程学院, 杨凌 712100)

**摘要:** 秸秆具有较大的比表面积, 对猪场废水中悬浮固体及氮素等养分具有较好的截留及吸附特性, 有助于猪场废水后续资源化利用, 但过滤后秸秆滤料的高效再利用又成为新的研究热点。该研究利用玉米秸秆过滤猪场废水, 研究过滤后的秸秆滤料与猪粪好氧堆肥效果, 堆肥过程中碳、氮转化及有害气体的排放规律。结果表明: 玉米秸秆过滤猪场废水最优工艺条件为: 滤层容重为  $0.15 \text{ g/cm}^3$ , 过滤管径为  $9 \text{ cm}$ , 装填高度为  $40 \text{ cm}$ , 此条件下猪场废水总氮 (Total Nitrogen, TN)、总悬浮固体和化学需氧量的去除率分别为  $22.80\%$ 、 $51.60\%$  和  $76.81\%$ 。在初始 C/N、环境温度、含水率、通风速率分别为  $20 \sim 35$ 、 $22.32 \sim 32.05 \text{ }^\circ\text{C}$ 、 $65\%$ 、 $0.2 \text{ m}^3/\text{h}$  条件下, 初始 C/N 越高, 堆肥效果越好, 堆体总有机碳 (Total Organic Carbon, TOC) 损失越大, 而 TN 损失越小, 有害气体排放主要集中在堆肥前期; 初始 C/N 为 35 时, 最高堆体温度达  $65.96 \text{ }^\circ\text{C}$ , 高温期 ( $>50 \text{ }^\circ\text{C}$ ) 可维持  $21 \text{ d}$ , 其中  $60 \text{ }^\circ\text{C}$  高温长达  $12 \text{ d}$ , 种子发芽指数和 TOC、TN 损失率分别为  $81.03\%$ 、 $57.73\%$  和  $10.08\%$ , 虽然  $\text{CH}_4$ 、 $\text{CO}_2$  排放有所增加, 但  $\text{NH}_3$ 、 $\text{N}_2\text{O}$  排放和氮素损失显著降低 ( $P < 0.05$ ),  $\text{CH}_4$ 、 $\text{CO}_2$ 、 $\text{N}_2\text{O}$  3 种温室气体的温室效应影响潜值为  $137.53 \text{ kg/t}$  (以  $\text{CO}_2$  为当量)。研究为秸秆滤料和猪粪的资源化利用及其好氧堆肥过程有害气体的减排提供基础依据。

**关键词:** 秸秆; 过滤; 猪粪; 好氧堆肥; 猪场废水; C/N

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2022.19.020

中图分类号: S216

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2022)-19-0180-10

王丽丽, 孙东升, 许雷, 等. 秸秆过滤猪场废水及滤料与猪粪好氧堆肥研究[J]. 农业工程学报, 2022, 38(19): 180-189.

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2022.19.020 <http://www.tcsae.org>

Wang Lili, Sun Dongsheng, Xu Lei, et al. Straw filtering wastewater and aerobic composting of filter residues and manure on a pig farm[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2022, 38(19): 180-189. (in Chinese with English abstract) doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2022.19.020 <http://www.tcsae.org>

## 0 引言

中国秸秆资源丰富, 年均产量达  $8.65 \times 10^8 \text{ t}$ , 处理不当会对环境造成极大危害<sup>[1]</sup>。与此同时, 中国生猪养殖业迅猛发展, 猪肉产量居世界第一, 2021 年生猪存栏量达  $4.49 \times 10^8$  头, 养殖规模化率达  $60\%$ <sup>[2]</sup>, 随之而来的猪场废水和猪粪处理问题日益突出。

夹杂猪粪尿、饲料残渣的猪场废水成分复杂, 处理难度大<sup>[3]</sup>, 而秸秆具有较大的比表面积和良好的截留、吸附特性, 利用秸秆作为滤料对猪场废水进行过滤预处理不仅可有效减少废水中的污染物浓度、降低后续处理负荷, 而且也拓宽了秸秆的资源化利用途径, 是一种以废治废经济有效的处理手段<sup>[4]</sup>。然而, 过滤后秸秆滤料的再处理及资源化利用又成为新的课题。好氧堆肥操作简便、反应周期短, 且无害化、减量化效果优良, 生产的有机肥能培肥地力、改善土壤结构。因此, 可以将秸秆滤料和猪粪混合进行好氧堆肥。秸秆不仅可以作为膨松剂调

节物料孔隙度, 增大好氧堆肥过程中氧气与物料的接触, 而且也可以作为有机调理剂调节 C/N, 使堆肥环境更适合微生物的生长代谢, 是一种适用于集约化养猪场同时处理秸秆滤料和猪粪的优良方法<sup>[5]</sup>。

由于过滤后的秸秆吸水膨胀、孔隙度增大, 相比干秸秆能更易腐解、更快地参与堆肥过程, 且秸秆过滤猪场废水过程中吸附的氨氮也能快速参与反应, 但氨氮易挥发产生臭气— $\text{NH}_3$ ; 同时猪粪成分复杂, 堆肥过程也伴随着  $\text{CH}_4$ 、 $\text{CO}_2$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{NH}_3$  等温室气体和臭气的排放, 不仅造成二次污染, 还可能因为氮素损失造成堆肥品质下降<sup>[6-7]</sup>。有研究基于堆肥温度、C/N、含水率和 pH 值 4 项指标证明了小麦、玉米混合秸秆过滤畜禽废水后的秸秆滤料与牛粪混合好氧堆肥是可行的<sup>[8]</sup>, 但其升温腐熟特性、养分代谢规律及温室气体、臭气的排放规律仍不明确, 相关研究甚少。

因此, 本文采用玉米秸秆为原料, 通过研究玉米秸秆过滤猪场废水的最优工艺条件, 秸秆滤料与猪粪好氧堆肥效果和堆肥过程碳、氮转化及温室气体、臭气的排放规律, 探索秸秆滤料和猪粪混合好氧堆肥特性, 以期对秸秆过滤猪场废水后滤料的再利用及其和猪粪混合好氧堆肥过程有害气体的减排提供基础依据, 推动秸秆和猪场粪污的资源化利用。

收稿日期: 2022-08-26 修订日期: 2022-09-22

基金项目: 国家自然科学基金-区域创新发展联合基金项目 (U21A20162); 黑龙江省重点研发计划项目 (GA21C024); 黑龙江省博士后科研启动基金项目 (LBH-Q19008)

作者简介: 王丽丽, 博士, 教授, 博士生导师, 研究方向为农业生物环境与能源工程。Email: wanglili22663@163.com

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验用玉米秸秆取自哈尔滨市东北农业大学试验田，自然风干，粉碎粒径为 1~3 cm，室温（20℃±2℃）保存。试验用猪场废水和猪粪取自哈尔滨市香坊区光明屯养猪场，玉米秸秆、猪场废水和猪粪的基本特性如表 1 所示。

表 1 玉米秸秆、猪场废水和猪粪的基本特性  
Table 1 Basic characteristics of maize straw, pig farm wastewater and pig manure

原料 Materials	参数 Parameters	数值 Values
玉米秸秆 Maize straw	含水率/%	12.01±0.38
	总有机碳/(g·kg <sup>-1</sup> )	435.12±9.26
	总氮/(g·kg <sup>-1</sup> )	6.29±0.02
猪场废水 Pig farm wastewater	总氮/(mg·L <sup>-1</sup> )	1 250±10.13
	总悬浮固体/(mg·L <sup>-1</sup> )	4 950±4.11
	化学需氧量/(mg·L <sup>-1</sup> )	8 650±6.56
猪粪 Pig manure	含水率/%	55.05±1.01
	总有机碳/(g·kg <sup>-1</sup> )	242.40±2.88
	总氮/(g·kg <sup>-1</sup> )	16.50±0.11
	C/N	14.69

1.2 试验设计与方法

1.2.1 试验设计

试验分为秸秆过滤猪场废水试验和秸秆滤料与猪粪好氧堆肥试验 2 部分，均采用自行设计的试验装置，其示意图如图 1 所示。过滤管为透明有机玻璃管，其上下两端封有 2 层医用纱布，猪场废水依靠重力作用自上而下通过滤管中的秸秆滤层。堆肥反应器总容积为 80 L，除去分隔板以下渗滤液收集部分，有效容积为 75 L，反应器和通风管路均增设保温层以减少热量损失，保温材料为 10 mm 厚铝箔隔热保温棉，反应器材料为轻便耐腐蚀的 PP 聚丙烯，其导热系数为 0.21~0.26 W/(m·K)。

在秸秆过滤废水过程中，滤层容重、装填高度、秸秆粒径、过滤管径等因素均是影响过滤废水中悬浮固体、

有机物等去除效果的重要指标。由于玉米秸秆纤维含量高，不易粉碎均匀，基于已有文献及预试验得出秸秆粒径越小、过滤效果相对越好，在堆肥过程中也能更快腐解，粒径为 1~3 cm 时较优<sup>[4,8]</sup>。因此，本试验秸秆粒径固定为 1~3 cm，选取滤层容重（*A*，0.13、0.14 和 0.15 g/cm<sup>3</sup>）、过滤管径（*B*，8、9 和 10 cm）、装填高度（*C*，30、40 和 50 cm）为影响因素，采用 3 因素 3 水平正交试验，过滤后废水的总氮（Total Nitrogen, TN）、总悬浮固体（Total Suspended Solids, TSS）和化学需氧量（Chemical Oxygen Demand, COD）为评价指标，正交试验设计表如表 2 所示。

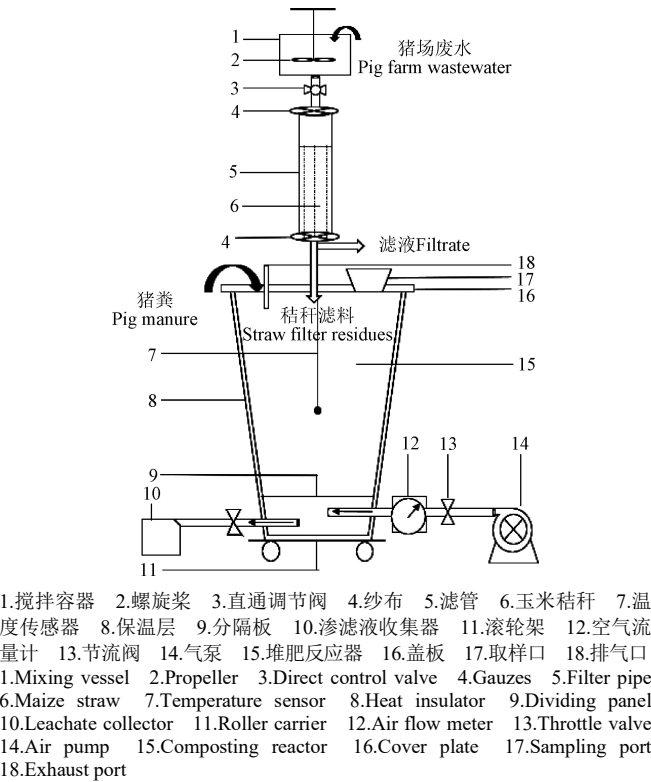


图 1 秸秆过滤猪场废水与好氧堆肥装置示意图  
Fig.1 Structural diagram of straw filtering pig farm wastewater and aerobic composting device

表 2 秸秆过滤猪场废水 L <sub>9</sub> (3 <sup>3</sup> ) 正交试验设计及结果									
Table 2 Design and results of L <sub>9</sub> (3 <sup>3</sup> ) orthogonal experiment on maize straw filtering pig farm wastewater									
试验编号 Test No.	滤层容重		过滤管径		装填高度		总氮 Total Nitrogen (TN)/(mg·L <sup>-1</sup> )	总悬浮固体 Total Suspended Solids (TSS)/ (mg·L <sup>-1</sup> )	化学需氧量 Chemical Oxygen Demand (COD)/ (mg·L <sup>-1</sup> )
	Densities of filter layer <i>A</i>		Filter diameters <i>B</i>		Filling height <i>C</i>				
	水平 Level	数值 Value/(g·cm <sup>-3</sup> )	水平 Level	数值 Value/cm	水平 Level	数值 Value/cm			
1	1	0.13	1	8	1	30	1 006.08±8.15	2 631.23±2.18	2 165.56±1.64
2	1	0.13	2	9	2	40	1 060.64±8.71	2 688.36±2.37	2 532.12±1.98
3	1	0.13	3	10	3	50	1 014.01±8.39	2 920.96±2.09	2 675.05±1.79
4	2	0.14	1	8	2	40	1 050.02±8.59	2 583.25±2.23	2 195.63±2.20
5	2	0.14	2	9	3	50	1 075.99±8.01	2 599.36±2.14	2 621.25±1.92
6	2	0.14	3	10	1	30	988.02±7.88	2 865.65±2.41	2 363.25±1.98
7	3	0.15	1	8	3	50	1 024.95±8.50	2 526.05±2.15	2 901.12±2.11
8	3	0.15	2	9	1	30	973.05±8.22	2 444.42±2.42	2 675.13±2.02
9	3	0.15	3	10	2	40	1 036.01±8.29	2 906.09±2.09	2 012.53±2.20
追加试验 Supplemental experiment	3	0.15	2	9	2	40	965.63±7.48	2 396.47±2.08	2 006.02±1.42

C/N 是好氧堆肥过程中的关键因素,对微生物正常繁衍和有机肥品质具有重要影响,C/N 低导致氮素大量损失而降低肥效,C/N 高则有机质分解速度降低,延长堆肥时间。而且不同发酵原料适宜的 C/N 也有差异,一般认为初始 C/N 在 25~35 时较优<sup>[5]</sup>。此外,环境温度、通风和含水率也是堆肥过程的重要因素。由于本研究是探索秸秆滤料和猪粪混合堆肥特性,不同 C/N 决定着秸秆滤料和猪粪的质量配比。因此,本试验采用实验室室温环境,经实际监测温度范围为 22.32~32.05 ℃,堆肥采用连续强制通风,通风速率为 0.2 m<sup>3</sup>/h<sup>[7]</sup>,初始含水率为 65%,初始堆体总质量为 30 kg,其中干质量为 10.50 kg,研究初始 C/N 为 20、25、30、35,即对应的秸秆滤料与猪粪湿重质量比分别为 1:2.46、1:1.13、1.49:1、2.31:1 时,C/N 对堆肥温度、pH 值、种子发芽指数(Germination Index, GI)、总有机碳(Total Organic Carbon, TOC)、TN、铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)、硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)及 CH<sub>4</sub>、CO<sub>2</sub>、NH<sub>3</sub>、N<sub>2</sub>O 排放速率和累积排放量的影响。堆体温度测定和 NH<sub>3</sub>、N<sub>2</sub>O、CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub> 气体样品采集均在每天上午 08:00—09:00 进行,堆肥样品每 3 d 采集 1 次,堆肥过程不进行搅拌或翻堆,每组试验 3 次重复。

### 1.2.2 指标测定方法

COD 采用快速密闭消解法测定<sup>[9]</sup>; TSS 采用重量法测定<sup>[10]</sup>; 堆肥温度和环境温度采用高精度电子温度计(XMT-00-8)测定;pH 值采用电位法测定(PHS-25),堆肥样品与蒸馏水质量比为 1:2.5; GI 测定参照国标《NY 525-2021》标准方法,即将测定 pH 值的堆肥样品水浸提液(5 mL)加入无菌培养皿中的两层滤纸中,并均匀放置 10 粒小白菜种子,在 20 ℃培养箱避光培养 48 h,然后测定发芽种子数和平均根长,蒸馏水作为对照,计算如公式(1)所示<sup>[11-12]</sup>; TOC 采用总有机碳分析仪(Vario TOC)测定;CH<sub>4</sub>、CO<sub>2</sub>、N<sub>2</sub>O 采用气相色谱仪(Agilent GC-6890A)测定,温室气体的温室效应影响潜值计算如公式(2)所示;TN 采用凯氏定氮仪(海能 K9860)测定;NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 采用流动分析仪(Skalar San++)测定;NH<sub>3</sub> 采用吸收瓶法<sup>[13]</sup>,利用质量分数为 2%的硼酸和酸碱指示剂吸收堆肥排放的 NH<sub>3</sub>,吸收时间为 5 min; TOC、TN 损失率计算如公式(3)所示。

$$GI = \frac{F_1 \cdot F_2}{W_1 \cdot W_2} \times 100\% \quad (1)$$

式中  $F_1$  为堆肥样品水浸提液培养种子的发芽率,%;  $F_2$  为堆肥样品水浸提液培养种子的平均根长,mm;  $W_1$  为对照蒸馏水培养种子的发芽率,%;  $W_2$  为对照蒸馏水培养种子的平均根长,mm。

$$EP = \sum EP_i = \sum [Q_i \cdot EF_i] \quad (2)$$

式中 EP 为堆肥过程排放温室气体的温室效应影响潜值,kg/t (以 CO<sub>2</sub> 为当量);  $EP_i$  为堆肥过程排放第  $i$  种温室气体的温室效应影响潜值,kg/t (以 CO<sub>2</sub> 为当量);  $Q_i$  为堆肥过程第  $i$  种温室气体的累积排放量,kg/t,堆体初始总质量为 30 kg;  $EF_i$  为第  $i$  种温室气体温室效应影响的当量系数,kg/kg,即 CH<sub>4</sub>、CO<sub>2</sub>、N<sub>2</sub>O 分别为 25、1、

298 kg/kg。

$$TOC(或TN)_{loss} = \frac{m_0 \cdot M_0 - m_1 \cdot M_1}{m_0 \cdot M_0} \times 100\% \quad (3)$$

式中 TOC (或 TN)<sub>loss</sub> 为 TOC (或 TN) 损失率,%;  $m_0$  为初始 TOC (或 TN) 质量分数,g/kg;  $m_1$  为堆肥结束时 TOC (或 TN) 质量分数,g/kg;  $M_0$  为初始物料总干质量,kg,即 10.50 kg;  $M_1$  为堆肥结束时物料总干质量,kg,对应初始 C/N 为 20、25、30、35 各组的实际测定总干质量分别为 8.77、8.99、8.89、8.56 kg。

### 1.2.3 数据处理与分析

采用 Microsoft Excel 2016 和 SPSS 25.0 进行数据处理和显著性分析,采用 OriginPro 2022 进行绘图。

## 2 结果与分析

### 2.1 秸秆过滤猪场废水试验

秸秆过滤猪场废水正交试验极差分析如表 3 所示。

表 3 秸秆过滤猪场废水 L<sub>9</sub>(3<sup>3</sup>) 正交试验极差分析

Table 3 Range analysis of L<sub>9</sub>(3<sup>3</sup>) orthogonal experiment on maize straw filtering pig farm wastewater

指标 Index	统计指标 Statistical indicator	滤层容重 Densities of filter layer/(g·cm <sup>-3</sup> )	过滤管径 Filter diameters/cm	装填高度 Filling height/cm
TN	$K_1$	3 080.73±25.25	3 081.05±25.24	2 967.15±24.25
	$K_2$	3 114.03±24.48	3 109.68±24.94	3 146.67±25.59
	$K_3$	3 034.01±25.01	3 038.04±24.56	3 114.95±24.90
	$k_1$	1 026.91±8.42	1 027.02±8.41	989.05±8.08
	$k_2$	1 038.01±8.16	1 036.56±8.31	1 048.89±8.53
	$k_3$	1 011.34±8.34	1 012.68±8.19	1 038.32±8.30
	$R$	26.67±16.50	23.88±16.50	59.84±16.61
	$K_1$	8 240.55±6.64	7 740.53±6.56	7 941.30±7.01
	$K_2$	8 048.26±6.78	7 732.14±6.93	8 177.70±6.69
TSS	$K_3$	7 876.56±6.66	8 692.70±6.59	8 046.37±6.38
	$k_1$	2 746.85±2.21	2 580.18±2.19	2 647.10±2.34
	$k_2$	2 682.75±2.26	2 577.38±2.31	2 725.90±2.23
	$k_3$	2 625.52±2.22	2 897.57±2.20	2 682.12±2.13
	$R$	121.33±4.43	320.19±4.51	78.80±4.57
	$K_1$	7 372.73±5.41	7 262.31±5.95	7 203.94±5.64
COD	$K_2$	7 180.13±6.10	7 828.50±5.92	6 740.28±6.38
	$K_3$	7 588.78±6.33	7 050.83±5.97	8 197.42±5.82
	$k_1$	2 457.58±1.80	2 420.77±1.98	2 401.31±1.88
	$k_2$	2 393.37±2.03	2 609.50±1.97	2 246.76±2.13
	$k_3$	2 529.59±2.11	2 350.28±1.99	2 732.47±1.94
	$R$	136.22±4.14	259.22±3.96	485.71±4.07

注:  $K_i$  为各因素  $i$  ( $i=1, 2, 3$ ) 水平下的累积值;  $k_i$  为各因素  $i$  水平下的均值;  $R$  为  $k_i$  的极差,即最大  $k_i$  值与最小  $k_i$  值的差值。

Note:  $K_i$  is the sum of the factor corresponding to  $i$  ( $i=1, 2, 3$ ) level;  $k_i$  is the mean value of  $K_i$ ;  $R$  is the range of  $k_i$ , namely, the difference between the maximum and minimum of  $k_i$ .

表 3 中  $R$  值越大说明对应因素对评价指标的影响越显著。分别以过滤后废水 TN、TSS 和 COD 为评价指标时,对其影响的主次顺序分别为装填高度、滤层容重、过滤管径,过滤管径、滤层容重、装填高度和装填高度、过滤管径、滤层容重。综合平衡各因素各水平下的  $k_i$  值,即  $k_i$  值越小,对应因素在  $i$  水平下的影响越优得出,对于

滤层容重, 其对 TN 和 TSS 的影响排第 2 位, 此时取  $A_3$ , 对 COD 的影响排第 3 位, 为次要因素, 综合考虑取 3 水平 ( $0.15 \text{ g/cm}^3$ ), 即  $A_3$  较优。对于过滤管径, 其对 TSS 的影响排第 1 位, 此时取  $B_2$ , 对 COD 的影响排第 2 位, 此时取  $B_3$ , 对 TN 的影响排第 3 位, 为次要因素, 综合考虑取 2 水平 (9 cm), 即  $B_2$  较优。对于装填高度, 其对 TN、COD 的影响均排第 1 位, 分别取  $C_1$ 、 $C_2$ , 对 TSS 的影响排第 3 位, 为次要因素, 此时可取  $C_1$  或  $C_2$ , 但对于 TN, 取  $C_1$  比较取  $C_2$  时  $k$  值降低 5.71%, 而对于 COD, 取  $C_1$  比较取  $C_2$  时  $k$  值增加 6.88%,  $C_2$  权重相对  $C_1$  更大, 综合考虑取 2 水平 (40 cm), 即  $C_2$  较优。因此, 本试验的优化组合为  $A_3B_2C_2$ , 即滤层容重、过滤管径、装填高度分别为  $0.15 \text{ g/cm}^3$ 、9 cm、40 cm。由于优化组合不在秸秆过滤猪场废水的 9 组正交试验中, 故追加试验验证, 得到过滤后废水的 TN、TSS、COD 分别为 965.63、2 396.47、2 006.02 mg/L (表 3), TN、TSS、COD 去除率分别为 22.80%、51.60%、76.81%, 可以看出优化组合的过滤效果优于各正交试验组, 玉米秸秆对猪场废水具有良好的过滤效果。

## 2.2 秸秆滤料与猪粪好氧堆肥试验

### 2.2.1 不同 C/N 对好氧堆肥腐熟度的影响

#### 1) 温度

温度是堆肥微生物生存和繁殖的重要条件, 直观反映堆肥的效果。不同 C/N 对秸秆滤料和猪粪好氧堆肥过程堆体温度的影响如图 2 所示。

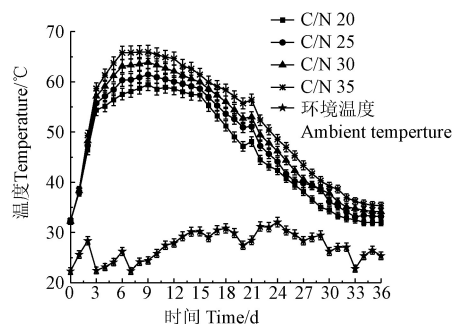


图 2 不同 C/N 对堆肥过程堆体温度的影响

Fig.2 Effects of different C/N on heap temperature during the composting process

由图 2 可知, 不同初始 C/N (20、25、30、35) 条件下的堆肥温度呈现相似的规律, 即先快速上升后又逐渐下降。在堆肥升温期, 易分解的有机质被迅速降解, 微生物活动释放出大量热量, 堆体温度快速上升, 各组均在第 3 天进入高温期 ( $>50^\circ\text{C}$ ), 最高温度分别达 59.43、61.44、63.89、65.96  $^\circ\text{C}$ , 并分别维持了 16、18、19 和 21 d, 其中  $60^\circ\text{C}$  以上维持时间分别达 1、7、10 和 12 d, 可有效灭活杂草种子和病原微生物, 满足有机肥的无害化处理要求<sup>[14]</sup>, 且 C/N 越高温度越高, 高温期持续时间也越长 ( $P<0.05$ )。随着堆肥反应的进行, 有机质逐渐被微生物消耗殆尽, 堆体温度也随之下降。刘成琛等<sup>[15]</sup>和焦洪超等<sup>[16]</sup>分别在环境温度为  $11.02\sim 22.34^\circ\text{C}$  和  $18.02\sim 26.58^\circ\text{C}$  条件下, 研究玉米秸秆和猪粪混合堆肥得到的升

温速率、最高温度及高温持续时间均低于本试验结果, 主要由于上述试验中环境温度、初始 C/N 均低于本试验, 导致堆肥过程中的热量损失较大, 微生物本身的代谢产热也较低。尹瑞等<sup>[17]</sup>在平均环境温度为  $28^\circ\text{C}$  条件下研究干玉米秸秆和牛粪混合堆肥得到, 初始 C/N 为 30、35 时  $60^\circ\text{C}$  以上的高温期维持了 10 d, 与本试验中 C/N 为 30、35 时  $60^\circ\text{C}$  以上的高温期 (10、12 d) 近似, 可见秸秆滤料好氧堆肥能达到与干秸秆好氧堆肥类似的升温效果, C/N 为 35 时甚至更优。因此, 秸秆滤料和猪粪好氧堆肥实际可行, 且在较高初始 C/N 时能够获得较优的升温速率和高温持续时间。

#### 2) pH 值

pH 值过大或过小均会抑制微生物的活性, 且对堆肥  $\text{NH}_3$  排放及氮素转化具有重要影响<sup>[18]</sup>。不同 C/N 对秸秆滤料和猪粪好氧堆肥过程堆体 pH 值的影响如图 3 所示。

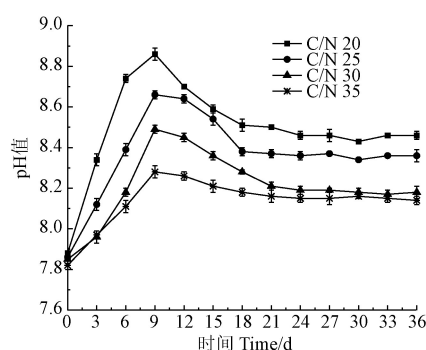


图 3 不同 C/N 对堆肥过程堆体 pH 值的影响

Fig.3 Effects of different C/N on pH value during the composting process

由图 3 可知, 各组 pH 值均是在前 9 d 快速增加, 之后开始缓慢下降并逐渐趋于稳定。随着堆肥反应的进行, 堆体温度会快速上升, 微生物活性随之增强, 有机酸被快速降解, 导致 pH 值也快速升高, 随着  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  被转化为  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , pH 值又开始下降<sup>[18]</sup>。第 36 天试验结束时, 各组 pH 值均处于 8.0~9.0, 满足堆肥标准要求, 且初始 C/N 为 20、25 时的 pH 值显著高于初始 C/N 为 30、35 时 ( $P<0.05$ ), C/N 越低, pH 值越大。因为低 C/N 时的氮素含量相对更高, 堆肥过程中氮损失也大, 生成的  $\text{NH}_3$  在堆体内以各种形态积累导致 pH 值上升<sup>[19]</sup>。

#### 3) GI

GI 是评价堆肥腐熟度的重要指标,  $\text{GI}>50\%$  时, 即可认为堆肥对植物基本无毒性,  $\text{GI}>80\%$  时, 则认为堆肥对植物完全没有毒害影响<sup>[20]</sup>。不同 C/N 对秸秆滤料和猪粪好氧堆肥过程堆体 GI 的影响如图 4 所示。

由图 4 可知, 各组 GI 均呈现逐渐上升的趋势, 且初始 C/N 越高, 堆肥达到腐熟的时间也越短 ( $P<0.05$ ), 堆肥结束时的 GI 也越大 ( $P<0.05$ )。初始 C/N 为 20、25 时, 堆肥分别在第 33、30 天时  $\text{GI}>50\%$ , 而初始 C/N 为 30、35 时, 堆肥在第 24 天时  $\text{GI}>50\%$ 。不同初始 C/N 条件下, 至堆肥第 36 天结束时 GI 分别达到 57.63%、62.23%、68.45% 和 81.03%。尹瑞<sup>[21]</sup>研究得到第 36 天时

最大 GI 达到 79.85%，略低于本试验最大 GI (81.03%)，说明本试验秸秆滤料和猪粪好氧堆肥腐熟效果优良。

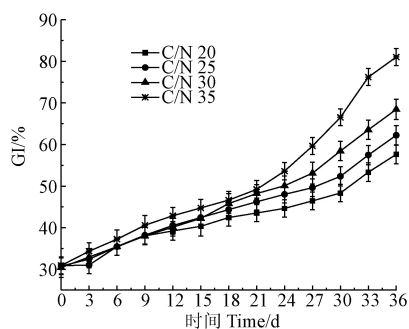


图 4 不同 C/N 对堆肥过程堆体种子发芽指数的影响

Fig.4 Effects of different C/N on Germination Index (GI) during the composting process

## 2.2.2 不同 C/N 对好氧堆肥营养元素的影响

### 1) TOC

堆肥有机质降解过程伴随碳素损失。不同 C/N 对秸秆滤料和猪粪好氧堆肥过程堆体 TOC 含量的影响如图 5 所示。

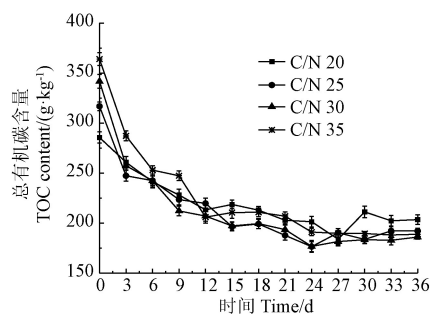


图 5 不同 C/N 对堆肥过程堆体总有机碳含量的影响

Fig.5 Effects of different C/N on Total Organic Carbon (TOC) content during the composting process

由图 5 可知，TOC 含量均呈现先快速下降后逐渐趋缓至基本稳定的规律 ( $P < 0.05$ )。初始 C/N 为 20 组在第 30 天时出现小幅度略上升后又下降的趋势，这可能是由于含碳有机质依赖堆肥微生物产生不同类型的酶对其代谢分解，在堆肥降温腐熟期，水解酶降解产物的累积影响了酶的活性，其中  $\beta$ -葡萄糖苷水解酶是降解纤维素系列反应的酶，其活性被抑制，导致 TOC 含量略有升高<sup>[22]</sup>。堆肥 36 d 结束时，各组 TOC 含量分别从初始的 285.58、316.82、341.75 和 364.02 g/kg 降至 203.44、192.11、185.99 和 188.76 g/kg，与初始含量相比分别降低了 28.76%、39.36%、45.58% 和 48.15%。由于堆肥过程中有机质的分解代谢造成堆体总干质量的损失和  $\text{CH}_4$  等的挥发损失，对应初始 C/N 为 20、25、30、35 各组的堆体 TOC 损失率分别为 40.50%、48.08%、53.92%、57.73%，且初始 C/N 越大，TOC 损失越大。尹瑞等<sup>[17]</sup>研究得到初始 C/N 为 35 组在堆肥 45 d 时，TOC 含量比较初始 TOC 含量降低 47.89%，仍略低于本试验的 48.15%，说明玉米秸秆过滤猪场废水过程对玉米秸秆具有一定的预处理作用，经吸水膨胀的滤料相比干秸秆在堆肥过程中能更快降解。

### 2) TN

氮素是堆肥微生物的重要营养源<sup>[23]</sup>。不同 C/N 对秸秆滤料和猪粪好氧堆肥过程堆体 TN 含量的影响如图 6 所示。

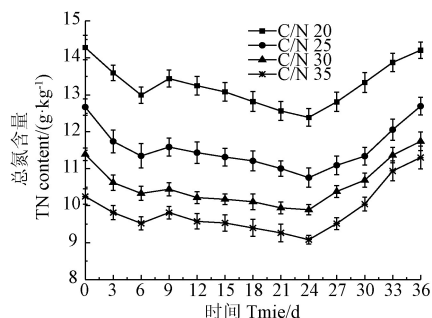


图 6 不同 C/N 对堆肥过程堆体总氮含量的影响

Fig.6 Effects of different C/N on Total Nitrogen (TN) content during the composting process

由图 6 可知，TN 含量在堆肥 24 d 前均呈现先下降，第 9 天时小幅度上升后又下降的趋势，而 24 d 之后又开始上升，且初始 C/N 越大，堆肥过程 TN 含量也越低。各组初始 TN 含量分别为 14.28、12.67、11.39 和 10.25 g/kg，至第 36 天堆肥结束时，TN 含量分别为 14.21、12.69、11.74 和 11.30 g/kg，除了初始 C/N 为 20 组的 TN 含量相比初始 TN 含量略降低 0.49%，其他各组分别增加 0.16%、3.07% 和 10.24%。主要原因为堆肥过程中，微生物不断将有机氮转化为无机氮并加以利用，一部分  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  以  $\text{NH}_3$  形态挥发损失，一部分  $\text{NO}_3^+\text{-N}$  经反硝化反应转化为  $\text{N}_2\text{O}$  和  $\text{N}_2$ ，堆体 TN 含量不断下降。同时，由于有机质的不断降解以及水分的散失，堆体体积也不断减小，干质量下降，当堆体总干质量绝对量的下降幅度大于 TN 绝对含量的下降幅度时，导致 TN 相对含量又逐渐增加<sup>[24]</sup>。因此，虽然堆肥结束时 TN 含量增加，但由于堆体总干质量的损失及  $\text{NH}_3$ 、 $\text{N}_2\text{O}$  等的挥发损失，实际堆体 TN 量反而下降，对应初始 C/N 为 20、25、30、35 各组的 TN 损失率分别为 16.84%、14.24%、12.76%、10.08%，且初始 C/N 越大，TN 损失越大。

### 3) $\text{NH}_4^+\text{-N}$

$\text{NH}_4^+\text{-N}$  是堆肥过程无机氮的主要存在形式之一，不同 C/N 对秸秆滤料和猪粪好氧堆肥过程堆体  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量的影响如图 7 所示。

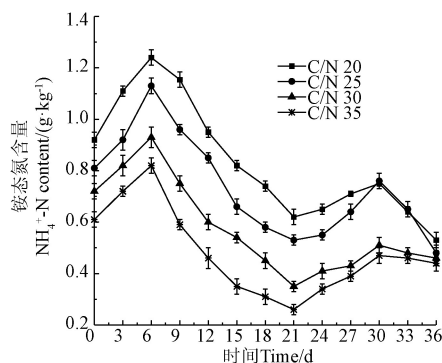


图 7 不同 C/N 对堆肥过程堆体铵态氮含量的影响

Fig.7 Effects of different C/N on  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  content during the composting process

由图 7 可知,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量均呈现先增加后降低, 之后再次出现小幅度增加又降低的趋势, 且初始 C/N 越大, 堆肥过程  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量也越低 ( $P<0.05$ )。秸秆过滤猪场废水过程中, 秸秆滤料会吸附一定量的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , 猪粪本身也含有一定量的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , 加之堆肥初期在脱氨酶作用下, 有机氮迅速矿化产生  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量迅速增加; 随着堆肥反应的进行, 堆体进入高温期, pH 值也随之升高, 高温和高 pH 值的环境条件导致  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  快速转化为  $\text{NH}_3$  并排出堆体, 加之微生物对氮素养分的消耗及硝化作用,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量逐渐降低。堆肥 21~30 d,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量呈现小幅度的上升趋势, 因为堆肥后期微生物仍继续降解剩余有机氮产生  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , 而此时温度逐渐降低,  $\text{NH}_3$  挥发损失逐渐减少,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量略有增加。

#### 4) $\text{NO}_3^-\text{-N}$

$\text{NO}_3^-\text{-N}$  作为堆肥过程无机氮的主要存在形式之一, 其变化趋势一般与  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  相反, 不同 C/N 对秸秆滤料和猪粪好氧堆肥过程堆体  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量的影响如图 8 所示。

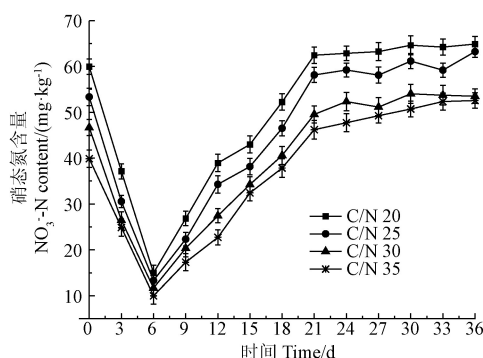


图 8 不同 C/N 对堆肥过程堆体硝态氮含量的影响

Fig.8 Effects of different C/N on  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  content during the composting process

由图 8 可知,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量均呈现先快速降低后上升并逐渐稳定的趋势, 且初始 C/N 越大, 堆肥过程  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量也相对越低 ( $P<0.05$ )。堆肥初期较高的升温速度以及较大的  $\text{NH}_3$  浓度环境下, 亚硝酸盐细菌和硝化细菌的活性受到了抑制, 导致  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量逐渐降低。随着堆体温度不断降低, 硝化细菌活性逐渐恢复, 氧化还原电位也逐渐升高,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量随之增加<sup>[6]</sup>。而在堆肥 21~36 d 期间,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量虽然仍在增加, 但增加速率明显降低, 说明此时硝化反应有所减弱。

### 2.2.3 不同 C/N 对好氧堆肥温室气体和臭气排放的影响

#### 1) $\text{CH}_4$

$\text{CH}_4$  的排放主要来源于堆肥物料中有机质的厌氧分解, 在产甲烷菌的作用下由乙酸或羧基还原而产生<sup>[25]</sup>。不同 C/N 对秸秆滤料和猪粪好氧堆肥过程堆体  $\text{CH}_4$  排放速率及累积排放量的影响如图 9 所示。

由图 9 可知,  $\text{CH}_4$  的排放均主要集中在堆肥升温期, 且在第 3 天达到最大峰值, 初始 C/N 越高,  $\text{CH}_4$  的排放量相对越大 ( $P<0.05$ )。在堆肥 9 d 之后,  $\text{CH}_4$  累积排放量的增加速率变得缓慢, 堆肥 36 d 结束时, 各组  $\text{CH}_4$  的排放总量分别为 31.81、34.25、39.86、45.08 g, 初始 C/N

为 35 时的  $\text{CH}_4$  排放总量比较初始 C/N 为 20 时高 41.72%。因为在堆肥前期, 微生物高度活跃降解了大量有机质, 促使氧气消耗过快, 堆体内出现了局部厌氧环境, 产生较多  $\text{CH}_4$ <sup>[7]</sup>。然而在堆肥进行到 10 d 之后, 几乎停止排放  $\text{CH}_4$ , 因为随着堆肥反应的进行, 易降解有机质逐渐变得匮乏, 有机碳含量也逐渐降低, 随着风机不断向堆体通风, 氧气含量不断增加, 产甲烷菌的活性逐渐降低,  $\text{CH}_4$  的排放也随之停止<sup>[26]</sup>。吴娟等<sup>[6]</sup>报道  $\text{CH}_4$  排放主要集中在堆肥初期和高温期, 而本试验高温期  $\text{CH}_4$  排放很少, 未产生局部厌氧。

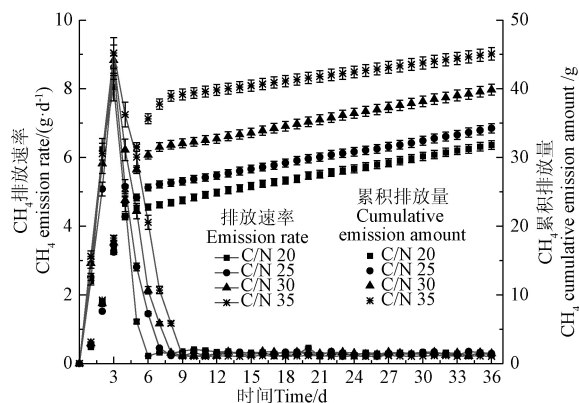


图 9 不同 C/N 对堆肥过程堆体  $\text{CH}_4$  排放速率和累积排放量的影响

Fig.9 Effects of different C/N on  $\text{CH}_4$  emission rate and cumulative emission amount during the composting process

#### 2) $\text{CO}_2$

有机质降解过程也伴随  $\text{CO}_2$  的逸出, 不同 C/N 对秸秆滤料和猪粪好氧堆肥过程堆体  $\text{CO}_2$  排放速率和累积排放量的影响如图 10 所示。

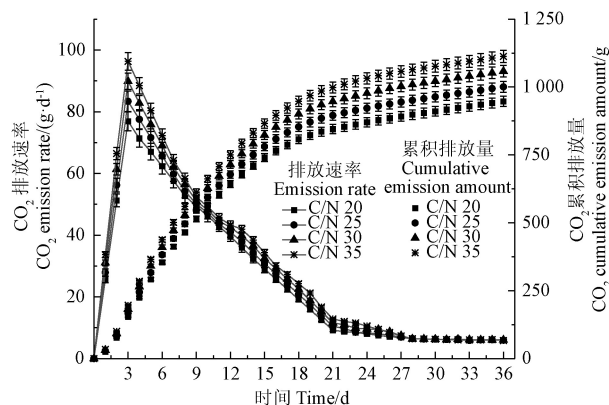


图 10 不同 C/N 对堆肥过程堆体  $\text{CO}_2$  排放速率和累积排放量的影响

Fig.10 Effects of different C/N on  $\text{CO}_2$  emission rate and cumulative emission amount during the composting process

由图 10 可知,  $\text{CO}_2$  排放速率与堆体温度的整体变化趋势相似, 均是先快速上升后逐渐下降并趋于稳定的规律, 在第 3 天排放速率出现峰值, 初始 C/N 越大,  $\text{CO}_2$  排放峰值相对越高 ( $P<0.05$ )。在堆肥 24 d 之后,  $\text{CO}_2$  累积排放量上升缓慢, 堆肥 36 d 结束时, 各组  $\text{CO}_2$  排放总量分别为 947.03、1 000.36、1 058.30、1 112.70 g, 初

始 C/N 为 35 时的  $\text{CO}_2$  排放总量比较初始 C/N 为 20 时高 17.49%。该结果说明  $\text{CO}_2$  排放主要集中在堆肥升温期, 且与堆体温度密切相关, 因为堆肥初期易降解有机质在微生物的作用下被不断降解并释放大量  $\text{CO}_2$ , 且初始 C/N 越大, 其易降解有机质含量相对越大,  $\text{CO}_2$  排放峰值也略高。但随着堆肥反应的进行, 易降解有机质被逐渐分解殆尽, 难降解的有机质逐渐成为堆肥反应的主要碳源, 微生物活动也逐渐减弱,  $\text{CO}_2$  排放速率下降并趋于稳定, 至堆肥后期, 各组  $\text{CO}_2$  日排放速率相差不大。

### 3) $\text{N}_2\text{O}$

Chowdhury 等<sup>[27]</sup>报道, 当堆体表层温度较低、氧气相对充足时, 表层硝化细菌较易产生  $\text{N}_2\text{O}$ 。此外, 堆肥过程的不完全反硝化作用也会产生  $\text{N}_2\text{O}$ 。不同 C/N 对秸秆滤料和猪粪好氧堆肥过程堆体  $\text{N}_2\text{O}$  排放速率和累积排放量的影响如图 11 所示。

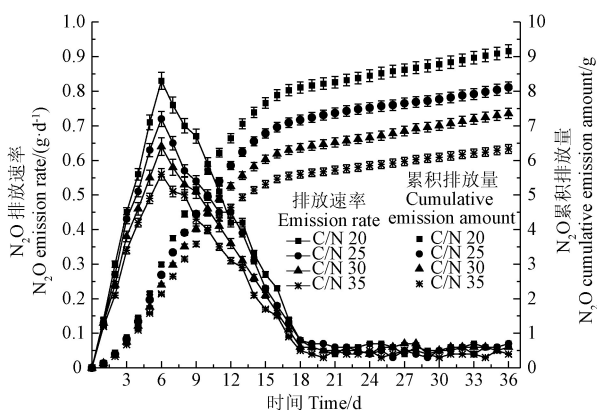


图 11 不同 C/N 对堆肥过程  $\text{N}_2\text{O}$  排放速率和累积排放量的影响  
Fig.11 Effects of different C/N on  $\text{N}_2\text{O}$  emission rate and cumulative emission amount during the composting process

由图 11 可知,  $\text{N}_2\text{O}$  的排放速率呈现先快速增加后快速降低并在 18 d 之后保持基本稳定的趋势, 且初始 C/N 越大, 第 6 天时  $\text{N}_2\text{O}$  的排放峰值越小 ( $P < 0.05$ ), 但其他过程差异不显著。堆肥 36 d 结束时, 各组  $\text{N}_2\text{O}$  排放总量分别为 9.16、8.11、7.36、6.33 g, 初始 C/N 为 35 时的  $\text{N}_2\text{O}$  排放总量比较初始 C/N 为 20 时降低 30.90%。该结果与  $\text{NO}_3^-$ -N 含量呈相反的变化趋势, 说明  $\text{N}_2\text{O}$  的产生与  $\text{NO}_3^-$ -N 的不完全反硝化作用密切相关, 较高的初始 C/N 有助于堆肥过程  $\text{N}_2\text{O}$  的减排, 降低氮素损失。 $\text{N}_2\text{O}$  排放先升高后降低是因为在堆肥初期, 温度较低, 硝化细菌和反硝化细菌产生的  $\text{N}_2\text{O}$ , 随着通风过程排出堆体, 但无论硝化还是反硝化细菌都无法适应堆肥高温环境, 在温度达到 50 °C 以上时, 硝化细菌大量死亡或休眠, 从而  $\text{N}_2\text{O}$  的排放速率显著降低<sup>[28-29]</sup>。

根据上述 3 种温室气体 ( $\text{CH}_4$ 、 $\text{CO}_2$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ ) 的排放量, 以  $\text{CO}_2$  为基准当量, 基于公式 (2) 得到堆肥过程排放气体温室效应的影响潜值分别为 149.06、142.45、141.60、137.53 kg/t (以  $\text{CO}_2$  为当量), 由此可见, 初始 C/N 越大, 堆肥过程温室效应的影响相对越低。

### 4) $\text{NH}_3$

$\text{NH}_3$  排放是堆肥过程臭气的主要来源, 严重污染堆肥

区域周边环境, 不同 C/N 对秸秆滤料和猪粪好氧堆肥过程堆体  $\text{NH}_3$  排放速率和累积排放量的影响如图 12 所示。

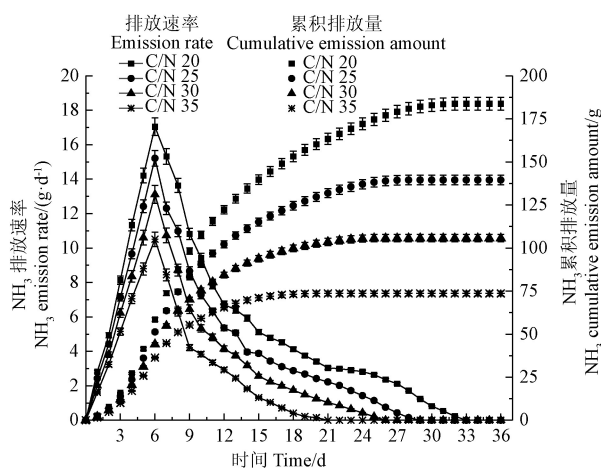


图 12 不同 C/N 对堆肥过程  $\text{NH}_3$  排放速率和累积排放量的影响  
Fig.12 Effects of different C/N on  $\text{NH}_3$  emission rate and cumulative emission amount during the composting process

由图 12 可知,  $\text{NH}_3$  的排放速率均呈现先快速增加后快速降低并趋于渐缓的趋势, 峰值均在第 6 天出现, 且初始 C/N 越大, 堆肥过程  $\text{NH}_3$  排放也相对越少 ( $P < 0.05$ ), 也越早停止排放。各组  $\text{NH}_3$  累积排放量分别在堆肥第 32、29、26、21 天之后基本不再增加, 堆肥 36 d 结束时, 各组  $\text{NH}_3$  排放总量分别为 183.76、139.51、105.69 和 73.60 g, 初始 C/N 为 35 时的  $\text{NH}_3$  排放总量比较初始 C/N 为 20 时降低 59.95%。可见  $\text{NH}_3$  排放速率的波动趋势与堆体温度和  $\text{NH}_4^+$ -N 含量的波动趋势相匹配, 随着堆肥温度的不断升高及堆体  $\text{NH}_4^+$ -N 含量的增加,  $\text{NH}_3$  的排放也随之增加。而且, 初始 C/N 越大, 初始氮素的相对含量越小, 堆肥过程 pH 值也相对较低, 导致  $\text{NH}_3$  排放较小。堆肥后期  $\text{NH}_3$  排放降低的主要原因是堆肥进入腐熟阶段时, 堆体温度逐渐降低至室温, 好氧堆肥反应缓慢, 产生的有机酸导致 pH 值有所下降,  $\text{NH}_3$  的排放速率也随之下降<sup>[14]</sup>, 因此在堆肥后期即使堆体  $\text{NH}_4^+$ -N 含量呈现小幅度的上升趋势, 而  $\text{NH}_3$  的排放速率仍未显著波动。常瑞雪等<sup>[29]</sup>在初始 C/N 为 25 条件下研究黄瓜秧和玉米秸秆好氧堆肥得到在第 8 天出现  $\text{NH}_3$  排放峰值, 晚于本试验, 因为秸秆滤料在过滤过程中吸附了一部分  $\text{NH}_4^+$ -N, 且秸秆也充分润涨而较快降解, 所以  $\text{NH}_3$  排放也相对更快, 而较高的初始 C/N 有助于减少堆肥过程  $\text{NH}_3$  的排放, 降低氮素损失。

综上, 秸秆滤料和猪粪好氧堆肥过程中, 初始 C/N 的增大, 会使  $\text{CH}_4$ 、 $\text{CO}_2$  排放有所增加, 但  $\text{N}_2\text{O}$  和  $\text{NH}_3$  的排放显著降低, 氮素损失显著下降 ( $P < 0.05$ ), 温室气体和臭气的排放均主要集中在堆肥前期。由此可见, 秸秆滤料与猪粪堆肥适宜采用较高的初始 C/N, 但高 C/N 条件下应尽量避免局部厌氧, 降低  $\text{CH}_4$  的产生。

## 3 结 论

1) 玉米秸秆对猪场废水具有较好的吸附和截留作用, 最优工艺条件组合为: 滤层容重为 0.15 g/cm<sup>3</sup>, 过滤



管径为 9 cm, 装填高度为 40 cm, 此时, 猪场废水中总氮 (Total Nitrogen, TN)、总悬浮固体和化学需氧量去除率分别为 22.80%、51.60% 和 76.81%。

2) 秸秆滤料和猪粪好氧堆肥实际可行, 环境温度为 22.32~32.05 °C、初始 C/N 为 35 时堆肥效果最好, 堆肥最高温度达到 65.96 °C, 高温期 (>50 °C) 可维持 21 d, 其中 60 °C 高温维持 12 d, pH 值和种子发芽指数分别达到 8.0~9.0 和 81.03%, 满足堆肥无害化标准处理要求。

3) 秸秆滤料和猪粪好氧堆肥过程中, 初始 C/N 越高, 堆体总有机碳 (Total Oxygen Carbon, TOC) 损失越大, 而堆体  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$  和 TN 含量均越低, TN 损失越小, 初始 C/N 为 35 时, TOC、TN 损失率分别为 57.73%、10.08%。

4) 秸秆滤料和猪粪好氧堆肥过程中, 初始 C/N 越高, 虽然  $\text{CH}_4$ 、 $\text{CO}_2$  排放总量增加, 但  $\text{NH}_3$ 、 $\text{N}_2\text{O}$  排放显著下降, 温室气体和臭气的排放主要集中在堆肥前期; 初始 C/N 为 35 时,  $\text{CH}_4$ 、 $\text{CO}_2$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{NH}_3$  累积排放量分别为 45.08、1 112.70、6.33 和 73.60 g, 其中  $\text{CH}_4$ 、 $\text{CO}_2$  和  $\text{N}_2\text{O}$  3 种温室气体的温室效应影响潜值为 137.53 kg/t (以  $\text{CO}_2$  为当量), 高初始 C/N 条件下应尽量避免局部厌氧, 降低  $\text{CH}_4$  的产生。

#### [参 考 文 献]

- [1] 张晓庆, 王梓凡, 参木友, 等. 中国农作物秸秆产量及综合利用现状分析[J]. 中国农业大学学报, 2021, 26(9): 30-41.  
Zhang Xiaoqing, Wang Zifan, Can Muyou, et al. Analysis of crop straw yield and comprehensive utilization in China[J]. Journal of China Agricultural University, 2021, 26(9): 30-41. (in Chinese with English abstract)
- [2] 石自忠, 胡向东. 中国生猪市场供需及政策效应分析[J]. 华中农业大学学报 (社会科学版), 2022(4): 104-115.  
Shi Zizhong, Hu Xiangdong. Pig market supply and demand in China and the policy effect analysis[J]. Journal of Huazhong Agricultural University (Social Science Edition), 2022(4): 104-115. (in Chinese with English abstract)
- [3] 胡旭朝, 董红敏, 尹福斌, 等. 离心微滤对猪场废水固液分离效果研究[J]. 中国生态农业学报 (中英文), 2022, 30(6): 1027-1035.  
Hu Xuchao, Dong Hongmin, Yin Fubin, et al. Effect of centrifugal microfiltration on solid-liquid separation of pig wastewater[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture (English and Chinese), 2022, 30(6): 1027-1035. (in Chinese with English abstract)
- [4] 关正军, 尹恒, 韩威, 等. 基于玉米秸秆滤料的养禽冲洗废水过滤技术[J]. 农业工程学报, 2021, 37(13): 216-223.  
Guan Zhengjun, Yin Heng, Han Wei, et al. Filtration technology of poultry washing wastewater based on corn straw filter material[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2021, 37(13): 216-223. (in Chinese with English abstract)
- [5] 王若斐, 刘超, 操一凡, 等. 不同碳氮比猪粪堆肥及其产品肥效[J]. 中国土壤与肥料, 2017(6): 127-134, 154.  
Wang Ruofei, Liu Chao, Cao Yifan, et al. Fertilizer efficiency of pig manure compost with different C/N ratios[J]. Soil and Fertilizer Science in China, 2017(6): 127-134, 154. (in Chinese with English abstract)
- [6] 吴娟, 何胜洲, 李国学, 等. 添加过磷酸钙的猪粪堆肥污染气体减排工艺优化[J]. 农业机械学报, 2017, 48(5): 304-312.  
Wu Juan, He Shengzhou, Li Guoxue, et al. Application of superphosphate in the reduction of pollution gas from pig manure compost[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2017, 48(5): 304-312. (in Chinese with English abstract)
- [7] Wolter M, Prayitno S, Schuchardt F. Greenhouse gas emission during storage of pig manure on a pilot scale[J]. Bioresource Technology, 2004, 95: 235-244.
- [8] 崔燕平. 多元滤料过滤净化养殖废水及其资源化利用试验研究[D]. 郑州: 河南农业大学, 2017.  
Cui Yanping. Experimental Study on Purification of Aquaculture Wastewater and its Resource Utilization with Multiple Filter Materials[D]. Zhengzhou: Henan Agricultural University, 2017. (in Chinese with English abstract)
- [9] 王忠江, 李泽, 王贵祥, 等. 猪场废水培养小球藻工艺优化[J]. 东北农业大学学报, 2020, 51(4): 88-96.  
Wang Zhongjiang, Li Ze, Wang Guixiang, et al. Optimization of culture process of chlorella from pig farm wastewater[J]. Journal of Northeast Agricultural University, 2020, 51(4): 88-96. (in Chinese with English abstract)
- [10] Wang Z J, Wang Z Y, Wang G X, et al. Microalgae cultivation using unsterilized cattle farm wastewater filtered through corn stover[J]. Bioresource Technology, 2022, 352: 127081.
- [11] Hachicha R, Rekik O, Hachicha S, et al. Co-composting of spent coffee ground with olive mill wastewater sludge and poultry manure and effect of *Trametes versicolor* inoculation on the compost maturity[J]. Chemosphere, 2012, 88(6): 677-682.
- [12] Yang F, Li G X, Yang Q Y, et al. Effect of bulking agents on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting[J]. Chemosphere, 2013, 93 (7): 1393-1399.
- [13] 张红玉, 李国学, 袁京, 等. 固氮添加剂降低厨余垃圾堆肥中  $\text{NH}_3$  和  $\text{H}_2\text{S}$  排放[J]. 农业工程学报, 2013, 29(23): 173-178.  
Zhang Hongyu, Li Guoxue, Yung Jing, et al. Nitrogen fixation additive reduces  $\text{NH}_3$  and  $\text{H}_2\text{S}$  emission from kitchen waste compost[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2013,



- 29 (23): 173-178. (in Chinese with English abstract)
- [14] 李荣华, 张广杰, 张增强, 等. 添加木炭改善猪粪稻壳好氧堆肥工艺及质量[J]. 农业工程学报, 2014, 30(16): 230-238.
- Li Ronghua, Zhang Guangjie, Zhang Zengqiang, et al. Improvement of aerobic composting process and quality of pig manure rice husk with charcoal[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2014, 30(16): 230-238. (in Chinese with English abstract)
- [15] 刘成琛, 袁蓉芳, 周北海. 碳氮比对猪粪-玉米秸秆混合堆肥的影响[J]. 中国资源综合利用, 2018, 36(9): 23-26.
- Liu Chengchen, Yung Rongfang, Zhou Beihai. Effects of carbon and nitrogen ratio on composting of pig manure and corn straw[J]. China Comprehensive Utilization of Resources, 2018, 36(9): 23-26. (in Chinese with English abstract)
- [16] 焦洪超, 张洪芳, 栾炳志, 等. 不同通风量对猪粪好氧堆肥效果的影响[J]. 农业工程学报, 2008, 24(12): 173-177.
- Jiao Hongchao, Zhang Hongfang, Luan Bingzhi, et al. Effects of different ventilation rates on aerobic composting of pig manure[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2008, 24(12): 173-177. (in Chinese with English abstract)
- [17] 尹瑞, 张鹤, 邱慧珍, 等. 不同碳氮比牛粪玉米秸秆堆肥的碳素转化规律[J]. 甘肃农业大学学报, 2019, 54(5): 68-78.
- Yin Rui, Zhang He, Qiu Huizhen, et al. Carbon conversion of cow manure and corn stover compost with different C/N ratio[J]. Journal of Gansu Agricultural University, 2019, 54(5): 68-78. (in Chinese with English abstract)
- [18] Ge M, Shen Y J, Ding J T, et al. New insight into the impact of moisture content and pH on dissolved organic matter and microbial dynamics during cattle manure composting[J]. Bioresource Technology, 2022, 344: 126236.
- [19] 陈雅娟, 李季, 杨耀峰. 鸡粪锯末好氧堆肥过程中主要指标及反硝化细菌动态变化[J]. 中国农业大学学报, 2016, 21(7): 67-75.
- Chen Yajuan, Li Ji, Yang Yaofeng. Dynamic changes of main parameters and denitrifying bacteria in aerobic composting of chicken manure sawdust[J]. Journal of China Agricultural University, 2016, 21(7): 67-75. (in Chinese with English abstract)
- [20] 李季. 堆肥工程使用手册[M]. 北京: 化学工业出版社, 2011.
- [21] 尹瑞. 不同 C/N 对好氧堆肥中 CO<sub>2</sub> 和 CH<sub>4</sub> 排放及腐殖化作用的影响[D]. 兰州: 甘肃农业大学, 2019.
- Yin Rui. Effects of Different C/N on CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> Emission and Humification in Aerobic Compost[D]. Lanzhou: Gansu Agricultural University, 2019. (in Chinese with English abstract)
- [22] 李洪涛, 王涵, 藏翔云, 等. 堆肥过程中纤维素酶活与纤维素降解相关研究[J]. 东北农业大学学报, 2016, 47(6): 33-40.
- Li Hongtao, Wang Han, Zang Xiangyun, et al. Research on cellulase activity and cellulose degradation in composting process[J]. Journal of Northeast Agricultural University, 2016, 47 (6): 33-40. (in Chinese with English abstract)
- [23] Ren X, Wang Q, Zhang Y, et al. Improvement of humification and mechanism of nitrogen transformation during pig manure composting with Black Tourmaline[J]. Bioresource Technology, 2020, 307: 123236.
- [24] 周海瑛, 邱慧珍, 杨慧珍, 等. C/N 比对好氧堆肥中 NH<sub>3</sub> 挥发损失和含氮有机物转化的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2020, 38(2): 69-77.
- Zhou Haiying, Qiu Huizhen, Yang Huizhen, et al. Effect of C/N ratio on volatilization loss of NH<sub>3</sub> and transformation of nitrogenous organic matter in aerobic compost[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2020, 38(2): 69-77. (in Chinese with English abstract)
- [25] He X, Yin H, Sun X, et al. Effect of different particle-size biochar on methane emissions during pig manure/wheat straw aerobic composting: Insights into pore characterization and microbial mechanisms[J]. Bioresource Technology, 2018, 268: 633-637.
- [26] 周谈龙, 尚斌, 董红敏, 等. 低碳氮比条件下猪粪堆肥氨气和温室气体排放[J]. 中国农业气象, 2017, 38(11): 689-698.
- Zhou Tanlong, Shang Bin, Dong Hongmin, et al. Ammonia and greenhouse gas emissions from pig manure compost under low C/N ratio[J]. Agricultural Meteorology of China, 2017, 38(11): 689-698. (in Chinese with English abstract)
- [27] Chowdhury M A, Neergaard A D, Jensen L S. Potential of aeration flow rate and bio-char addition to reduce greenhouse gas and ammonia emissions during manure composting[J]. Chemosphere, 2014, 97: 16-25.
- [28] Osada T, Sommer S G, Dahl P, et al. Gaseous emission and changes in nutrient composition during deep litter composting[J]. Acta Agriculturae Scandinavica, 2001, 51(3): 137-142.
- [29] 常瑞雪, 王骞, 甘晶晶, 等. 易降解有机质含量对黄瓜秧堆肥腐熟和氮损失的影响[J]. 农业工程学报, 2017, 33(1): 231-237.
- Chang Ruixue, Wang Qian, Gan Jingjing, et al. Effects of degradable organic matter content on compost maturation and nitrogen loss of yellow melon seedlings[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2017, 33(1): 231-237. (in Chinese with English abstract)

## Straw filtering wastewater and aerobic composting of filter residues and manure on a pig farm

Wang Lili<sup>1,2</sup>, Sun Dongsheng<sup>1</sup>, Xu Lei<sup>1</sup>, Zhang Tingting<sup>1</sup>, Feng Zikuo<sup>1</sup>, Yao Yiqing<sup>3</sup>

(1. College of Engineering, Northeast Agricultural University, Harbin 150030, China;

2. Key Laboratory of Swine Facilities Engineering, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Harbin 150030, China;

3. College of Mechanical and Electronic Engineering, Northwest A&F University, Yangling 712100, China)

**Abstract:** Pig-farm wastewater is characterized by high suspended solids, organic matter, and ammonia nitrogen content. It is very difficult to treat, due mainly to the complex composition of the pig manure and feed residues. Fortunately, the straw with a large specific surface area can be expected to serve as the better retention and adsorption for the suspended solids and nutrients. For example, nitrogen content decrease can be greatly contributed to the subsequent resource utilization of pig-farm wastewater. However, it is still a new challenge for the efficient reutilization of straw filter residues. Alternatively, aerobic composting can be used to produce the organic fertilizer for better soil fertility and structure, due to the easy operation, short reaction period, better reduction, cost saving, and environmentally friendly. It is a promising way to simultaneously dispose of straw filter residues and pig manure in an intensive pig farm. Compared with the dry straw, the filtered straw is easily decomposed to participate in the composting process, where the high porosity can facilitate to absorb the water and swells. Meanwhile, the composting process is accompanied by the emissions of greenhouse gases and stench, such as methane (CH<sub>4</sub>), carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), nitrous oxide (N<sub>2</sub>O), and ammonia (NH<sub>3</sub>), due to the complex composition of pig manure. Moreover, the composting microorganisms can quickly utilize the ammonium nitrogen that is adsorbed by the straw in the process of filtration. But the ammonium nitrogen is also easily volatilized to produce the NH<sub>3</sub> for secondary pollution, leading to the reduced quality of compost due to nitrogen loss. However, it is still unclear on the relevant composting characteristics of the straw filter residues mixed with the pig manure. This study aims to filter the pig farm wastewater through maize straw and then systematically investigate the aerobic composting of straw filter residues and pig manure, the conversion of carbon and nitrogen during composting, as well as the emission of harmful gases. The results showed that the optimal conditions for the maize straw filtering the pig farm wastewater were as follows. The bulk density and height of the maize straw filter layer were 0.15 g/cm<sup>3</sup> and 40 cm, respectively, whereas, the inner diameter of the filter column was 9 cm. The removal rates of Total Nitrogen (TN), Total Suspended Solids (TSS), and Chemical Oxygen Demand (COD) in the pig farm wastewater were 22.80%, 51.60%, and 76.81%, respectively, under the optimum conditions. Furthermore, the higher the initial ratio of the carbon to nitrogen (C/N) was, the better the composting was, the more the Total Organic Carbon (TOC) loss was, and the less the TN loss was, when the initial C/N, ambient temperature, moisture content, and ventilation rate were 20-35, 22.32-32.05 °C, 65%, and 0.2 m<sup>3</sup>/h, respectively. The harmful gas emissions mainly occurred in the early stage of composting. At the initial C/N of 35, the highest composting temperature reached 65.96 °C and the high-temperature period (>50°C) was maintained for 21 days. Among them, the maintenance time above 60 °C was up to 12 days. The seed germination index (GI), the loss ratio of TOC and TN after composting of 36 d reached 81.03%, 57.73%, and 10.08%, respectively. Although the emissions of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> increased, there was a significant decrease in the emissions of NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O, as well as the nitrogen loss during composting. The potential greenhouse effect was 137.53 kg/t (in CO<sub>2</sub> equivalent) for the three greenhouse gases of CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, and N<sub>2</sub>O. Therefore, the local anaerobic reaction can be avoided to reduce the generation of CH<sub>4</sub> under high C/N conditions. The findings can provide the favorable support for the resource utilization of the straw filter residues and the emission reduction of harmful gases in the aerobic composting process of straw filter residues and pig manure.

**Keywords:** straw; filtering; pig manure; aerobic composting; pig farm wastewater; ratio of carbon to nitrogen (C/N)