



农业资源与环境学报

CSCD 核心期刊
中文核心期刊
中国科技核心期刊

JOURNAL OF AGRICULTURAL RESOURCES AND ENVIRONMENT

欢迎投稿 <http://www.aed.org.cn>

利用不同无机和有机固体废物配制技术新成土的研究

周洋, 刘迎春, 郁山, 王琛源, 尹微琴, 徐乔, 王圣森, 王小治

引用本文:

周洋, 刘迎春, 郁山, 王琛源, 尹微琴, 徐乔, 王圣森, 王小治. 利用不同无机和有机固体废物配制技术新成土的研究[J]. 农业资源与环境学报, 2023, 40(2): 445–454.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13254/j.jare.2022.0129>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

猪粪有机肥施用对潮土速效养分含量及团聚体分布的影响

石纹磴, 刘世亮, 赵颖, 高焕平, 王洋洋, 李慧, 刘芳

农业资源与环境学报. 2017, 34(5): 431–438 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2017.0070>

醋糟、粉煤灰对盐渍地高粱生长及土壤性状影响的研究

范娜, 白文斌, 王海燕, 乔月静, 彭之东, 马涌

农业资源与环境学报. 2017, 34(6): 531–535 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2017.0132>

长期施肥对不同深度稻田土壤团聚体磷素分配的影响

柳开楼, 都江雪, 邬磊, 张文菊, 韩天富, 李文军, 施林林, 余喜初

农业资源与环境学报. 2022, 39(6): 1115–1123 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2021.0583>

生物炭基土壤调理剂对酸性菜田土壤的改良效果

杨慧豪, 郭秋萍, 黄帮裕, 陈海斌, 潘晓莹, 范如芹, 杜建军

农业资源与环境学报. 2023, 40(1): 15–24 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2021.0719>

长期施用污泥对土壤-萝卜系统重金属积累及土壤养分含量的影响

董文, 张青, 王煌平, 罗涛

农业资源与环境学报. 2021, 38(4): 647–654 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0449>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

周洋, 刘迎春, 郁山, 等. 利用不同无机和有机固体废物配制技术新成土的研究[J]. 农业资源与环境学报, 2023, 40(2): 445–454.

ZHOU Y, LIU Y C, YU S, et al. Construction of Technosols by aggregating various inorganic and organic solid wastes[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2023, 40(2): 445–454.

利用不同无机和有机固体废物配制技术新成土的研究

周洋¹, 刘迎春¹, 郁山¹, 王琛源¹, 尹微琴¹, 徐乔¹, 王圣森^{1,2}, 王小治^{1,2*}

(1. 扬州大学环境科学与工程学院, 江苏 扬州 225127; 2. 江苏省有机固体废弃物资源化协同创新中心, 南京 210095)

摘要:为拓展固体废物的利用途径,以生活污水、蚯蚓粪、秸秆、粉煤灰、煤渣为原料通过为期3个月的室内恒温培养来制备技术新成土,研究不同原料对比对技术新成土理化性质的影响。结果表明:制备的技术新成土pH在7.08~7.69之间,水稳性团聚体总量为49.83%~86.44%,团聚体破碎率为13.10%~32.20%,平均质量直径和几何平均直径分别为0.54~1.04 mm和0.54~0.89 mm。培养后技术新成土的氮、磷、钾速效养分分别下降了11.03%~38.08%、5.79%~25.06%、0.11%~10.52%,总有机碳含量在5.26%~8.74%之间,整体养分含量处于较高水平。DTPA提取态Zn含量升高了15.74%~102.40%,DTPA提取态Cd含量降低了17.39%~65.02%。生物毒性实验表明有9种处理不会对植物生长产生明显影响,有3种处理需要对配方进行调整。综合pH、团聚体总量及稳定性、养分含量来看,所制备的技术新成土的性质基本达到了自然土壤的正常范围,可以用于土壤复垦、改良或代替部分自然土壤。污泥会导致处理中重金属Zn含量较高,因此制备的技术新成土应避免种植蔬菜、粮食等农作物。

关键词:固体废弃物;技术新成土;养分;土壤团聚体;重金属

中图分类号:TU44;X705 文献标志码:A 文章编号:2095-6819(2023)02-0445-10 doi: 10.13254/j.jare.2022.0129

Construction of Technosols by aggregating various inorganic and organic solid wastes

ZHOU Yang¹, LIU Yingchun¹, YU Shan¹, WANG Chenyuan¹, YIN Weiqin¹, XU Qiao¹, WANG Shengsen^{1,2}, WANG Xiaozhi^{1,2*}

(1. College of Environmental Science and Engineering, Yangzhou University, Yangzhou 225127, China; 2. Jiangsu Organic Solid Waste Recycling Collaborative Innovation Center, Nanjing 210095, China)

Abstract: To expand the utilization of solid wastes, this study aimed to construct Technosols using aggregates from domestic sludge, vermicompost, straw, fly ash, and coal cinder, post a three-month constant-temperature incubation, and to elucidate the physicochemical properties of the constructed Technosols of various sizes. The results showed that the pH of the Technosols ranged from 7.08–7.69; the total amount of water-stable aggregates was 49.83%–86.44%; the percentage of aggregate destruction was 13.10%–32.20%; and the mean weight diameter and the geometric mean diameter was 0.54–1.04 mm and 0.54–0.89 mm, respectively. After incubation, soil nitrogen, phosphorus, and potassium availability decreased by 11.03%–38.08%, 5.79%–25.06%, and 0.11%–10.52%, respectively; soil total organic carbon was 5.26%–8.74%, and the overall nutrient content was at a relatively high level. The DTPA-extractable content for Zn and Cd increased and decreased by 15.74%–102.40% and 17.39%–65.02%, respectively. Biotoxicity experiments revealed that nine treatments had no effect on plant growth, and three treatments required adjustment of the aggregation. In general, the characteristics of the Technosols was comparable to that of natural soil relative to soil pH, the total amount and stability of aggregates, and soil nutrients, suggests that the Technosols can be used to reclaim and remediate contaminated soils, and to replace part of natural soils. However, the Technosols should not be used for growing crops such as vegetables and grains, because the sewage sludge leads to a high content of the heavy metal Zn in treatments.

Keywords: solid waste; Technosols; nutrient; soil aggregate; heavy metal

收稿日期: 2022-03-16 录用日期: 2022-05-10

作者简介: 周洋(1998—), 男, 江苏盐城人, 硕士研究生, 主要从事农业资源与环境研究。E-mail: 1350769987@qq.com

*通信作者: 王小治 E-mail: xzwang@yzu.edu.cn

基金项目: 江苏省现代农业项目(BE2018328); 江苏省333高层次人才培养工程项目(BRA2020300)

Project supported: The Modern Agriculture Project of Jiangsu Province (BE2018328); 333 High-level Talents Fostering Project of Jiangsu Province (BRA2020300)

随着我国经济社会的发展,固体废弃物产生量逐渐增加,不仅存在潜在的环境风险,同时也给固体废弃物处置带来了压力。常用的固体废弃物处置和资源化利用方式包括卫生填埋、堆肥和综合利用等^[1]。

一些废弃物的组成和性质与土壤类似:生活污水含有丰富的有机质和氮、磷、钾等植物生长所必需的营养元素;燃煤电厂粉煤灰具有多孔结构和较大的比表面积($2\,000\sim4\,000\text{ cm}^2\cdot\text{g}^{-1}$),类似于轻土壤颗粒^[2]。因此可以考虑将固体废弃物转化为土壤资源,即合成技术新成土(Technosols)。技术新成土特指由人类生产、生活废弃物制备的性质和成土过程均由人为技术所决定的土壤^[3]。2006年国际土壤学会正式将技术新成土列为国际土壤发生分类中的一个新的土类^[4]。

以各种废弃物为原料合成的技术新成土,多用于废弃矿区的修复,其可以改善土壤pH、提高矿区土壤有机质和营养元素含量、降低重金属含量、恢复植被覆盖等。国外研究的技术新成土多以污泥为主要原料提供植物生长所需养分,并配以粉煤灰等材料用于钝化其中重金属^[5-7]。张鸿龄等^[8]研究发现,通过粉煤灰配比污泥可以降低技术新成土重金属含量、提高pH、降低电导率,添加适量的粉煤灰还可以促进污泥中的养分转化为有效态。

然而污泥含量过高易导致合成的技术新成土出现板结现象,需配以有机材料进行改良。本研究选择日

常生活中易于获得且产生量较大的固体废弃物——生活污水污泥、燃煤电厂粉煤灰为合成技术新成土的“母质”,并添加不同比例的蚯蚓粪、秸秆和煤渣等来改良“母质”的理化性质,以提高技术新成土养分含量(如有机质、总氮、总磷、总钾等)并促进良好团聚体结构的形成。

1 材料与方法

1.1 原料采集

本研究所使用的城市生活污水为浓缩污泥,来自扬州市汤汪污水处理厂,粉煤灰、小麦秸秆、蚯蚓粪和煤渣来自扬州市及周边地区。原料的基本理化性质和重金属含量见表1和表2。

1.2 试验设计

为了探究固体废物制备技术新成土的可行性,原料配比以pH为出发点,综合考虑土壤养分、结构等指标。原料中粉煤灰和煤渣的pH相近且碱性较强,加之煤渣质地过轻,不宜大量使用,所以试验中固定无机原料由粉煤灰和煤渣按质量比4:1混合而成。有机原料的pH相对较低,可以起到中和pH的效果。有机原料以生活污水为主,其产量高、养分含量高、来源最丰富,但用量过多易导致土壤板结,故配以蚯蚓粪或秸秆进行调节,将生活污水与蚯蚓粪、秸秆的混合比例设为4:1、3:2。为研究有机无机比例对复配技

表1 技术新成立原料基本性质(以干质量计)

Table 1 Basic properties of raw materials(dry weight)

原料Raw material	含水率Moisture content/%	pH	总有机碳TOC/%	总氮TN/($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	总磷TP/($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	总钾TK/($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)
生活污水	73.64±0.00	7.15±0.02	11.29±0.12	17.83±0.30	15.95±0.01	12.30±0.01
蚯蚓粪	29.92±0.00	6.18±0.10	13.92±0.30	14.67±0.46	10.94±0.01	12.32±0.01
秸秆	—	7.10±0.00	25.51±0.13	7.52±0.39	1.26±0.01	24.55±0.01
粉煤灰	—	8.94±0.11	—	—	0.24±0.01	—
煤渣	—	8.82±0.03	—	—	1.14±0.01	—

注:“—”表示未检出。

Note: “—” not detected.

表2 技术新成立原料重金属含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Table 2 Content of heavy metals in raw materials($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

原料Raw material	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni
生活污水	148.97±11.69	853.80±12.38	0.73±0.15	22.27±1.94	198.39±7.74	155.72±13.07
粉煤灰	13.83±1.89	37.59±2.83	0.46±0.17	11.41±0.18	20.85±4.99	16.03±1.99
蚯蚓粪	96.31±5.64	334.27±22.51	0.51±0.11	13.93±0.58	55.32±2.67	26.67±6.67
秸秆	9.25±1.51	57.63±1.98	0.35±0.12	12.28±0.01	29.97±2.69	21.06±1.06
煤渣	84.01±2.25	192.78±1.39	0.59±0.06	88.63±0.72	58.43±6.19	42.17±1.39
农用污泥污染物控制标准(GB 4284—2018)	500	1 200	3	300	500	100

术新成土理化性质的影响,本研究将上述有机组分和无机组分按质量比3:2、1:1、2:3混合,形成12组处理,每个处理设置3个重复,详细配比见表3。

表3 十二种不同处理的原料配比(%)
Table 3 Raw material ratio of twelve different treatments(%)

处理 Treatment	生活污水 Domestic sludge	蚯蚓粪 Vermicompost	秸秆 Straw	粉煤灰 Fly ash	煤渣 Coal cinder	有机:无机 Organic: Inorganic
1	24	16	0	48	12	2:3
2	24	0	16	48	12	2:3
3	30	20	0	40	10	1:1
4	30	0	20	40	10	1:1
5	36	24	0	32	8	3:2
6	36	0	24	32	8	3:2
7	32	8	0	48	12	2:3
8	32	0	8	48	12	2:3
9	40	10	0	40	10	1:1
10	40	0	10	40	10	1:1
11	48	12	0	32	8	3:2
12	48	0	12	32	8	3:2

技术新成土的制备方法:各类原料经风干后破碎,过2 mm筛,按照设置好的配方充分混合均匀(2 kg),保持70%土壤最大持水量,置于25℃恒温条件下培养,培养期间通过称质量法定期补充因蒸发而消耗的水分,每10 d搅拌通气,共培养90 d。

1.3 测试方法

pH按土水比1:2.5振荡、静置后,使用pH计测定;有机碳采用重铬酸钾外加热容量法测定;碱解氮采用碱解扩散法测定;速效钾采用乙酸铵浸提-火焰光度法测定;有效磷采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法测定。重金属全量参照GB/T 17134~17141方法测定,使用HCl-HF-HNO₃-HClO₄消解,重金属有效态用DTPA浸提,用ICP-MS电感耦合等离子体质谱仪测定^[9]。用干筛-湿筛法对技术新成土的水稳性团聚体进行分析^[10],具体包括水稳性团聚体分布、水总量、破碎率(Percantage of Aggregate destruction, PAD)及平均质量直径(Mean Weight Diameter, MWD)、几何平均直径(Geometric Mean Diameter, GMD)。以上各测试方法均参考《土壤农业化学分析方法》^[11]。

土壤持水量(C_{WH})的测定参考Ravikumar等^[12]的方法在漏斗里放一张滤纸,测得质量 m_1 。加入10 mL水,润湿滤纸,收集多余水分,直到最后一滴落下测得质量 m_2 。在漏斗中加入5 g混合好的土样,测得质量

m_3 。用吸管取出25 mL水,逐渐加入,直到最后一滴水从漏斗中滴出来,测得质量 m_4 。

$$C_{WH} = \frac{(m_4 - m_3) - (m_2 - m_1)}{m_3 - m_2} \times 100\%$$

发芽指数(I_G):将样品与水1:10混合,振荡浸提1 h,静置后取10 mL滤液于9 cm培养皿中,放入一张滤纸,均匀撒上10粒黄瓜种子,以蒸馏水为对照,25℃下恒温避光培养48 h,测量根长和发芽数。

$$I_G = \frac{A}{A_0} \times \frac{B}{B_0} \times 100\% \tag{2}$$

式中: I_G 为发芽指数; A 为处理发芽数; A_0 为对照发芽数; B 为处理平均根长,cm; B_0 为对照平均根长,cm。

1.4 数据分析

实验数据采用IBM SPSS Statistics 26进行单因素方差分析,使用Origin 9.0绘图。

2 结果与分析

2.1 原料对比对pH的影响

各处理培养90 d后的pH如图1所示,处理2的pH最高,为7.69,处理11最低,为7.08,各处理整体处于中性和弱碱性的状态。相同条件下秸秆处理的pH均高于蚯蚓粪处理。

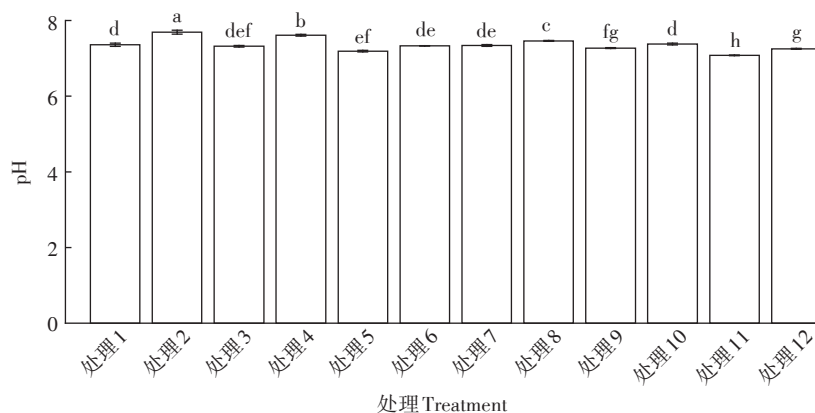
2.2 原料对比对水稳性团聚体的影响

图2是不同粒径水稳性团聚体的分布图。各处理的水稳性团聚体主要在0.25~1 mm和1~2 mm之间,且随着有机组分的增多而升高。相同条件下,培养三个月后秸秆处理>2 mm的水稳性团聚体含量高于蚯蚓粪处理。

通常以0.25 mm为界限来划分大团聚体和微团聚体,可将>0.25 mm的水稳性团聚体称为水稳性团聚体总量^[13]。从图3A可见,各处理水稳性团聚体总量随着有机组分占比的升高而增大。处理12的水稳性团聚体总量最高,达86.44%,处理1最低,为49.83%。相同条件下,秸秆处理的水稳性团聚体总量均显著高于蚯蚓粪处理。

各处理团聚体破碎率(PAD)情况见图3B,处理1破碎率最高,为32.20%,处理12最低,为13.10%,处理1是处理12的2.45倍。秸秆处理中除处理2的破碎率达22.60%外,其余处理均在20%以下。相同条件下蚯蚓粪处理的破碎率均高于秸秆处理。

图4A是合成技术新成土的平均质量直径(MWD),蚯蚓粪处理的MWD在0.54~0.76 mm之间,秸秆处理的MWD在0.77~1.04 mm之间,均高于蚯蚓



不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)。下同。

Different lowercase letters indicate significant differences among treatments at $P < 0.05$. The same below.

图1 培养90 d后各处理的pH

Figure 1 pH of each treatment after 90 days of incubation

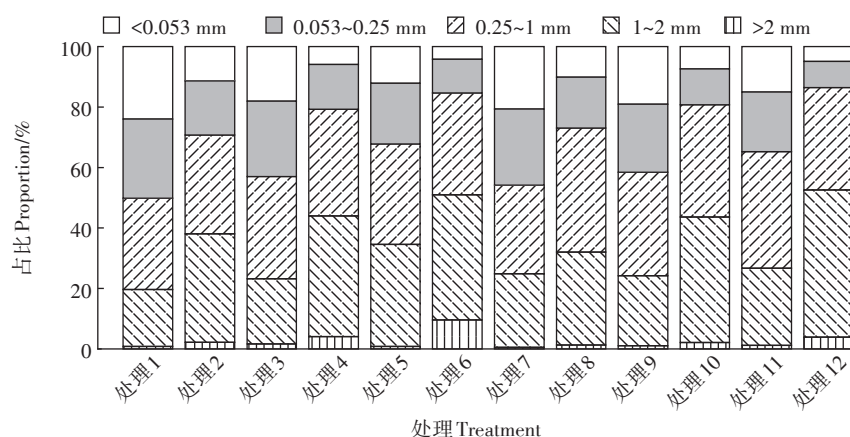


图2 十二种处理水稳性团聚体分布

Figure 2 Distribution of water stable aggregates in the twelve treatments

粪处理。随着有机原料占比的升高, MWD也升高。通过对比处理2、4、6和处理8、10、12发现: 生活污水和秸秆的混合比例为3:2时MWD更高, 但与混合比例4:1时无显著差异 ($P > 0.05$)。

图4B是制备的技术新成土的几何平均直径(GMD), 蚯蚓粪处理的GMD在0.54~0.70 mm之间, 秸秆处理的GMD在0.73~0.89 mm之间, 均高于蚯蚓粪处理。随着有机组分占比的升高, GMD也升高。与MWD相同, 有机无机原料比例相同时, 污泥和秸秆的比例为3:2时较4:1时GMD更高, 但二者无显著差异 ($P > 0.05$)。污泥和蚯蚓粪处理中除处理5和处理11外也呈现类似的规律。

2.3 培养前后技术新成土养分变化

由表3可见, 有机原料中TOC和N、P、K含量较高, 是技术新成土的主要养分来源。表4是培养前后

技术新成土的养分含量变化情况。

培养结束后除处理7、处理8和处理10外, 其余处理的有效磷含量显著下降5.79%~25.05%; 相同条件下, 蚯蚓粪处理的有效磷含量更高。而速效钾的变化幅度则较小, 培养结束后, 处理7、处理9、处理11的速效钾含量上升了3.95%、3.53%、4.26%, 其余处理下降了0.11%~10.52%。与蚯蚓粪相比, 秸秆处理的速效钾含量降幅较高。培养结束后, 各处理的碱解氮含量下降了11.03%~38.08%, 相同条件下, 蚯蚓粪处理碱解氮含量高于秸秆处理, 但秸秆处理的降幅更小。秸秆处理中TOC含量除处理8无明显变化外, 其余秸秆处理的TOC含量下降了7.17%~17.10%, 污泥和秸秆比例为3:2时, TOC降幅在14.23%~16.94%之间, 当污泥秸秆比例为4:1时有机组分占比越高TOC下降越多; 经过90 d的培养, 秸秆处理中除了处理9、处

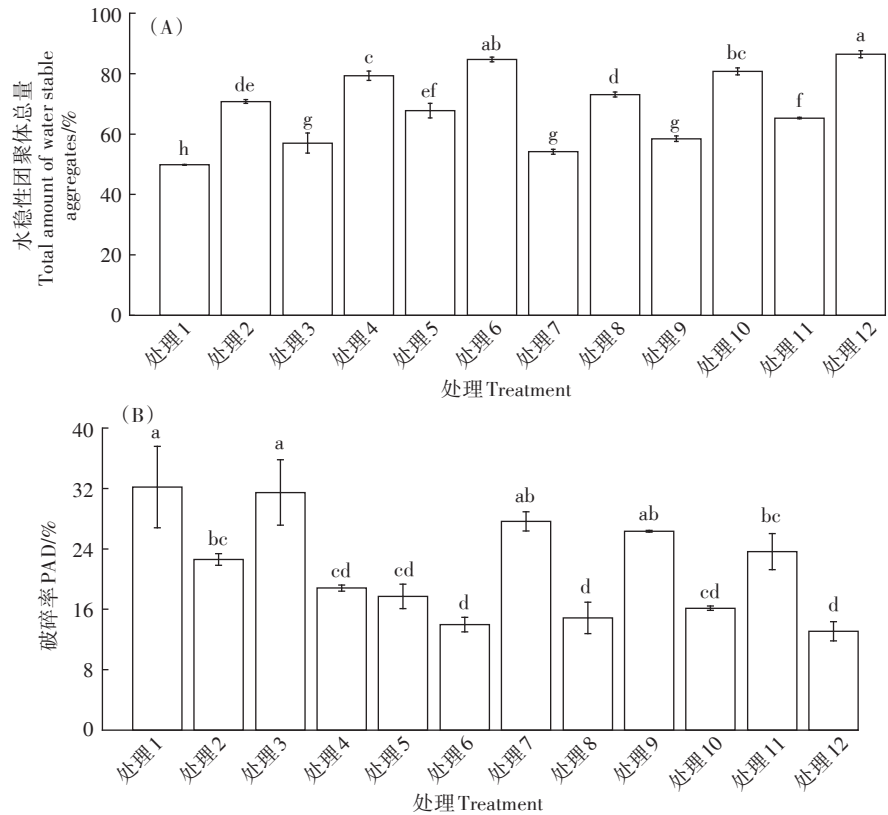


图 3 不同处理培养 90 d 后水稳性团聚体总量及破碎率

Figure 3 Total amount and percentage of aggregate destruction (PAD) of water stable aggregates in different treatments

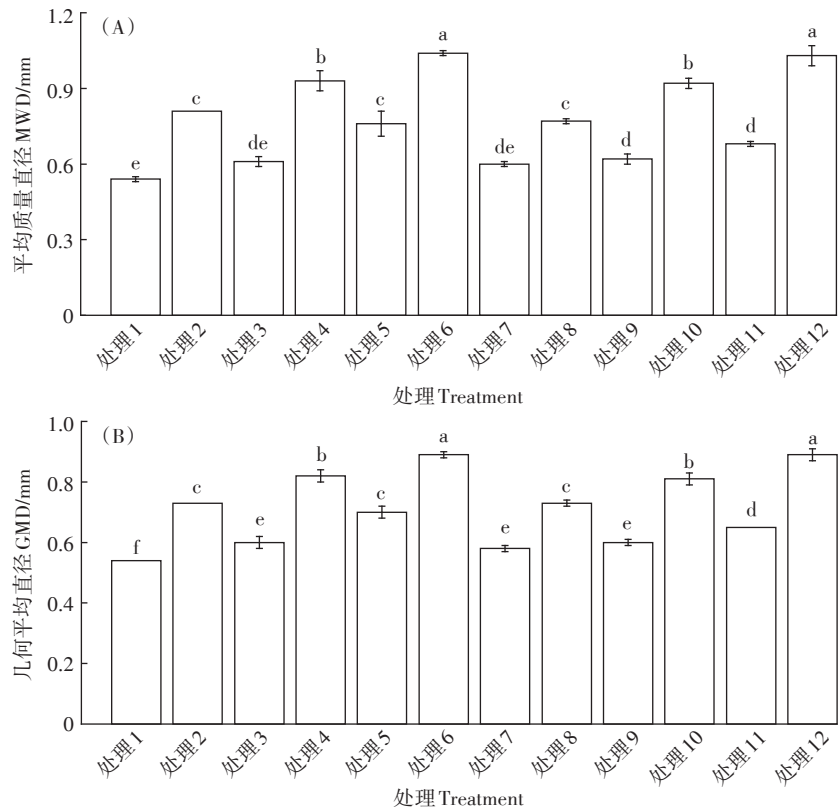


图 4 十二种处理水稳性团聚体平均质量直径和几何平均直径

Figure 4 Mean weight diameter (MWD) and geometric mean diameter (GMD) of water stable aggregates in the twelve treatments

理11无显著变化外,其余蚯蚓粪处理的TOC含量显著上升6.07%~12.83%。

2.4 培养前后重金属含量变化

由表2可以看出,污泥是最主要的重金属来源,依据《农用污泥污染物控制标准》(GB 4284—2018),Ni达到了B级标准($<200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),Cu、Zn、Pb、Cd、Cr均达到A级标准,煤渣、粉煤灰、秸秆、蚯蚓粪中重金属含量均低于A级限值,因此可以作为原料来合成技术新成土。

各处理的重金属含量见表5,其中Cu、Pb、Cr、Ni含量均低于《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)规定的污染风险筛选值($6.5<\text{pH}\leq 7.5$)。各处理的Cd在 $0.52\sim 0.60\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间,低于水田风险筛选值($6.5<\text{pH}\leq 7.5$),Zn含量高于 $250\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的风险筛选值,这可能是由于污

泥中含有较高的Cd和Zn。

由表6可见,培养之后DTPA提取态Zn含量显著升高了15.74%~102.40%。培养结束后Cd有效态含量除了处理6无明显变化之外,其余各处理均显著下降了17.39%~65.02%。

2.5 技术新成土的生物毒性

为了解所制备的技术新成土对植物生长的影响,参考孟阿静等^[14]和姚粉霞等^[15]的研究,进行了生物毒理学发芽实验,计算了发芽指数 I_G (表7)。 I_G 为 $<50\%$ 表示对植物生长有重度毒性,50%~70%表示有中等毒性,70%~85%表示低毒性, $>85\%$ 表示无毒性。

从表7可见,各处理的发芽率均为100%,且 I_G 均大于50%,由高到低依次为处理10>处理5>处理4>处理6>处理8>处理2>处理7>处理9>处理12>处理3>处理11>处理1,其中只有处理1、处理3和处理11的

表4 不同处理培养前后养分含量的变化

Table 4 Changes of nutrient content before and after culture with different treatments

处理 Treatment	培养阶段 Cultivation stage	总有机碳 TOC/%	有效磷 Available phosphorus/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	速效钾 Available potassium/($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	碱解氮 Alkali hydrolyzed nitrogen/($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)
1	培养前	4.94±0.08	205.29±2.00	0.94±0.01	0.94±<0.01
	培养后	5.57±0.10**	178.76±7.56*	0.91±0.01	0.66±0.02**
2	培养前	6.79±0.03	129.81±0.82	2.55±0.03	0.75±<0.01
	培养后	5.64±0.02**	122.30±1.72*	2.50±0.02	0.64±0.01**
3	培养前	6.17±0.10	254.43±2.44	1.08±0.01	1.17±0.01
	培养后	6.69±0.13*	207.26±4.33**	1.05±0.01	0.88±0.02**
4	培养前	8.49±0.04	160.08±1.07	3.10±0.04	0.94±<0.01
	培养后	7.12±0.23*	138.06±2.62**	3.09±0.03	0.76±0.04*
5	培养前	7.41±0.12	303.57±2.88	1.22±0.01	1.41±0.01
	培养后	7.86±0.04*	227.51±6.00**	1.13±0.01**	0.93±0.03**
6	培养前	10.19±0.04	190.35±1.31	3.64±0.04	1.12±0.01
	培养后	8.74±0.19**	164.17±1.94**	3.56±0.01	0.98±0.01**
7	培养前	4.73±0.07	169.18±1.61	0.76±<0.01	1.00±<0.01
	培养后	5.26±0.04**	168.47±2.56	0.79±0.01*	0.66±0.00**
8	培养前	5.65±0.04	131.44±1.27	1.56±0.02	0.91±<0.01
	培养后	5.50±0.11	136.89±2.88	1.51±<0.01*	0.81±0.00**
9	培养前	5.91±0.08	209.29±1.96	0.85±<0.01	1.25±<0.01
	培养后	5.99±0.21	183.74±4.78**	0.88±<0.01**	0.96±0.05*
10	培养前	7.07±0.05	162.11±1.59	1.86±0.02	1.13±<0.01
	培养后	6.56±0.09**	149.27±8.34	1.69±0.02**	0.91±0.03**
11	培养前	7.09±0.10	249.40±2.31	0.94±<0.01	1.50±<0.01
	培养后	7.23±0.07	199.56±5.45**	0.98±0.02	0.93±0.02**
12	培养前	8.48±0.06	192.79±1.91	2.15±0.02	1.36±<0.01
	培养后	7.03±0.02**	176.54±5.51*	1.93±0.03**	1.01±0.01**

注:*和**分别表示同种处理培养后与培养前差异显著($P<0.05$)和极显著($P<0.01$)。下同。

Note: * and ** indicate significant differences between means of the same treatment before and after incubation at $P<0.05$ and $P<0.01$, respectively. The same below.

表5 混合后重金属含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Table 5 Heavy metal content after mixing($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

处理 Treatment	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni
1	67.88±4.03	298.64±5.21	23.69±0.57	0.54±0.13	73.48±4.19	54.39±2.56
2	53.95±4.00	254.90±0.70	23.42±0.52	0.52±0.12	69.42±4.55	53.49±2.87
3	77.89±4.69	356.19±5.64	22.90±0.67	0.56±0.13	84.76±4.03	62.68±3.23
4	60.47±4.59	301.51±1.75	22.57±0.62	0.53±0.11	79.69±4.51	61.56±3.75
5	87.89±5.35	413.73±6.06	22.10±0.79	0.58±0.14	96.04±3.92	70.96±3.92
6	67.00±5.19	348.13±2.81	21.71±0.73	0.54±0.10	89.96±4.53	69.61±4.64
7	72.10±4.81	340.62±1.19	24.36±0.69	0.56±0.14	84.93±4.61	64.71±3.56
8	65.13±4.81	318.74±1.77	24.22±0.67	0.55±0.13	82.90±4.80	64.27±3.82
9	83.15±5.63	408.66±0.61	23.73±0.84	0.58±0.14	99.07±4.64	75.58±4.57
10	74.45±5.61	381.32±3.10	23.57±0.81	0.57±0.12	96.53±4.90	75.02±4.94
11	94.21±6.45	476.69±0.02	23.11±0.98	0.60±0.14	113.21±4.76	86.45±5.61
12	83.76±6.41	443.89±4.41	22.91±0.96	0.58±0.12	110.16±5.08	85.77±6.08
风险筛选值	100	250	120	0.3	300	100

表6 培养前后Cd和Zn的DTPA有效态含量变化($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Table 6 DTPA effective content change of Cd and Zn before and after culture($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

处理 Treatment	Zn		Cd	
	培养前 Before culture	培养后 After culture	培养前 Before culture	培养后 After culture
1	31.91±0.84	43.63±3.63*	0.08±<0.01	0.03±<0.01**
2	27.28±0.70	47.12±3.54**	0.06±<0.01	0.03±<0.01**
3	38.90±1.06	51.75±2.92*	0.09±<0.01	0.05±<0.01**
4	33.12±0.90	57.12±0.17**	0.08±<0.01	0.04±<0.01**
5	45.89±1.29	65.31±4.73*	0.11±<0.01	0.07±0.01*
6	38.96±1.10	78.85±2.80**	0.09±<0.01	0.09±<0.01
7	37.02±1.00	45.38±0.37**	0.08±<0.01	0.03±0.01**
8	34.71±0.94	50.88±3.75*	0.07±<0.01	0.03±0.01**
9	45.29±1.27	52.42±0.22**	0.09±<0.01	0.05±<0.01**
10	42.40±1.21	56.94±0.47**	0.09±<0.01	0.05±<0.01**
11	53.56±1.54	62.53±3.36*	0.11±<0.01	0.09±<0.01**
12	50.09±1.47	60.65±0.13**	0.10±<0.01	0.08±<0.01**

$I_c<70\%$,对植物生长有中等毒害作用;处理4、处理5、处理6和处理10效果最好, $I_c>85\%$,对植物生长无明显毒性作用。

3 讨论

技术新成土概念的提出为固体废物资源化利用提供了新思路,使固废转化成土壤资源成为可能。本研究为探究以生活污水、蚯蚓粪、秸秆、粉煤灰和煤渣为原料制备技术新成土的可行性,以pH为出发点研究了90 d培养实验中不同原料组成对最终成土性质的

表7 各处理发芽率和发芽指数

Table 7 The germination percentage and germination index(I_G) of different treatments

处理 Treatment	发芽率 Germination percentage/%	发芽指数 Germination index(I_G)/%
1	100	56.36±5.49
2	100	76.65±2.99
3	100	65.84±3.48
4	100	87.65±7.48
5	100	91.07±5.08
6	100	85.21±3.08
7	100	75.90±4.67
8	100	82.94±1.59
9	100	71.33±7.91
10	100	94.19±2.11
11	100	63.69±8.64
12	100	71.24±11.29

影响。有机原料主要功能是提供N、P、K养分和大量有机质,促进土壤团聚体发育;无机原料起着支撑骨架、增加土壤强度的作用^[15]。粉煤灰质地较轻,比表面积大,可以钝化污泥中的重金属;煤渣疏松多孔,适量加入可以改善通气状况、调节土壤质地。

技术新成土作为一种人工土壤,要具备土壤的基本结构和性质,能满足植物生长这一基本功能。而目前对于土壤质量的评价还没有统一标准,李鑫等^[16]筛选了415篇与土壤质量评价相关的文献,发现土壤有机质作为评价指标的选取率最高,为96.6%。物理指标中选取率高的有容重、含水量、水稳性团聚体含量

及其稳定性;化学指标中pH选取率最高,其次为AP、TN、AK;环境指标则通常选测Pb、Cd、Cu、Zn、Cr等重金属含量。为此,本研究对培养结束后各处理的pH、团聚体总量及稳定性、TOC、速效养分和重金属含量进行了测定,检验是否达到了正常土壤性质范围,并进行了生物毒性实验,探究其对植物生长的可能影响。

pH是土壤的一个重要指标,与土壤养分的有效性和作物生长的适宜性密切相关^[17]。经过90 d的培养各个处理的pH在7.08~7.69之间(图1),且随着有机原料用量增多而降低,说明复配有机材料可以中和无机原料的碱性。这是由于有机原料的pH本身较低,且含有大量的氮,培养过程中部分氮会转化为 NO_3^- 从而降低pH。相同条件下蚯蚓粪处理的pH低于秸秆处理,这主要与蚯蚓粪自身pH(6.18)小于秸秆pH(7.10)且能电离出更多的 H^+ 有关。团聚体是评价土壤结构稳定性的重要指标^[18],水稳性团聚体总量和稳定性直接影响土壤养分的循环和土壤的抗侵蚀能力^[19]。培养后各处理的水稳性团聚体总量在49.83%~86.44%之间(图3),与我国自然界的土壤相比(褐土27.04%、黑土52.29%)^[20]达到了正常水平,说明通过不同的配比组合具备发育出良好团聚体结构的潜力。团聚体的形成与有机质密切相关^[21],污泥、蚯蚓粪和秸秆的添加提供了大量有机质,在培养过程中会产生有机胶结物质,促进团聚体的形成。同时有机原料作为微生物生长的碳、氮和能量来源,可以促进微生物繁殖,其中部分真菌与放线菌可以通过菌丝缠绕颗粒物形成团聚体,同时真菌代谢产生的胞外复合物,如球囊霉素,具有很强的黏性,可以促进土壤颗粒胶结、团聚^[22]。

团聚体破碎率(PAD)、平均质量直径(MWD)、几何平均直径(GMD)是评价团聚体稳定性的重要指标^[10]。本研究发现秸秆处理的团聚体稳定性和团聚体总量均高于蚯蚓粪处理。这可能由于:①秸秆与蚯蚓粪相比有机质含量更高,为团聚体的形成提供更多的有机胶结物,有利于团聚体形成^[23];②培养过程中秸秆会腐解,产生的一些细小有机颗粒物可作为载体吸附土壤矿物质颗粒并胶结形成微团聚体,根据团聚体等级发育模型^[24],这些微团聚体又会胶结成更多的大团聚体;③秸秆含有大量木质素,可以让团聚体更加稳定,降低PAD^[25];④秸秆添加可以促进团聚体中低结晶、有机络合铁(氢)氧化物的积累,从而增强团聚体稳定性^[26],提升MWD和GMD。

土壤养分是决定土壤质量的关键指标,其中有机碳含量以及氮、磷、钾速效养分的高低会直接影响作物的生长状况和产量^[27]。培养结束后各处理的有效磷含量下降,这可能是有机原料中有效磷含量较高,当与无机原料复配后,部分磷酸根可能与粉煤灰、煤渣中的Ca、Fe等离子络合,同时pH的提高也会降低相应磷酸盐的溶解度从而使得有效磷含量下降^[28]。培养前后速效钾的变化幅度不大,总体达到了国家土壤二级标准的含量($0.15 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)。碱解氮是土壤中能够直接被植物吸收利用的一部分氮,主要包括无机氮和部分有机氮,能反映土壤近期的供氮能力^[29]。培养90 d后各处理碱解氮含量降低,可能是培养过程中有机氮发生矿化,部分N以氨的形式释放,还有部分无机氮被微生物固定从而导致碱解氮总量的下降。培养结束后TOC含量也发生了变化,王景等^[30]的研究表明秸秆在腐解的前3个月碳含量会大幅下降,大量的可溶性有机物可以为微生物提供大量碳源和养分,增强微生物数量和活性,从而加速矿化和 CO_2 的释放,导致TOC含量下降;蚯蚓粪的加入可能提高了易氧化碳含量,促进有机碳在土壤中的积累,从而使得蚯蚓粪处理培养后TOC含量升高^[31]。

植物能否正常生长不仅取决于土壤养分的高低,还与土壤重金属含量有关^[32]。各处理的重金属含量除Zn外均低于国标规定的土壤污染风险筛选值。除处理6外,其余处理的有效态Cd含量在培养结束后下降了17.39%~65.02%,这可能是粉煤灰的钝化作用降低了有机原料中Cd的有效性^[33]。然而,有效态Zn的含量却有所上升,这与污泥有关,有研究表明污泥中的Zn很不稳定,培养过程中会由残渣态转变为铁锰氧化物结合态和有机结合态,更易浸出^[34]。

总体而言,经过90 d培养,各处理的pH、养分含量以及水稳性团聚体总量和稳定性,均达到自然土壤水平,能为植物的生长提供基本的养分和酸碱条件。本研究结果表明以生活污水、蚯蚓粪、秸秆、粉煤灰和煤渣为原料制备技术新成土具有一定的可行性。在此基础上研究发现:使用秸秆可以更好地促进大团聚体的形成、提高团聚体稳定性,能够提供更多的TOC和K;蚯蚓粪处理则在pH调节和N、P的供应上表现更佳;污泥的使用导致各处理的Zn含量超标(GB 15618—2018),不适用于种植食用类的作物。进一步的植物毒理学实验表明,大部分处理的发芽指数均在70%以上,对于植物的生长只有低毒害作用,可用于正常种植,其中处理1、处理3和处理11对植物的生

长有中等毒害作用,应当重新考虑其配比;处理4、处理5、处理6和处理10的效果最好,发芽指数在85%以上,对植物生长无毒害作用。但是处理4的pH较高,为7.61,综合考虑后确定最适合用于植物生长的是处理5、处理6和处理10。

4 结论

(1)以生活污水、蚯蚓粪、秸秆、粉煤灰和煤渣为原料制备技术新成土是切实可行的,最终pH、水稳性团聚体总量和稳定性均达到了自然土壤的正常范围;养分含量也达到了全国第二次土壤普查养分分级标准中规定的较高级别。

(2)蚯蚓粪在pH调控和N、P养分供应上表现良好,秸秆则在促进团聚体形成和增强稳定性以及有机碳和K养分供应上表现更佳,今后可以联合使用蚯蚓粪和秸秆以达到团聚体稳定与养分供应的平衡。

(3)综合pH、养分和植物毒性实验发现,生活污水与蚯蚓粪(秸秆)3:2、有机无机原料3:2时和生活污水与秸秆4:1、有机无机原料1:1时制备的技术新成土最适合植物生长。

(4)污泥可导致技术新成土中Zn含量较高,因此含有污泥成分的技术新成土应避免种植粮食、蔬菜等食用性作物。今后的研究应以减少污泥用量、提高重金属(Zn)固化能力为主要方向。

参考文献:

- [1] 冯霞. 固体废物综合处理技术的现状及对策[J]. 中国资源综合利用, 2019, 37(10): 50-52. FENG X. Present situation and counter-measure of comprehensive treatment technology of solid waste[J]. *China Resources Comprehensive Utilization*, 2019, 37(10): 50-52.
- [2] 牛花朋, 李胜荣, 申俊峰, 等. 粉煤灰与若干有机固体废弃物配施改良土壤的研究进展[J]. 地球与环境, 2006, 34(2): 27-34. NIU H P, LI S R, SHEN J F, et al. Advances in the utilization of mixtures of fly ash and biosolids in soil amendment[J]. *Earth and Environment*, 2006, 34(2): 27-34.
- [3] 陈贵屏. 利用固体废弃物制备人工土壤的可行性研究[D]. 扬州: 扬州大学, 2015: 19-20. CHEN G P. Feasibility study on artificial soils made of solid wastes[D]. Yangzhou: Yangzhou University, 2015: 19-20.
- [4] IUSS Working Group WRB. World reference base for soil resources 2006[M]. 2nd Edition, Rome: FAO, 2006: 95-96.
- [5] KRZAKLEWSKI W, PIETRZYKOWSKI M, WOŚ B, et al. Survival and growth of alders (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. and *Alnus incana* (L.) Moench) on fly ash technosols at different substrate improvement [J]. *Ecological Engineering*, 2012, 49(12): 35-40.
- [6] RODRÍGUEZ V A, ASENSIO V, FORJÁN R, et al. Assessing the influence of technosol and biochar amendments combined with *Brassica jun-*
cea L. on the fractionation of Cu, Ni, Pb and Zn in a polluted mine soil [J]. *Journal of Soils Sediments*, 2016, 16(2): 339-348.
- [7] ALVARENGA P, RODRIGUES D, MOURINHA C, et al. Use of wastes from the pulp and paper industry for the remediation of soils degraded by mining activities: Chemical, biochemical and ecotoxicological effects [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 686(20): 1152-1163.
- [8] 张鸿龄, 孙丽娜, 孙铁珩, 等. 粉煤灰钝化污泥人工土壤理化性质研究[J]. 环境科学, 2008, 33(7): 2068-2072. ZHANG H L, SUN L N, SUN T H, et al. Principal physicochemical properties of artificial soil composed of sewage sludge stabilized by fly ash[J]. *Environmental Science*, 2008, 33(7): 2068-2072.
- [9] 孙秀萍, 高朝勇, 张瑜龙, 等. ICP-MS法测定土壤中稀土元素的消解条件研究[J]. 化学研究与应用, 2021, 33(7): 1403-1409. SUN X P, GAO C Y, ZHANG Y L, et al. Study on digestion methods for determination of rare-earth elements in soil by ICP-MS[J]. *Chemical Research and Application*, 2021, 33(7): 1403-1409.
- [10] 高强. 长期施肥下黄泥田水稻土团聚体稳定性及生物学特性研究 [D]. 扬州: 扬州大学, 2020: 7-9. GAO Q. Study on soil aggregates stability and biological characteristics of yellow clayey paddy soil under long-term fertilization[D]. Yangzhou: Yangzhou University, 2020: 7-9.
- [11] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 105-120. LU R K. Soil agrochemical analysis methods[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000: 105-120.
- [12] RAVIKUMAR P, SOMASHEKAR R K. Spatial distribution of macronutrients in soils of Markandeya River basin, Belgaum (d), Karnataka (s), India[J]. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, 2014, 4(2): 81-94.
- [13] 潘艳斌, 朱巧红, 彭新华. 有机物料对红壤团聚体稳定性的影响 [J]. 水土保持学报, 2017, 31(2): 209-214. PAN Y B, ZHU Q H, PENG X H. Effects of organic materials on soil aggregates stability in red soil[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2017, 31(2): 209-214.
- [14] 孟阿静, 努尔买买提·木沙, 阿依努尔·艾海买提, 等. 添加3种不同新型肥料对堆肥腐熟效率的影响[J]. 农业科技通讯, 2022, 51(1): 122-125. MENG A J, NURMAYATI M, AINUR A, et al. Effects of adding three different new fertilizers on compost maturity efficiency[J]. *Bulletin of Agricultural Science and Technology*, 2022, 51(1): 122-125.
- [15] 姚粉霞, 陈贵屏, 胡伟, 等. 利用不同有机和无机固体废物配制人工土壤的研究[J]. 环境污染与防治, 2016, 38(1): 8-13. YAO F X, CHEN G P, HU W, et al. Exploration of the artificial soil made of different organic and inorganic solid wastes[J]. *Environmental Pollution & Prevention*, 2016, 38(1): 8-13.
- [16] 李鑫, 张文菊, 邬磊, 等. 土壤质量评价指标体系的构建及评价方法[J]. 中国农业科学, 2021, 54(14): 3043-3056. LI X, ZHANG W J, WU L, et al. Advance in indicator screening and methodologies of soil quality evaluation[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2021, 54(14): 3043-3056.
- [17] 赵彦坤, 张文胜, 王幼宁, 等. 高pH对植物生长发育的影响及其分

- 子生物学研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2008, 16(3): 783-787.
- ZHAO Y K, ZHANG W S, WANG Y N, et al. Research process in physiology and molecular biology of plant responses to high pH[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2008, 16(3): 783-787.
- [18] 韩新生, 马璠, 郭永忠, 等. 土地利用方式对表层土壤水稳性团聚体的影响[J]. 干旱区资源与环境, 2018, 32(2): 114-120. HAN X S, MA F, GUO Y Z, et al. Effects of surface-layer soil water-stable aggregates under land use patterns[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2018, 32(2): 114-120.
- [19] 李新悦, 李冰, 莫太相, 等. 长期秸秆还田对水稻土团聚体及氮磷钾分配的影响[J]. 应用生态学报, 2021, 32(9): 3257-3266. LI X Y, LI B, MO T X, et al. Effects of long-term straw returning on distribution of aggregates and nitrogen, phosphorus, and potassium in paddy[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2021, 32(9): 3257-3266.
- [20] 赵玉明, 高晓飞, 姜洪涛. 我国五种主要土壤水稳性团聚体含量研究[J]. 中国水土保持, 2013, 34(4): 32-35, 69. ZHAO Y M, GAO X F, JIANG H T. Content of five main soil water-stable aggregates in China[J]. *Soil and Water Conservation in China*, 2013, 34(4): 32-35, 69.
- [21] SIX J, BOSSUYT H, DEGRYZE S, et al. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics[J]. *Soil & Tillage Research*, 2004, 79(1): 7-31.
- [22] 汤泽辉, 吕铭, 丁诚, 等. 外源有机碳对滩涂盐碱地土壤团聚体形成的影响[J]. 扬州大学学报(农业与生命科学版), 2021, 42(2): 122-128. TANG Z H, LÜ M, DING C, et al. Effect of exogenous organic carbon on formation of aggregates in saline-alkali mudflat soil[J]. *Journal of Yangzhou University(Agriculture and Life Science Edition)*, 2021, 42(2): 122-128.
- [23] BLAUD A, LERCH T Z, CHEVALLIER T, et al. Dynamics of bacterial communities in relation to soil aggregate formation during the decomposition of ^{13}C -labelled rice straw[J]. *Applied Soil Ecology*, 2012, 53(2): 1-9.
- [24] TISDALL J M, OADES J M. Organic matter and water-stable aggregates in soils[J]. *Journal of Soil Science*, 1982, 33(2): 141-163.
- [25] 王秀娟, 解占军, 董环, 等. 秸秆还田对玉米产量和土壤团聚体组成及有机碳分布的影响[J]. 玉米科学, 2018, 26(1): 108-115. WANG X J, XIE Z J, DONG H, et al. Effects of straw returning on yield and soil aggregates composition and organic carbon distribution[J]. *Journal of Maize Sciences*, 2018, 26(1): 108-115.
- [26] XUE B, HUANG L, HUANG Y A, et al. Straw management influences the stabilization of organic carbon by Fe(oxyhydr)oxides in soil aggregates[J]. *Geoderma*, 2020, 358: 113987.
- [27] 何靖, 黎雅楠, 熊宇斐. 不同土壤改良剂对土壤养分的影响[J]. 北方园艺, 2021, 45(14): 94-99. HE J, LI Y N, XIONG Y F. Effects of different soil amendments on soil nutrients[J]. *Northern Horticulture*, 2021, 45(14): 94-99.
- [28] 章爱群, 贺立源, 赵会娥, 等. 有机酸对土壤无机态磷转化和速效磷的影响[J]. 生态学报, 2009, 29(8): 4061-4069. ZHANG A Q, HE L Y, ZHAO H E, et al. Effect of organic acids on inorganic phosphorus transformation in soil and its readily available phosphate[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(8): 4061-4069.
- [29] 朱梓弘, 朱同彬, 杨霖, 等. 中国土壤碱解氮含量与影响因子的空间关系研究[J]. 生态环境学报, 2019, 28(11): 2199-2207. ZHU Z H, ZHU T B, YANG L, et al. The spatial relationship between soil alkali-nitrogen content and environmental factors in China[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2019, 28(11): 2199-2207.
- [30] 王景, 陈曦, 魏俊岭. 水稻秸秆和玉米秸秆在好气和厌氧条件下的腐解规律[J]. 农业资源与环境学报, 2017, 34(1): 59-65. WANG J, CHEN X, WEI J L. Decomposition of rice straw and corn straw under aerobic conditions[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2017, 34(1): 59-65.
- [31] 李彦需, 邵明安, 王娇. 蚯蚓粪施用量对黄土区典型土壤团聚体及其有机碳分布的影响[J]. 农业工程学报, 2021, 37(3): 90-98. LI Y P, SHAO M A, WANG J. Effects of earthworm cast application rate on soil aggregates and aggregate-associated organic carbon distribution in typical soils from the loess areas[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2021, 37(3): 90-98.
- [32] 王鹤亭. 土壤重金属污染现状与修复技术应用[J]. 南方农机, 2021, 52(13): 64-66. Current status of heavy metal pollution in soil and application of remediation technology[J]. *China Southern Agricultural Machinery*, 2021, 52(13): 64-66.
- [33] 王淑民, 陈能海, 刘向国, 等. 粉煤灰钝化污泥对园林黄壤改良的效果[J]. 福建农业学报, 2018, 33(10): 1097-1103. WANG S M, CHEN N H, LIU X G, et al. Utilization of municipal sludge passivated by coal ash on yellow garden soil[J]. *Fujian Journal of Agricultural Sciences*, 2018, 33(10): 1097-1103.
- [34] 孙蓓媛, 朱书慧, 李银生, 等. 上海城镇污水厂污泥中Zn的形态及其发酵转化与淋溶风险[J]. 上海交通大学学报(农业科学版), 2014, 32(1): 59-66. SUN B Y, ZHU S H, LI Y S, et al. Speciation analysis, transformation during fermentation and leaching risk of zinc in the sludge from the municipal wastewater treatment plant in Shanghai[J]. *Journal of Shanghai Jiaotong University(Agricultural Science)*, 2014, 32(1): 59-66.