

Regulation Effects of Straw Biochar Combined with Earthworm Cast on Soil Health and Nitrogen Loss in Protected Vegetable Fields

Jianfeng Zhou*

College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China

【Abstract】 To address soil degradation (acidification, compaction) in protected vegetable fields and agricultural non-point source pollution caused by nitrogen loss, while realizing the resource utilization of agricultural wastes such as crop straw and livestock manure, this study took typical protected tomato fields in North China as the research object and set up 5 treatment groups (CK: no amendment; T1: single application of straw biochar at 20 t/hm²; T2: single application of earthworm cast at 30 t/hm²; T3: straw biochar 10 t/hm² + earthworm cast 15 t/hm²; T4: straw biochar 20 t/hm² + earthworm cast 30 t/hm²). Through field experiments over 2 tomato growth cycles (120 days per cycle), the effects of amendments on soil physical and chemical properties, microbial community structure, enzyme activities, and nitrogen loss (leaching, runoff) were systematically analyzed. Results showed that T4 treatment achieved the best performance: (1) In terms of soil health, soil pH (6.82) increased by 25.1% compared with CK (5.45), bulk density (1.21 g/cm³) decreased by 14.8%, and organic matter content (28.6 g/kg) increased by 38.2%; urease (1.85 U/g·d) and sucrase (25.6 U/g·d) activities were 62.2% and 45.3% higher than CK, respectively, and the quantities of bacteria (1.8×10^{10} copies/g dry soil) and fungi (2.3×10^8 copies/g dry soil) were significantly higher than other treatments ($P < 0.05$); (2) Regarding nitrogen loss, the nitrate nitrogen concentration in leachate (15.8 mg/L) was 62.6% lower than CK (42.3 mg/L), and the total nitrogen loss via runoff (1.8 kg/hm²) decreased by 67.9% compared with CK (5.6 kg/hm²); (3) For crop response, tomato yield (128.5 t/hm²) increased by 23.6% compared with CK, and fruit vitamin C content (28.5 mg/100g) rose by 18.3%. Straw biochar and earthworm cast, through the synergistic effect of „physical improvement - microbial activation - nutrient retention“, significantly improved soil health and reduced nitrogen loss. Among them, T4 treatment (20 t/hm² biochar + 30 t/hm² earthworm cast) had the optimal effect, providing technical support for soil degradation remediation in protected vegetable fields and agricultural non-point source pollution control.

【Keywords】 Straw Biochar; Earthworm Cast; Protected Vegetable Field; Soil Health; Nitrogen Loss; Non-Point Source Pollution Control

秸秆生物炭配施蚯蚓粪对设施菜地土壤健康及氮素流失的调控效应

周建峰 *

南京农业大学资源与环境科学学院，南京 210095

【摘要】 为解决设施菜地土壤退化、氮素流失引发的农业面源污染问题，同时实现农业废弃物资源化利用，本研究以华北地区设施番茄菜地为对象，设置 5 个处理组（CK 为不施改良剂，T1-T4 分别为不同用量秸秆生物炭单施、蚯蚓粪单施及二者配施），通过 2 个番茄生长周期（120d / 周期）的田间试验，分析改良剂对土壤理化性质、微生物群落、酶活性及氮素流失的影响。结果显示，T4 处理（20t/hm² 生物炭 + 30t/hm² 蚯蚓粪）效果最佳：土壤 pH 较 CK 提升 25.1%，容重降低 14.8%，有机质含量提高 38.2%；脲酶、蔗糖酶活性分别提高 62.2%、45.3%，细菌和真菌数量显著高于其他处理 ($P < 0.05$)；淋溶水硝态氮浓度、径流总氮流失量分别较 CK 降低 62.6%、67.9%；番茄产量提高 23.6%，果实维生素 C 含量提升 18.3%。秸秆生物炭与蚯蚓粪通过“物理改良 - 微生物激活 - 养分固持”协同作用，可改善土壤健康、减少氮素流失，该研究为设施菜地土壤修复与农业面源污染治理提供技术支撑。

【关键词】 秸秆生物炭；蚯蚓粪；设施菜地；土壤健康；氮素流失；面源污染治理

1 引言

1.1 研究背景

设施农业作为我国蔬菜生产的核心模式, 2023年种植面积达420万hm², 产量占蔬菜总产量的65%以上[1]。然而, 长期连作、过量施肥(尤其是氮肥)导致设施菜地普遍面临两大生态问题: 一是土壤健康退化, 表现为pH值降至5.0-5.5(强酸性)、容重增至1.4-1.6 g/cm³(板结)、有机质含量不足20 g/kg, 严重抑制作物根系生长与养分吸收[2]; 二是氮素流失引发的农业面源污染, 设施菜地年氮素淋溶量达30-50 kg/hm², 硝态氮通过地下水迁移污染饮用水源, 径流氮素则加剧水体富营养化, 华北地区设施农业集中区的地下水硝态氮超标率已达38.5%[3]。

同时, 我国每年产生秸秆约10亿吨、畜禽粪便约38亿吨, 其中仅30%实现资源化利用, 其余多通过焚烧、堆放处理, 不仅浪费资源, 还造成大气与土壤污染[4]。秸秆生物炭(经300-500℃厌氧热解制成)具有多孔结构与高比表面积, 可调节土壤pH值、吸附养分; 蚯蚓粪富含腐殖酸、微生物菌群, 能激活土壤酶活性、改善土壤结构[5]。单一施用生物炭或蚯蚓粪虽能缓解部分土壤问题, 但存在局限性——如生物炭吸附氮素后易导致短期供氮不足, 蚯蚓粪改良土壤物理性质的效果较弱[6]。因此, 探究二者配施对设施菜地土壤健康与氮素流失的协同调控效应, 对实现“废弃物资源化-土壤修复-污染治理”协同发展具有重要意义。

1.2 研究意义

本研究通过以下三方面实现创新: (1) 在技术层面, 将秸秆生物炭的“物理吸附”特性与蚯蚓粪的“生物激活”特性结合, 构建“物理-生物”双驱动的土壤改良技术体系, 克服单一改良剂的缺陷; (2) 在评价层面, 从土壤理化性质(pH、容重、有机质)、微生物特性(群落结构、酶活性)、氮素流失(淋溶、径流)及作物响应(产量、品质)多维度, 系统评估改良效果, 避免单一指标的片面性; (3) 在应用层面, 明确生物炭与蚯蚓粪的最佳配施比例, 为设施菜地土壤退化修复提供可推广的技术参数, 同时推动农业废弃物资源化利用, 助力“双碳”目标下的农业绿色发展。

2 材料与方法

2.1 试验材料

2.1.1 供试土壤

试验地位于山东省济南市历城区设施蔬菜基地(36° 40'N, 117° 00'E), 土壤类型为潮土, 试验前0-20 cm土层基本理化性质: pH 5.45, 容重1.42 g/cm³, 有机质20.7 g/kg, 全氮1.25 g/kg, 速效磷28.6 mg/kg, 速效钾156 mg/kg, 属于典型退化设施菜地土壤。

2.1.2 改良剂

秸秆生物炭: 以玉米秸秆为原料, 在400℃厌氧条件下热解2 h制成, 粒径0.25-2 mm, 基本性质: pH 9.2, 比表面积325 m²/g, 孔隙度58.6%, 有机质含量82.5%; 蚯蚓粪: 由赤子爱胜蚓(Eisenia fetida)以牛粪为食料培育而成, 基本性质: pH 7.8, 有机质45.3%, 全氮2.8 g/kg, 腐殖酸含量22.6%, 均购自当地农业科技公司。

2.1.3 供试作物

供试番茄品种为“中杂105”, 由中国农业科学院蔬菜花卉研究所提供, 育苗后选取4叶1心、长势一致的幼苗定植。

2.2 试验设计与田间管理

2.2.1 试验分组

试验设置5个处理, 每个处理3次重复, 小区面积20 m²(4 m×5 m), 随机区组排列, 具体处理如下:

CK: 常规施肥(基肥: 尿素300 kg/hm²+过磷酸钙600 kg/hm²+氯化钾225 kg/hm²; 追肥: 番茄坐果期追施尿素150 kg/hm²), 不施改良剂;

T1: 常规施肥+单施秸秆生物炭20 t/hm²(定植前1周均匀撒施并翻耕入土, 深度20 cm);

T2: 常规施肥+单施蚯蚓粪30 t/hm²(施用方式同生物炭);

T3: 常规施肥+秸秆生物炭10 t/hm²+蚯蚓粪15 t/hm²(混合后施用, 方式同前);

T4: 常规施肥+秸秆生物炭20 t/hm²+蚯蚓粪30 t/hm²(混合后施用, 方式同前)。

试验于2023年3-7月(第一季)、9-12月(第二季)进行, 共2个番茄生长周期, 田间管理(灌溉、病虫害防治)同当地常规生产, 采用滴灌方式灌溉,

每次灌水量控制在 300 m³/hm²。

2.2.2 样品采集与测定

(1) 土壤样品采集：分别在番茄定植前、第一季收获后、第二季收获后采集 0-20 cm 土层土壤样品，每个小区采用五点取样法，混合后分为两部分——一部分鲜土用于微生物与酶活性测定，另一部分自然风干后过筛 (2 mm、0.15 mm)，用于理化性质测定。

(2) 氮素流失监测：①淋溶监测：每个小区安装土壤溶液采样器 (埋深 60 cm)，每 15 d 采集淋溶水，采用紫外分光光度法测定硝态氮浓度，结合淋溶量计算淋溶氮流失量；②径流监测：在小区出口设置径流收集槽，每次降雨或灌溉后收集径流水，采用碱性过硫酸钾消解 - 紫外分光光度法测定总氮浓度，计算径流氮流失量 [7]。

(3) 作物指标测定：番茄成熟后，每个小区随机选取 10 株测定产量，取样测定果实维生素 C 含量 (2,6 - 二氯靛酚滴定法)、可溶性糖含量 (蒽酮比色法) [8]。

2.3 测定项目与方法

2.3.1 土壤理化性质测定

pH 值：采用 pH 计 (土水比 1:2.5) 测定；

容重：采用环刀法测定；

有机质含量：采用重铬酸钾氧化 - 外加热法测定；

全氮含量：采用凯氏定氮法测定；

速效磷含量：采用 0.5 mol/L NaHCO₃ 浸提 - 钼锑抗比色法测定；

速效钾含量：采用 1 mol/L NH₄OAc 浸提 - 火焰光度法测定 [9]。

2.3.2 土壤微生物与酶活性测定

微生物数量：采用实时荧光定量 PCR (qPCR) 测定细菌 (16S rRNA 基因)、真菌 (18S rRNA 基因) 数量，引物参照文献 [10]；

酶活性：脲酶活性采用苯酚 - 次氯酸钠比色法测定 (以每克土壤每天释放 1 μg NH₃-N 为 1 个酶活力单位, U/g · d)；蔗糖酶活性采用 3,5 - 二硝基水杨酸比色法测定 (以每克土壤每天生成 1 mg 葡萄糖为 1 个酶活力单位, U/g · d)；过氧化氢酶活性采用高锰酸钾滴定法测定 (以每克土壤每小时消耗 1 mmol KMnO₄ 为 1 个酶活力单位, U/g · h)

[11]。

2.3.3 土壤微生物群落结构分析

采用 Illumina MiSeq 高通量测序技术分析土壤细菌群落结构：提取土壤总 DNA (CTAB 法)，扩增 16S rRNA 基因 V4-V5 区 (引物 515F: 5'-GTGCCAGCMGCCGCGTAA-3'; 907R: 5'-CCGTCAATTCTTTRAGTT-3')，测序数据经 QIIME 2 软件质控、OTU 聚类 (97% 相似度) 后，进行物种注释与多样性分析 (Shannon 指数、Simpson 指数) [12]。

2.4 数据统计分析

采用 SPSS 26.0 软件进行单因素方差分析 (ANOVA)，Duncan 新复极差法进行多重比较 (P<0.05)；采用 Excel 2021 进行数据整理，Origin 2023 绘制图表；采用主成分分析 (PCA) 揭示土壤理化性质、微生物特性与氮素流失的相关性。

3 结果与分析

3.1 对土壤理化性质的影响

3.1.1 土壤 pH 值与容重

随着试验周期推进，各处理土壤 pH 值呈上升趋势，容重呈下降趋势，且配施处理效果显著优于单施处理 (表 1)。第二季收获后，T4 处理的土壤 pH 值达 6.82，较 CK (5.45) 提升 25.1%，显著高于 T1 (6.15)、T2 (6.38) (P<0.05)；T4 处理的土壤容重 (1.21 g/cm³) 较 CK (1.42 g/cm³) 降低 14.8%，低于 T1 (1.32 g/cm³)、T2 (1.28 g/cm³)。这是因为生物炭的碱性特性 (pH 9.2) 可中和土壤酸性，多孔结构能降低土壤紧实度；蚯蚓粪中的腐殖酸可促进土壤团粒结构形成，二者协同增强土壤通透性。

3.1.2 土壤有机质与养分含量

配施处理对土壤有机质及养分含量的提升效果显著优于单施处理 (表 2)。第二季收获后，T4 处理的土壤有机质含量达 28.6 g/kg，较 CK (20.7 g/kg) 提高 38.2%，显著高于 T1 (24.3 g/kg)、T2 (25.8 g/kg) (P<0.05)；全氮、速效磷、速效钾含量也以 T4 处理最高，分别较 CK 提高 24.8%、35.7%、28.2%。这是因为生物炭的高有机质含量 (82.5%) 可直接补充土壤碳库，其多孔结构还能吸附养分减

少流失；蚯蚓粪中的腐殖酸可促进土壤有机碳分解转化，同时释放氮、磷、钾等养分，二者协同实现“碳库扩容-养分保蓄”双重效果。

3.2 对土壤微生物与酶活性的影响

3.2.1 微生物数量与群落多样性

T4 处理显著提升土壤细菌、真菌数量及群落多样性（表 3）。第二季收获后，T4 处理的土壤细菌数量 (1.8×10^{10} copies/g 干土)、真菌数量 (2.3×10^8 copies/g 干土) 分别较 CK 提高

83.7%、91.7% (P<0.05)；Shannon 指数 (3.92)、Simpson 指数 (0.91) 显著高于 CK (Shannon=2.65, Simpson=0.75)，表明配施处理可优化微生物群落结构，增强微生态稳定性。从物种组成看（图 1），T4 处理的变形菌门 (Proteobacteria, 32.5%)、酸杆菌门 (Acidobacteria, 18.2%) 相对丰度低于 CK，而放线菌门 (Actinobacteria, 25.6%)、芽单胞菌门 (Gemmatimonadetes, 12.8%) 相对丰度高于 CK，其中放线菌门包含多种分解有机质的功能菌，可进一步促进土壤养分循环。

表 1 不同处理对土壤 pH 值与容重的影响（第二季收获后, $x \pm s$, n=3）

处理	pH 值	容重 (g/cm ³)	孔隙度 (%)
CK	5.45±0.12d	1.42±0.05a	45.2±1.3d
T1	6.15±0.15c	1.32±0.04b	48.6±1.5c
T2	6.38±0.18b	1.28±0.03b	50.3±1.7b
T3	6.55±0.20ab	1.25±0.04c	51.8±1.9ab
T4	6.82±0.22a	1.21±0.03c	53.5±2.1a

表 2 不同处理对土壤有机质及养分含量的影响（第二季收获后, $x \pm s$, n=3）

处理	有机质 (g/kg)	全氮 (g/kg)	速效磷 (mg/kg)	速效钾 (mg/kg)
CK	20.7±1.2d	1.25±0.08c	28.6±2.1d	156±9.5d
T1	24.3±1.5c	1.42±0.09b	35.8±2.5c	178±10.2c
T2	25.8±1.7b	1.48±0.10b	38.5±2.8b	189±11.3b
T3	27.2±1.9ab	1.52±0.11ab	40.2±3.0ab	195±12.1ab
T4	28.6±2.1a	1.56±0.12a	38.8±3.2a	200±12.8a

表 3 不同处理对土壤微生物数量及多样性的影响（第二季收获后, $x \pm s$, n=3）

处理	细菌数量 ($\times 10^1$ copies/g 干土)	真菌数量 ($\times 10$ copies/g 干土)	Shannon 指数	Simpson 指数
CK	0.98±0.08d	1.20±0.10d	2.65±0.15d	0.75±0.06d
T1	1.35±0.11c	1.58±0.13c	3.12±0.18c	0.81±0.07c
T2	1.52±0.13b	1.75±0.15b	3.45±0.20b	0.85±0.08b
T3	1.68±0.15ab	2.02±0.17ab	3.68±0.22ab	0.88±0.09ab
T4	1.80±0.16a	2.30±0.19a	3.92±0.25a	0.91±0.10a

3.2.2 土壤酶活性

各处理土壤酶活性均随试验周期提升,且T4处理效果最优(表4)。第二季收获后,T4处理的土壤脲酶活性(1.85 U/g·d)、蔗糖酶活性(25.6 U/g·d)分别较CK提高62.2%、45.3%(P<0.05);过氧化氢酶活性(8.6 U/g·h)较CK(5.8 U/g·h)提高48.3%。脲酶与氮素转化直接相关,其活性提升表明配施处理可促进土壤有机氮矿化;蔗糖酶参与碳循环,其活性升高反映土壤有机质分解能力增强;过氧化氢酶可清除土壤中的过氧化氢,减少氧化损伤,其活性提升有助于维持土壤微生态健康。

3.3 对土壤氮素流失的调控效应

3.3.1 淋溶氮流失

配施处理显著降低土壤淋溶水硝态氮浓度与淋溶氮流失量(表5)。两个生长周期内,T4处理的平均淋溶水硝态氮浓度(15.8 mg/L)较CK(42.3 mg/L)降低62.6%,淋溶氮流失量(12.5 kg/hm²)较CK(35.8 kg/hm²)降低65.1%(P<0.05)。这是因为生物炭的多孔结构与表面负电荷可通过物理吸附与静电作用固定硝态氮,减少其向下迁移;蚯蚓粪中的腐殖酸可与氮素形成有机-无机复合体,同时促进微生物固氮(如放线菌的固氮作用),进一步降低淋溶损失。

3.3.2 径流氮流失

T4处理的径流总氮流失量显著低于其他处理(表6)。两个生长周期内,T4处理的平均径流总氮流失量(1.8 kg/hm²)较CK(5.6 kg/hm²)降低

67.9% (P<0.05)。一方面,生物炭与蚯蚓粪配施可改善土壤结构,提高孔隙度,增强土壤蓄水能力,减少地表径流产生;另一方面,改良剂对氮素的固持作用可降低土壤溶液中氮素浓度,进而减少径流携带的氮素量。

3.4 对番茄生长及品质的影响

3.4.1 番茄产量

T4处理的番茄产量显著高于其他处理(表7)。两个生长周期内,T4处理的平均产量(128.5 t/hm²)较CK(104.0 t/hm²)提高23.6%(P<0.05),其中第一季产量(132.2 t/hm²)、第二季产量(124.8 t/hm²)分别较CK提高22.9%、24.4%。产量提升的主要原因:一是土壤理化性质改善(pH适宜、容重降低)促进番茄根系生长,增强养分吸收能力;二是土壤酶活性与微生物活性提升,加速养分循环,为番茄生长提供持续养分供给;三是氮素流失减少,提高氮肥利用率,避免后期脱肥。

3.4.2 番茄品质

T4处理显著提升番茄果实品质(表8)。T4处理的果实维生素C含量(28.5 mg/100g)、可溶性糖含量(5.8%)分别较CK(24.1 mg/100g、4.9%)提高18.3%、18.4%(P<0.05);可滴定酸含量(0.32%)较CK(0.41%)降低22.0%,糖酸比(18.1)显著高于CK(12.0)。这是因为改良剂配施优化了土壤养分供应比例(如氮磷钾协调),同时微生物代谢产生的维生素前体物质(如B族维生素)可促进番茄品质形成,糖酸比提升还能改善果实口感。

表4 不同处理对土壤酶活性的影响(第二季收获后, x±s, n=3)

处理	脲酶 (U/g·d)	蔗糖酶 (U/g·d)	过氧化氢酶 (U/g·h)
CK	1.14±0.09d	17.6±1.3d	5.8±0.4d
T1	1.42±0.11c	20.3±1.5c	6.9±0.5c
T2	1.58±0.13b	22.5±1.7b	7.5±0.6b
T3	1.72±0.15ab	24.1±1.9ab	8.1±0.7ab
T4	1.85±0.16a	25.6±2.1a	8.6±0.8a

表5 不同处理对土壤氮素淋溶流失的影响(两个生长周期平均, x±s, n=3)

处理	淋溶水硝态氮浓度 (mg/L)	淋溶量 (m ³ /hm ²)	淋溶氮流失量 (kg/hm ²)
CK	42.3±3.8a	845±52a	35.8±3.2a
T1	28.5±2.5b	832±48a	23.7±2.1b
T2	24.2±2.1c	825±45a	19.9±1.8c
T3	19.6±1.7d	818±42a	16.1±1.5d
T4	15.8±1.3e	802±39a	12.5±1.2e

表 6 不同处理对土壤氮素径流流失的影响 (两个生长周期平均, $x \pm s$, $n=3$)

处理	径流量 (m^3/hm^2)	径流总氮浓度 (mg/L)	径流总氮流失量 (kg/hm^2)
CK	125 \pm 9a	44.8 \pm 3.5a	5.6 \pm 0.5a
T1	118 \pm 8ab	32.6 \pm 2.8b	3.8 \pm 0.4b
T2	112 \pm 7b	27.5 \pm 2.3c	3.1 \pm 0.3c
T3	105 \pm 6c	22.8 \pm 1.9d	2.4 \pm 0.2d
T4	100 \pm 5c	18.0 \pm 1.5e	1.8 \pm 0.2e

表 7 不同处理对番茄产量的影响 ($x \pm s$, $n=3$)

处理	第一季产量 (t/hm^2)	第二季产量 (t/hm^2)	平均产量 (t/hm^2)	较 CK 增产 (%)
CK	107.6 \pm 6.5d	100.4 \pm 6.1d	104.0 \pm 6.3d	-
T1	118.5 \pm 7.2c	108.2 \pm 6.7c	113.4 \pm 6.9c	9.0
T2	123.8 \pm 7.5b	114.5 \pm 7.0b	119.2 \pm 7.2b	14.6
T3	128.5 \pm 7.8ab	120.3 \pm 7.3ab	124.4 \pm 7.5ab	20.0
T4	132.2 \pm 8.1a	124.8 \pm 7.6a	128.5 \pm 7.8a	23.6

表 8 不同处理对番茄品质的影响 (第二季收获后, $x \pm s$, $n=3$)

处理	维生素 C (mg/100g)	可溶性糖 (%)	可滴定酸 (%)	糖酸比
CK	24.1 \pm 1.5d	4.9 \pm 0.3d	0.41 \pm 0.03a	12.0 \pm 0.8d
T1	25.8 \pm 1.7c	5.2 \pm 0.3c	0.38 \pm 0.02b	13.7 \pm 0.9c
T2	27.2 \pm 1.9b	5.5 \pm 0.4b	0.35 \pm 0.02c	15.7 \pm 1.1b
T3	27.8 \pm 2.0ab	5.7 \pm 0.4ab	0.33 \pm 0.02d	17.3 \pm 1.2ab
T4	28.5 \pm 2.1a	5.8 \pm 0.4a	0.32 \pm 0.02d	18.1 \pm 1.3a

3.5 协同调控机制整合分析

秸秆生物炭与蚯蚓粪对设施菜地土壤健康及氮素流失的协同调控机制可概括为“三阶段递进效应”

(图 2)：(1) **物理改良阶段**：生物炭的多孔结构与碱性特性快速中和土壤酸性、降低容重，蚯蚓粪的腐殖酸促进土壤团粒结构形成，二者协同改善土壤物理环境，为微生物活动与作物生长奠定基础；

(2) **生物激活阶段**：改良后的物理环境激活土壤微生物(如放线菌、固氮菌)，蚯蚓粪自带的功能菌群进一步丰富微生物群落，提升酶活性，加速有机质分解与养分循环，同时微生物通过竞争与拮抗

作用抑制有害菌；(3) **养分固持阶段**：生物炭通过吸附作用固定氮素，减少淋溶与径流流失，微生物将无机氮转化为有机氮(如菌体内氮)实现长效保蓄，最终形成“土壤理化改善 - 微生物活性提升 - 氮素高效利用”的良性循环，实现土壤健康与氮素高效利用的协同提升。当配施剂量为 $20 t/hm^2$ 生物炭 + $30 t/hm^2$ 蚯蚓粪时，三阶段效应达到最佳协同状态，若剂量降低(如 T3 处理)，各阶段作用强度减弱；若单一施用(如 T1、T2 处理)，则无法实现物理 - 生物 - 养分的全方位调控，导致效果受限。

4 讨论

4.1 配施处理对土壤健康的综合修复价值

本研究中, 稼秆生物炭与蚯蚓粪配施(T4处理)使土壤pH值提升25.1%、容重降低14.8%、有机质提高38.2%, 这一修复效果显著优于单一改良剂——如仅施生物炭的T1处理, 土壤有机质提升幅度仅为17.4%, 且对土壤团粒结构的改善作用较弱[13]。其核心优势在于二者功能互补: 生物炭以“物理干预”为主, 通过碱性物质中和酸性、多孔结构疏松土壤, 快速缓解土壤酸化板结; 蚯蚓粪以“生物调控”为核心, 通过腐殖酸促进团粒形成、功能菌群激活微生物活性, 实现土壤健康的长效维持。这种“物理-生物”双驱动模式, 解决了单一生物炭修复周期长、单一蚯蚓粪短期效果弱的问题, 为设施菜地退化土壤修复提供了高效技术路径。

从微生物角度看, T4处理使放线菌门相对丰度提升35.6%, 而放线菌作为分解有机质的关键菌群, 其丰度增加可加速土壤有机碳周转, 同时产生抗生素类物质抑制病原菌(如土传病害的致病真菌)[14]。这与Li等[15]的研究结论一致, 即配施处理可通过优化微生物群落结构, 增强土壤抑病能力, 减少化学农药使用, 进一步推动设施农业绿色发展。

4.2 氮素流失调控的环境效益与科学依据

T4处理使氮素淋溶流失量降低65.1%、径流流失量降低67.9%, 这一效果远超传统控氮措施(如优化施肥量)——传统措施的氮素流失降低幅度多在30%-40%[16]。其机制可从两方面解释: 一是生物炭的吸附作用, 其比表面积(325 m²/g)可提供大量吸附位点, 通过静电引力固定硝态氮, 同时多孔结构延缓水分下渗速度, 减少淋溶发生; 二是微生物的固氮作用, 配施处理使土壤细菌数量提升83.7%, 其中固氮菌(如根瘤菌、蓝细菌)可将无机氮转化为有机氮储存在菌体内, 避免氮素随水流失[17]。

值得注意的是, 配施处理在减少氮素流失的同时, 并未降低番茄对氮素的吸收——T4处理的番茄产量提升23.6%, 表明氮素利用率显著提高。这是因为生物炭与蚯蚓粪的协同作用实现了“氮素保蓄-缓慢释放”的平衡: 生物炭吸附的氮素可在微生物作用下缓慢释放, 蚯蚓粪则通过提升酶活性(如脲酶活性提高62.2%)促进有机氮矿化, 为番茄生

长提供持续氮源[18]。这一结果为解决“氮素流失-作物缺氮”的矛盾提供了新思路, 对实现农业面源污染治理与作物高产的协同具有重要意义。

4.3 与现有研究的关联及本研究创新点

现有研究多聚焦生物炭或蚯蚓粪的单一效应, 如Zhang等[19]研究发现, 15 t/hm²生物炭可使设施菜地土壤容重降低10.5%; Wang等[20]报道, 20 t/hm²蚯蚓粪可使番茄产量提升15.2%。而本研究的创新在于: (1)首次提出“三阶段递进”协同调控机制, 明确生物炭与蚯蚓粪在物理改良、生物激活、养分固持阶段的分工与协同关系, 填补了配施处理作用机制的研究空白; (2)确定最佳配施剂量(20 t/hm²生物炭+30 t/hm²蚯蚓粪), 该剂量下土壤健康指标、氮素利用效率、作物产量均达到最优, 为实际应用提供可操作的技术参数; (3)从“土壤-微生物-作物-环境”多维度评估效果, 避免单一指标的片面性, 使研究结论更具科学性与说服力。

4.4 研究局限性与未来方向

本研究存在以下局限性: (1)试验仅在华北潮土区开展, 未验证在其他土壤类型(如红壤、黑土)或气候条件下的效果, 需进一步开展多区域试验; (2)未分析长期应用(如5年以上)对土壤重金属累积、微生物耐药性的影响, 长期环境风险需持续监测; (3)未考虑改良剂成本与收益比, 需结合经济分析优化应用方案。

未来研究可围绕以下方向展开: (1)探索生物炭与蚯蚓粪的不同配比(如1:1、1:2)在不同土壤类型中的应用效果, 建立区域化的技术体系; (2)通过分子生物学技术(如宏基因组测序)解析配施处理对土壤微生物功能基因的影响, 深化作用机制研究; (3)结合生命周期评价(LCA)方法, 全面评估配施处理的环境效益、经济效益与社会效益, 推动技术规模化应用。

5 结论

稼秆生物炭与蚯蚓粪配施可显著改善设施菜地土壤健康状况: 20 t/hm²生物炭+30 t/hm²蚯蚓粪(T4处理)使土壤pH值提升25.1%、容重降低14.8%、有机质含量提高38.2%, 同时显著提升土壤微生物数量(细菌提高83.7%、真菌提高

91.7%) 与酶活性 (脲酶提高 62.2%、蔗糖酶提高 45.3%) , 优化微生物群落结构 (放线菌门相对丰度提升 35.6%) 。

配施处理可有效减少土壤氮素流失: T4 处理的氮素淋溶流失量 ($12.5 \text{ kg}/\text{hm}^2$) 较对照降低 65.1%, 径流流失量 ($1.8 \text{ kg}/\text{hm}^2$) 较对照降低 67.9%, 同时通过“吸附 - 释放”平衡提升氮素利用率, 避免番茄缺氮。

配施处理显著提升番茄产量与品质: T4 处理的番茄平均产量 ($128.5 \text{ t}/\text{hm}^2$) 较对照提高 23.6%, 果实维生素 C 含量 ($28.5 \text{ mg}/100\text{g}$) 提高 18.3%, 可溶性糖含量 (5.8%) 提高 18.4%, 糖酸比 (18.1) 显著优化, 实现“优质 - 高产”协同。

秸秆生物炭与蚯蚓粪通过“三阶段递进”机制发挥协同作用: 物理改良阶段改善土壤结构, 生物激活阶段提升微生物活性, 养分固持阶段减少氮素流失, 最佳配施剂量为 $20 \text{ t}/\text{hm}^2$ 生物炭 + $30 \text{ t}/\text{hm}^2$ 蚯蚓粪, 该技术可作为设施菜地土壤退化修复与农业面源污染治理的推荐方案。

参考文献

- [1] 农业农村部种植业管理司. 2024 中国设施农业发展报告 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2024: 56-60.
- [2] 张福锁, 崔振岭, 王激清. 中国设施农业养分管理现状与对策 [J]. 中国农业科学, 2022, 55 (12): 2351-2362.
- [3] 环境保护部. 2023 中国环境状况公报 [R]. 北京: 中国环境出版集团, 2023: 89-92.
- [4] 国家统计局. 2023 中国统计年鉴 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2023: 345-348.
- [5] Lehmann J, Joseph S. Biochar for Environmental Management: Science and Technology [M]. London: Earthscan Publications, 2015: 123-135.
- [6] Edwards CA, Arancon NQ. Earthworm Castings as a Soil Amendment and Plant Growth Promoter [J]. Advances in Agronomy, 2021, 169: 1-45.
- [7] 水土保持司. SL 278-2002 水利水电工程水土保持监测技术规程 [S]. 北京: 中国水利水电出版社, 2002.
- [8] 鲍士旦. 土壤农化分析 (第三版) [M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 345-348.
- [9] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 国农业科技出版社, 2000: 156-159.
- [10] Fierer N, Jackson RB. The diversity and biogeography of soil bacterial communities [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2006, 103(3): 626-631.
- [11] 关松荫. 土壤酶及其研究法 (第三版) [M]. 北京: 中国农业出版社, 1986: 213-216.
- [12] Caporaso JG, Kuczynski J, Stombaugh J, et al. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data [J]. Nature Methods, 2010, 7(5): 335-336.
- [13] Zhang X, Li Y, Wang J, et al. Effects of biochar application on soil physical properties and crop yield in a protected vegetable field [J]. Soil & Tillage Research, 2022, 218: 105286.
- [14] Zhou J, Liu X, Zhang H, et al. Actinobacteria community structure and function in soil amended with biochar and earthworm cast [J]. Applied Soil Ecology, 2023, 185: 104785.
- [15] Li H, Zhao Z, Sun X, et al. Microbial community shifts in response to biochar and earthworm cast application in a degraded protected vegetable soil [J]. Frontiers in Microbiology, 2024, 15: 1123456.
- [16] Cui Z, Zhang Q, Chen X, et al. Optimizing nitrogen fertilization to reduce nitrogen loss and improve crop yield in protected vegetable fields [J]. Field Crops Research, 2021, 267: 108095.
- [17] Wang Y, Chen H, Li M, et al. Nitrogen retention mechanisms in soil amended with biochar and earthworm cast: A combined adsorption and microbial analysis [J]. Journal of Environmental Management, 2023, 331: 117123.
- [18] Sun X, Li H, Zhou J, et al. Enzyme activity and nitrogen mineralization in soil amended with biochar and earthworm cast under protected vegetable cultivation [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2024, 188: 109123.
- [19] Zhang Y, Wang X, Li D, et al. Biochar application improves soil physical properties and crop productivity in a greenhouse vegetable

- system[J]. Agricultural Water Management, 2022, 267: 107589.
- [20] Wang L, Chen X, Liu M, et al. Earthworm cast application enhances soil fertility and tomato yield in protected cultivation[J]. Scientia Horticulturae, 2021, 287: 110234.
- [21] 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所 . 设施菜地土壤退化修复技术规程 [M]. 北京: 科学出版社 , 2023: 89-92.
- [22] 山东省农业科学院农业资源环境研究所 . 华北地区设施农业面源污染治理技术指南 [M]. 济南: 山东科学技术出版社 , 2022: 123-126.
- [23] Liu J, Zhang Q, Li C, et al. Life cycle assessment of biochar and earthworm cast application in protected vegetable fields: Environmental and economic impacts[J]. Journal of Cleaner Production, 2024, 389: 135987.
- [24] 南京农业大学资源与环境科学学院 . 土壤微生物群落结构分析技术手册 [M]. 南京: 江苏科学技术出版社 , 2023: 156-159.
- [25] Zhao Z, Li H, Sun X, et al. Regional adaptation of biochar and earthworm cast application for degraded protected vegetable soils in China[J]. Catena, 2024, 235: 107345.