

王建童, 陈佳艺, 黄葳, 崔胜辉, 高兵. 餐厨垃圾堆肥对亚热带菜田土壤盐分的影响[J]. 土壤学报, 2026,

WANG Jiantong, CHEN Jiayi, MOHAMMAD Jawad Alami, HUANG Wei, CUI Shenghui, GAO Bing. The Effect of Food Waste Composting on Soil Salinity in Subtropical Vegetable Fields[J]. Acta Pedologica Sinica, 2026,

餐厨垃圾堆肥对亚热带菜田土壤盐分的影响*

王建童^{1, 2}, 陈佳艺^{1, 2}, Mohammad Jawad Alami^{2, 3, 4}, 黄葳^{2, 3},
崔胜辉^{2, 3}, 高兵^{2, 3†}

(1. 福建农林大学生命科学学院, 福州 350002; 2. 中国科学院城市环境研究所区域和城市生态安全全国重点实验室, 厦门 361021; 3. 厦门市城市代谢重点实验室, 厦门 361021; 4. 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049)

摘要: 餐厨垃圾堆肥还田对城市食物系统可持续发展具有重要意义。为探究餐厨垃圾不同方式堆肥携带盐分(NaCl)引起土壤盐渍化的风险,在蔬菜地开展了4季田间观测试验,共设五个处理:无氮对照(CK)、传统化肥(CF)、传统鸡粪+化肥(MF)、餐厨垃圾好氧肥+化肥(FWAF)、餐厨垃圾沼渣肥+化肥(FWDF)五个处理,测定了蔬菜产量、0~20 cm 土层土壤电导率(EC)、钠离子(Na⁺)、氯离子(Cl⁻)、土壤钠吸附比(SAR)、植株 Na⁺、Cl⁻吸收量,并核算周年尺度土壤 Na⁺和 Cl⁻的输入-输出平衡。结果表明:(1)在减氮 20%条件下,两种方式餐厨垃圾堆肥相比 CF 和 MF 处理均增加了蔬菜产量,其中 FWDF 处理达显著水平。(2)与 CF 和 MF 处理相比,餐厨垃圾堆肥对土壤 EC 无明显影响,各处理土壤均未达到盐渍化水平。(3)FWAF、FWDF 处理 SAR 较 CF 显著提高,但与 MF 处理无显著差异,所有处理 SAR 均低于风险阈值(小于 13)。(4)0~20 cm 土层,FWAF 的 Na⁺含量较 CF 显著提高 25.5%,但与 MF 处理无显著差异;FWAF 和 FWDF 处理 Cl⁻含量显著高于 CF 处理,但与 MF 处理无显著差异。(5)Na⁺和 Cl⁻平衡表明,研究区域浅层灌溉水是土壤 Na⁺和 Cl⁻主要来源,分别占 Na⁺、Cl⁻年输入量 51%~73%和 63%~85%,远高于餐厨垃圾好氧肥(Na⁺29%、Cl⁻14%)和餐厨厌氧沼渣肥(Na⁺11%、Cl⁻2%)的输入占比。综上,沿海地区,餐厨垃圾好氧堆肥和厌氧沼渣堆肥还田带入的 NaCl 并非土壤盐渍化的主要因素。在东南沿海和华南降雨强淋溶区域,两种餐厨垃圾堆肥的土壤 Na⁺和 Cl⁻残留风险与传统有机肥鸡粪处理相比处于可控水平,该区域是餐厨垃圾堆肥产品还田的优先场所。

关键词: 餐厨垃圾堆肥; 灌溉水; 盐分; 次生盐渍化风险

中图分类号: S156 文献标志码: A

The Effect of Food Waste Composting on Soil Salinity in Subtropical Vegetable Fields

WANG Jiantong^{1, 2}, CHEN Jiayi^{1, 2}, MOHAMMAD Jawad Alami^{2, 3, 4}, HUANG Wei^{2, 3}, CUI Shenghui^{2, 3},

*国家自然科学基金项目(42077013)和国家自然科学基金国际(地区)合作与交流项目(32261143730)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (NSFC) (No. 42077013) and the International (Regional) Cooperation and Exchange Program, NSFC (No. 32261143730)

†通讯作者 Corresponding author, E-mail: binggao@iue.ac.cn

作者简介: 王建童(1998—), 女, 甘肃武威人, 硕士研究生, 主要研究方向: 固废资源化与环境效应。E-mail: jtwang@iue.ac.cn

收稿日期: 2025-12-11; 收到修改稿日期: 2026-05-26; 网络首发日期(www.cnki.net): 2026-05-26

<http://pedologica.issas.ac.cn>

GAO Bing^{2,3†}

(1. College of Life Sciences, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China; 2. State Key Laboratory of Regional and Urban Ecology, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021, China; 3. Xiamen Key Laboratory of Urban Metabolism, Xiamen 361021, China; 4. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: 【Objective】 The composting and return of food waste to the soil are of great significance to the sustainable development of urban food systems. However, it is still unclear how the salt in this composted food remains affects the soil in the long run. Thus, this study aimed to investigate the risk of soil salinization caused by salt (NaCl) carried by food waste composted using different methods. 【Method】 A four-season field observation experiment was conducted in vegetable plots. A total of five treatments were established: nitrogen-free control (CK), conventional chemical fertilizer (CF), conventional chicken manure + chemical fertilizer (MF), food waste aerobic compost + chemical fertilizer (FWAF), food waste digestate + chemical fertilizer (FWDF). Vegetable yield, soil electrical conductivity (EC) at a depth of 0-20 cm, sodium (Na^+) and chloride (Cl^-) concentrations, soil sodium adsorption ratio (SAR), plant uptake of Na^+ and Cl^- , and the annual input-output balance of soil Na^+ and Cl^- were measured. 【Result】 The results showed: (1) Under conditions of 20% nitrogen reduction, both methods of food waste composting increased vegetable yields compared with CF and MF treatments, with the FWDF treatment showing a significant increase. (2) Compared with the CF and MF treatments, food waste composting had no significant effect on soil electrical conductivity (EC), and none of the treated soils reached the level of salinization. (3) The SAR values for the FWAF and FWDF treatments were significantly lower than those for the CF treatment, but there was no significant difference compared with the MF treatment. Also, the SAR values for all treatments were below the risk threshold (<13). (4) In the top 0-20 cm soil layer, the Na^+ content in the FWAF treatment was 25.5% higher than in the CF treatment, but there was no significant difference compared with the MF treatment. However, the Cl^- content in the FWAF and FWDF treatments was significantly higher than in the CF treatment, but there was no significant difference compared with the MF treatment. (5) The Na^+ and Cl^- balance indicated that shallow irrigation water in the study area was the primary source of soil Na^+ and Cl^- , accounting for 51%-73% and 63%-85% of total Na^+ and Cl^- inputs, respectively, which was significantly higher than the contribution from aerobic food waste compost (Na^+ 29%, Cl^- 14%) and anaerobic food waste digestate (Na^+ 11%, Cl^- 2%). 【Conclusion】 In coastal regions, the NaCl introduced into the soil through the application of compost from aerobic kitchen waste and anaerobic digester sludge is not a major factor in soil salinization. In the south-eastern coastal and southern regions of China, where rainfall causes intense leaching, the risk of residual Na^+ and Cl^- in soil resulting from the composting of both types of food waste remains at a manageable level compared to the use of traditional organic fertilizer (chicken manure). These regions are therefore priority areas for the application of food waste compost to farmland.

Key words: Food waste composting; Irrigation water; Salinity; Secondary salinization risk

2023 年我国城市化率达到 67% (中国统计年鉴, 2024)^[1], 厨余垃圾产生量与日俱增。国家发改委数据显示^[2], 全国厨余垃圾产生量从 2013 年的 9 400 万 t 增至 2022 年的 1.34 亿 t, 十年间增幅达 42.69%。传统处理方式 (如焚烧、填埋等) 易产生二噁英和渗滤液, 造成环境二次污染, 且政府对厨余垃圾直接作动物饲料有所限制, 堆肥技术兼具减量减排和养分循环的优势逐渐凸显^[3]。利用餐厨垃圾堆肥修复被城市化阻断的肥料—土壤—食物—废弃物—肥料—土壤的传统养分循环对促进城市食物系统可持续生产和消费具有重要的现实意义^[4]。

2021 年 6 月 1 日农业农村部发布实施的《中华人民共和国农业行业标准-有机肥料》(NY/T 525—2021) 规定, 经分类陈化处理后的餐厨垃圾堆肥在通过水、土、气、生等方面

的综合评估后,可作为有机肥还田施用。餐厨垃圾好氧堆肥和餐厨厌氧沼渣制肥产品的氮磷钾总养分、有机质含量等,与常见的鸡粪、猪粪等畜禽粪便有机肥相当,能够满足上述有机肥料标准的养分含量指标要求^[5]。餐厨垃圾堆肥复配泥炭等不同物料的小白菜栽培试验证明,适量添加 10%餐厨垃圾堆肥的栽培基质能够显著提高基质养分含量,促进小白菜生长并提高品质^[6]。也有研究发现,等氮量条件下,餐厨垃圾好氧堆肥可保障水稻产量,并在提升土壤有机质和速效氮方面优于猪粪有机肥^[7]。在华南地区餐厨垃圾好氧堆肥和餐厨厌氧沼渣氮替代 30%~50%的化肥氮还田应用,相对传统化肥+鸡粪处理,可调节土壤无机氮供应,稳定或增加蔬菜作物产量,提升作物氮肥利用效率^[8-9]。上述研究表明,餐厨垃圾堆肥产品具有做有机肥的良好潜力和还田应用前景。

土壤盐分和碱度是影响土壤健康、制约植物生长的关键环境因子,主要通过干扰植物水分吸收、降低养分有效性及离子毒害而抑制植物生长^[10]。土壤盐度常用电导率(EC)表示,25℃下土壤饱和提取液 $EC > 4\,000\ \mu S \cdot cm^{-1}$,则为盐渍化土壤。一般地,土壤肥力越高,土壤中供植物吸收的离子态养分以及可溶性盐含量越高,土壤导电能力越强。土壤盐基离子主要有钾、钙、钠(Na^+)、镁、氯(Cl^-)、硫酸根、碳酸根和重碳酸根。当钠含量显著高于钙、镁含量时,称为碱土。常用钠吸附比(Sodium adsorption ratio, SAR)衡量^[11]。过高的土壤盐分会促进植物吸收 Na^+ 和 Cl^- ,降低碳(C)同化和水分利用效率,导致植物失水、萎缩和死亡,进而造成作物减产。受我国饮食习惯影响,餐厨垃圾中含一定量的盐分(本研究中指食盐和调味品成分 NaCl),不仅影响堆肥效率与品质,而且也存在其堆肥引发土壤次生盐渍化风险的质疑^[12]。然而,土壤盐分过高与气温升高、淡水短缺、不合理灌溉等自然与人为因素密切相关^[13]。虽有研究报道了餐厨垃圾堆肥中养分、水溶性盐分及 NaCl 含量^[5,14];也有关关注餐厨垃圾堆肥直接或复配不同物料对盆栽种植或还田对作物生长及土壤理化性质的影响^[15],但多为一季作物或一年等较短周期,且未充分关注餐厨垃圾中所含 NaCl 对土壤盐渍化的影响。目前,有关餐厨垃圾好氧堆肥和餐厨厌氧发酵沼渣制肥还田,对土壤盐分含量及其动态变化和植物盐分吸收的中长期影响尚未有报道。

本研究于 2024 年开展为期 4 季蔬菜的种植试验,系统测定了土壤不同盐分动态和作物吸收,核算了周年尺度 4 季蔬菜种植的 Na^+ 和 Cl^- 输入与输出,探明餐厨垃圾不同方式堆肥长期替减化肥还田对亚热带菜田土壤-作物系统盐分水平、 Na^+ 和 Cl^- 动态变化的贡献程度,为促进城市餐厨垃圾堆肥安全、高效利用提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

为探究不同方式餐厨垃圾堆肥对土壤肥力、作物生长及养分利用和土壤盐渍化等方面的综合影响,于 2021 年 4 月在福建省厦门市集美区后溪镇霞店社菜田(24°38'16.93"N, 118°02'01.31"E)开始定位试验。试验地海拔 4 m^[8],地下水位较浅,灌溉水来自井深 4 m 浅层地下水,且毗邻海域。试验区年平均降雨、平均温度、供试土壤类型及试验开始前 0~20 cm 表层土壤基础理化性质见前期研究^[8-9]。本文试验数据来自 2024 年 1 月至 2024 年 12 月间的 4 季蔬菜试验结果。

1.2 试验设计与田间管理

试验共设 5 个处理:空白对照(CK):不施氮肥;传统化肥处理(CF):依据当地常规施肥习惯,采用 100%化肥氮处理;30%鸡粪氮+70%化肥氮处理(MF):在 CF 处理基础上,采用 30%等氮量鸡粪替代化学氮肥;30%餐厨垃圾好氧肥氮+70%化肥氮处理(FWAF):在 CF 处理基础上,采用 30%等氮量餐厨好氧肥替代化学氮肥;30%餐厨垃圾厌氧沼渣肥氮

+70%化肥氮处理(FWDF):在CF处理基础上,采用30%等氮量餐厨厌氧沼渣肥替代化学氮肥。定位试验开始前,为防止浅根系叶菜类蔬菜作物种植期间各小区间根层水肥交互的影响,相邻小区间埋置50 cm宽、0.8 mm厚的塑料桌布(具有隔水防渗功能和耐酸碱腐蚀的加厚型高密度聚乙烯材质)。截至本试验时期防渗设施埋置仅4年,远低于其10年以上的使用寿命。前期研究已证实其能有效阻断硝态氮的横向迁移^[9]。可见,本试验埋置的防渗设施,能够满足阻断蔬菜作物根层水、盐在各处理小区间横向迁移的需求。

小区设置与排列方式、氮、磷、钾肥施用量、肥料种类与来源、有机肥用量和氮肥基追肥比例等信息见前期研究^[8-9]。本试验中,三种有机肥需求量分别为104.1、104.6、57.76 kg·a⁻¹(按平均6季作物算),需求量较少,因此,在年初一次性准备供试有机肥材料,并对其养分、盐分等理化性质进行一次性测定。本试验中灌溉水来自地下水,其理化性质pH7.13±0.86, EC583.4±7.1 μS·cm⁻¹, Na⁺含量58.7±17.4 mg·L⁻¹, Cl⁻含量85.5±33.1 mg·L⁻¹。参照国际权威灌溉水质评价标准——联合国粮农组织(FAO)与美国农业部(USDA)发布的*Water Quality for Agriculture*手册^[16],灌溉水电导率(EC_w)低于700 μS·cm⁻¹时,视为淡水,无限制性,适用于所有作物,无需特殊管理。本试验中灌溉水常温下EC_w值约600 μS·cm⁻¹,未达到微咸水程度,属于对大多数作物生长安全范畴。

表1 供试有机肥理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of the tested organic fertilizers

有机肥 Organic fertilizer	钠离子 Na ⁺ / (g·kg ⁻¹)	氯离子 Cl ⁻ / (g·kg ⁻¹)	电导率 EC/(μS·c m ⁻¹)	pH	水溶性盐分 Water-soluble salt /(g·kg ⁻¹)	全氮 Total nitrogen /(g·kg ⁻¹)	全磷 Total phosphorus /(g·kg ⁻¹)	全钾 Total potassium/ (g·kg ⁻¹)	有机质 Organic matter /(g·kg ⁻¹)	碳氮 比 C/N
鸡粪 ^①	4.87	3.07	5 099	7.86	24.0	46.1	14.9	28.7	550	6.92
餐厨好氧	21.47	11.35	6 604	6.07	32.0	30.6	13.8	7.5	897	17.00
餐厨沼渣	12.07	1.79	7 109	8.64	13.0	45.9	20.7	7.3	548	6.93

① Chicken manure, ② Aerobic food waste compost, ③ Food waste digestate.

试验期间,共种植4茬蔬菜,小白菜(3月14日—4月19日)、空心菜(7月22日—8月14日)、小白菜(9月15日—受暴雨影响未收获)和菠菜(10月15日—11月22日),品种分别是夏秀、福建空心菜、夏秀、寿禾传统大叶菠菜。试验期间各处理的灌溉和农药等农事操作管理等均按照当地农民传统管理方式开展,具体灌溉、施肥等操作日程见表2。试验田安装水表记录每次灌溉用水量,通过蔬菜季加和计算出4季蔬菜灌水量分别为182.9、152.4、129.1、272.4 mm。

表2 关键农事操作日程表

Table 2 Schedule of key agronomic practices

作物季 Cropping season	灌溉日期 Irrigation date	施肥日期 Fertilization date
S1 小白菜季 Pakchoi	3月13日—3月14日; 3月17日—3月30日; 4月15日	2024年3月13日(基肥) 2024年4月6日(追肥)
S2 空心菜季 Swamp cabbage	7月21日—7月24日; 8月4日—8月11日(除 6日和9日外)	2024年7月21日(基肥) 2024年8月8日(追肥)
S3 小白菜季 Pakchoi	9月15日—9月20日	2024年9月15日(基肥) 绝产无追肥

S4 菠菜季	10 月 15 日—11 月 9 日（除 10 月 18 日和 26 日、	2024 年 10 月 15 日（基肥）
Spinach	11 月 3 日和 5 日外）	2024 年 11 月 22 日（追肥）

1.3 样品采集方法

土壤样品：试验期间每 1~2 周在各小区用土钻采集 20 cm 土层土壤，因试验区较小，采样频率较高，为减少取样对田间试验区的影响，每个小区采集 1 钻，装入封口袋密封，待自然风干后测定 EC。在试验前（2024 年 1 月）和四季蔬菜试验后（2024 年 12 月）采集土壤样品，方法同上，待测盐基离子。

有机肥样品：多点采样均匀混合，研磨样品至全部通过 1 mm 尼龙筛，混匀，收集于密封袋中，待分析测定。

灌溉水样品：在作物生长季，定期采集 6 次灌溉水样，装入聚乙烯瓶带回实验室，过滤后于 4 °C 以下冷藏、避光保存，并尽快测定。

产量样品：作物成熟期，每个小区选取避开边缘地区的 1 m×1 m 样方收获植株并称重。

1.4 样品测定方法

土壤容重：在 2024 年初本研究开始前和第 4 季蔬菜收获后，采用环刀法测定 0~20 cm 土层土壤容重，每个小区同一采样点采集 3 次，求平均值代表 0~20 cm 平均土壤容重。

土壤电导率（EC）的测定：将自然风干后的土样磨碎过 2 mm 筛，制备质量比为 1:2.5 水土浸提液混合后振荡 30 min，静置 30 min 后，用电导率仪（FE38 型，梅特勒-托利多仪器（上海）有限公司，上海）测定浸提液的电导率。

pH 测定：肥料 pH 按照 NY/T 525—2021《有机肥料》行业标准：以固液质量比 1:10 浸提后，使用 pH/ORP 控制器（HY-PH1300 型，杭州恒仪仪表科技有限公司，杭州）测定；灌溉水则直接采用该仪器进行测定。

Na⁺和 Cl⁻含量测定：参照文献[17]中的方法测定有机肥中的 Na⁺和 Cl⁻含量。参照文献[18]对植株样品进行前处理，测定 Na⁺和 Cl⁻含量。采用电感耦合等离子体发射光谱 ICP-OES（AVI220，珀金埃尔默有限公司，美国）法测定有机肥和植株中 Na⁺含量，采用离子色谱仪（HIC-ESP，岛津，日本）法测定 Cl⁻含量。依据《水质可溶性阳离子的测定离子色谱法》（HJ 812—2016）^[19]，采用离子色谱仪（Aquion ICS，Thermo Fisher，美国）法测定灌溉水中 Na⁺含量。依据《水质无机阴离子的测定离子色谱法》（HJ 84—2016）^[20]采用离子色谱仪测定灌溉水中 Cl⁻含量。

产量测定：试验期间测产采样方式、单位面积蔬菜鲜重和干物质质量测定见前期研究^[8]。试验期间，第三季（S3）小白菜幼苗期降雨事件致白菜苗损伤严重，且后期连续阴雨天气导致绝产，因此该季未进行测产，本研究总产量统计中未包含 S3 季产量数据。

降水量：来自试验观测点安装的微型自动农业气象观测站（FT-WSYP，山东风途物联网科技有限公司，河北廊坊）。用 ArcGIS10.8 软件提取样点海拔。

1.5 土壤盐基离子及钠吸附比测定

前述土样依据《土壤农化分析》（第 3 版）^[21]中的标准方法进行前处理，Na⁺、Ca²⁺、Mg²⁺离子用 ICP-OES 测定，Cl⁻用离子色谱法测定。

钠吸附比 SAR，是指土壤溶液中 Na⁺和 Ca²⁺、Mg²⁺的相对数量，其计算方法^[11]如下：

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\left\{ \frac{[Mg^{2+}] + [Ca^{2+}]}{2} \right\}^{1/2}} \quad (1)$$

式中，[Na⁺]为溶液中 Na⁺的浓度，mmol·L⁻¹；[Mg²⁺+Ca²⁺]为溶液中 Mg²⁺+Ca²⁺的浓度 mmol·L⁻¹。

1.6 土壤 Na^+ 和 Cl^- 离子表观损失量

$$L_{\text{Na}^+} = (S_{\text{初始}} + F_{\text{Na}} + I_{\text{Na}}) - (U_{\text{Na}} + S_{\text{结束}}) \quad (2)$$

$$L_{\text{Cl}^-} = (S_{\text{初始}} + F_{\text{Cl}} + I_{\text{Cl}}) - (U_{\text{Cl}} + S_{\text{结束}}) \quad (3)$$

式中, L_{Na^+} 、 L_{Cl^-} 为 Na^+ 、 Cl^- 表观损失量; $S_{\text{初始}}$ 和 $S_{\text{结束}}$ 分别为试验前和本试验结束时 0~20 cm 土层 Na^+ 或 Cl^- 含量; F_{Na} 、 F_{Cl} 为有机肥 Na^+ 、 Cl^- 输入量; I_{Na} 、 I_{Cl} 为灌溉水 Na^+ 或 Cl^- 输入量; U_{Na} 、 U_{Cl} 为作物吸收 Na^+ 或 Cl^- 总量 (不包含未测产的 S3 季小白菜季数据); 所有计算项单位均为 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

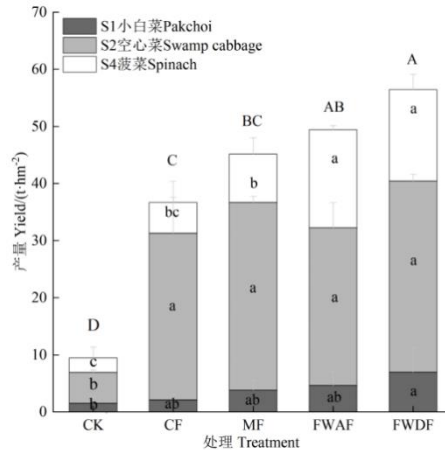
1.7 数据分析

使用 WPS Office 2023 和 Origin Pro 24 进行数据统计和图表绘制。采用 SPSS 22.0 软件进行单因素方差分析 (One-way ANOVA) 中的邓肯多重比较分析不同处理间的差异; 通过配对样本 T 检验分析同一处理组内的差异。当 $P < 0.05$ 和 $P > 0.05$ 时, 结果分别被认为差异显著和不显著。所有数据均以平均值 $\pm$ 标准差表示。

2 结果

2.1 蔬菜产量

图 1 显示了不同处理的单季和试验期间的蔬菜总产量。可以看出, 氮肥施用显著增加了蔬菜产量, 但不同氮肥管理对产量的影响幅度有所不同, 且因蔬菜种类而异。相比于 MF 处理, FWAF 和 FWDF 处理总产量有所提高, 其中, FWDF 处理显著高于 MF 处理, 增加 24.96%。说明餐厨垃圾不同堆肥配施化肥具有稳产或增产的良好作用。



注: CK、CF、MF、FWAF、FWDF 分别表示无氮对照、传统化肥、传统鸡粪+化肥、餐厨好氧堆肥+化肥和餐厨厌氧沼渣+化肥处理, 下同。不同小写字母表示同一作物季不同处理间蔬菜产量差异显著 ($P < 0.05$); 不同大写字母表示不同处理间 S1+S2+S4 季蔬菜总产量差异显著 ($P < 0.05$)。Note: CK, CF, MF, FWAF, FWDF represent no-nitrogen control, conventional chemical fertilizer, conventional chicken manure plus chemical fertilizer, food waste aerobic compost plus chemical fertilizer, and food waste biogas residue compost plus chemical fertilizer, respectively, the same below. Different lowercase letters indicate significant differences in vegetable yield among different treatments within the same cropping season ($P < 0.05$); different uppercase letters indicate significant differences in total vegetable yield across treatments in seasons S1, S2, and S4 ($P < 0.05$).

图 1 不同施肥处理蔬菜产量比较

Fig. 1 Comparison of vegetable yields under different fertilization treatments

2.2 土壤 EC

图 2 显示了本试验期间 4 季蔬菜不同处理的土壤 EC 值及同期降雨和灌溉情况。可以看出, 试验初期施肥后, 由于降雨较少, 盐分累积导致土壤 EC 显著增加, 最大峰值为 CF 处理 $1902\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ($\text{EC} < 2000\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ 为非盐渍土^[21])。随着种植后灌溉和降雨量的增加, 土壤电导率快速下降, 在 5 月中上旬降雨减少, 再次出现一个较小的 EC 峰值。而后至试验结束, 土壤 EC 值基本在 $300\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ 以下。整个试验期间, 不同施肥处理间土壤 EC 无明显差异, 说明两种餐厨垃圾肥料对种植土壤盐分的影响甚微。

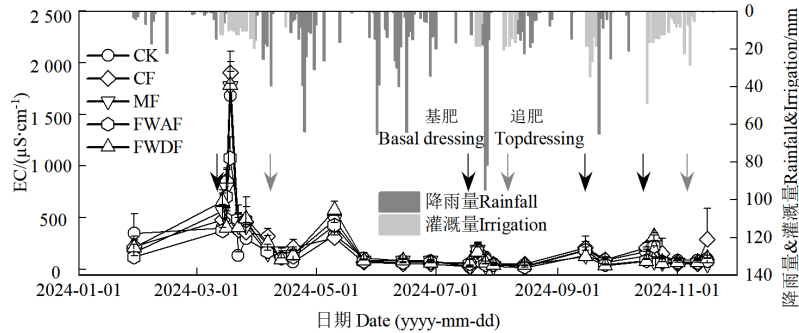
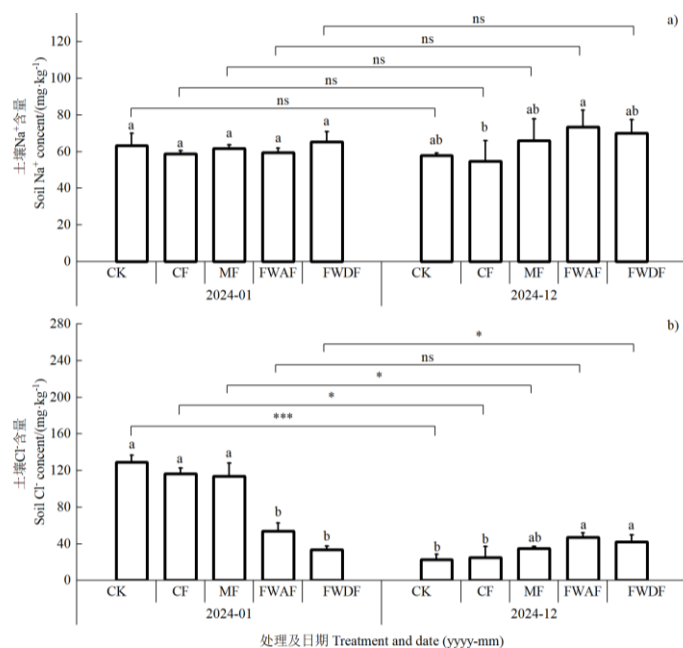


图 2 试验期间降雨和灌溉水量及不同施肥处理 0~20 cm 表层土壤电导率 (EC) 变化
Fig. 2 Rainfall and irrigation amounts during the experiment and changes in soil electrical conductivity (EC) in the 0-20 cm surface soil under different fertilization treatments

2.3 土壤 Na^+ 和 Cl^- 含量

本研究基于始于 2021 年的定位试验, 于第 4 年开展了为期 4 季 (含因暴雨绝收、生物量可忽略的第三季小白菜) 蔬菜种植试验后, 3 种有机肥替减化肥处理因有机肥本身含有 Na^+ , 导致土壤 Na^+ 含量呈小幅增加趋势 (图 3a)。其中 FWAF 处理 Na^+ 含量最高, 达 $73.52\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 显著高于 CF 处理, 增幅为 34.18%, 但与 MF 和 FWDF 处理间无明显差异。此外, 组内分析结果 (图 3a) 表明, 各处理在试验前后的土壤 Na^+ 离子含量的变化均未达到显著性水平 ($P > 0.05$)。

试验结束时土壤 Cl^- 含量在不同处理间表现出明显差异 (图 3b), FWAF 和 FWDF 处理的 Cl^- 含量分别为 47.10 和 $42.16\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 二者显著高于 CK 和 CF 处理, 但与 MF 处理无显著差异。进一步组内分析 (图 3b) 显示, CK、CF、MF 处理试验结束时的 Cl^- 含量, 相比试验开始时显著下降 ($P < 0.05$), 而 FWAF 处理试验开始和结束时的 Cl^- 含量变化不显著 ($P > 0.05$), FWDF 处理的 Cl^- 含量在试验结束时显著高于试验初始值 ($P < 0.05$)。表明餐厨垃圾不同方式堆肥施用对土壤 Na^+ 含量影响较小, 但会导致土壤 Cl^- 含量产生差异。



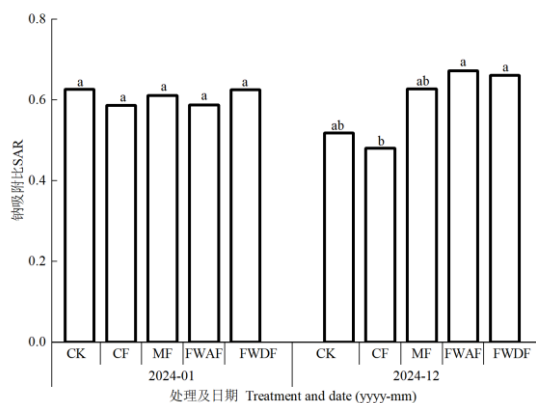
注: 不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$), * $P < 0.05$, *** $P < 0.001$, ns 表示无显著性差异 ($P > 0.05$)。Note: Different lowercase letters indicate significant differences among different treatments ($P < 0.05$), * $P < 0.05$, *** $P < 0.001$, ns indicates no significant difference ($P > 0.05$).

图 3 不同施肥处理 0~20 cm 表层土壤 Na⁺ (a) 和 Cl⁻ (b) 含量比较

Fig. 3 Comparison of Na⁺ (a) and Cl⁻ (b) contents in the 0-20 cm surface soil under different fertilization treatments

2.4 土壤 SAR

通过对比试验前后不同施肥管理措施下 0~20 cm 土壤 SAR 变化 (图 4) 发现, 试验开始时各处理土壤 SAR 约为 0.6, 处理间无显著性差异。试验结束后, MF、FWAF、FWDF 处理 SAR 略有增加, 增幅为 2.78%~14.29%; 而 CK 和 CF 处理则显示大幅度降低, FWAF 和 FWDF 处理相比 CF 处理分别增加了 40.00% 和 37.71%, 达到显著水平。就土壤 SAR 变化而言, 餐厨垃圾不同方式堆肥还田对土壤 SAR 有一定的增加作用, 但远小于文献中报道的产生危害的临界值 (SAR > 13 时, 产生钠害) [11]。



注: 不同小写字母表示同一采样时刻不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)。Note: The different lowercase letters indicate significant differences between different treatments at the same sampling time ($P < 0.05$).

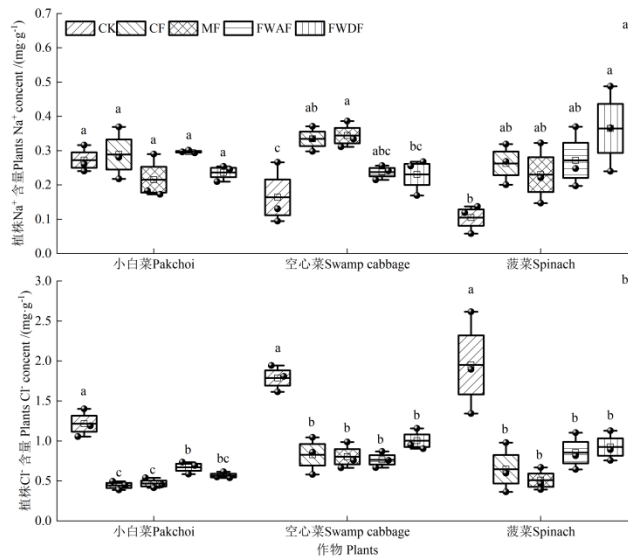
图 4 不同施肥处理 0~20 cm 表层土壤钠吸附比 (SAR) 变化

Fig. 4 Changes in soil sodium adsorption ratio (SAR) in the 0-20 cm surface soil under different fertilization treatments

2.5 植株 Na^+ 和 Cl^- 含量

不同蔬菜种类和施肥管理对植株 Na^+ 和 Cl^- 的吸收有一定的影响 (图 5)。就 Na^+ 含量而言, 整体上不同蔬菜种类 Na^+ 含量在 $0.20 \sim 0.40 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。小白菜季, FWAF 处理 Na^+ 含量略高, 为 $0.297 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 但各处理间无显著差异 ($P > 0.05$) (图 5a)。空心菜季, CK 处理最低 $0.164 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, CF 和 MF 处理最高, 分别为 $0.335 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 、 $0.344 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 相比 FWAF 和 FWDF, CF 处理分别增加 40.82%、44.94%, MF 处理分别增加 44.81%、49.05%, 其中, CF 处理与三个有机肥替代处理间无明显差异, MF 处理显著高于 FWDF 处理 ($P < 0.05$)。菠菜季, 同样 CK 处理最低, 与空心菜季相反, FWAF 和 FWDF 处理略高于 CF 和 MF 处理, 但四个处理间无显著性差异 ($P > 0.05$)。

就 Cl^- 含量而言, 不同蔬菜品种整体上表现出一致的变化趋势, CK 处理小白菜、空心菜和菠菜分别为 1.952、1.216、1.789 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 均显著高于其他四个处理。除小白菜季, FWAF 处理相比 CF 和 MF 处理分别显著增加 51.4%和 43.2%外, 其他作物季, 各施氮肥处理间均未达显著差异水平。综合 Na^+ 和 Cl^- 含量趋势, 不同施氮肥处理间无明显变化规律, 说明经过连续 4 季蔬菜作物的种植, 两种餐厨垃圾堆肥未对植物 Na^+ 和 Cl^- 的吸收产生决定性的影响。



注: 相同小写字母表示同一作物季不同处理间无显著性差异 ($P > 0.05$)。Note: The same lowercase letter indicates no significant difference among different treatments within the same cropping season ($P > 0.05$).

图 5 不同施肥处理下不同作物 Na^+ (a) 和 Cl^- (b) 吸收量变化

Fig. 5 Changes in Na^+ (a) and Cl^- (b) uptake of different crops under various fertilization treatments

2.6 Na^+ 和 Cl^- 平衡及表观损失

Na^+ 平衡分析 (表 3, 图 6) 表明, 灌溉水是系统 Na^+ 输入的最主要来源。在试验期间, 灌溉水输入的 Na^+ 量 ($432.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) 分别为 MF、FWAF 和 FWDF 处理有机肥带入的 Na^+ 量的 8.11 倍、1.73 倍和 5.58 倍。就相对贡献而言 (图 6), 灌溉水输入占各处理 Na^+ 总输入量的 51%~73%。表观损失是 Na^+ 最主要的输出途径, 占总输出量的 73%~77%, 远高于作物吸收 (3%~4%) 和试验结束时土壤残留 (18%~25%) 的贡献。

Cl^- 平衡分析呈现出与 Na^+ 相似模式 (表 4, 图 6)。灌溉水同样是 Cl^- 输入的绝对主导来源, 其输入量 ($630.3 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) 占总输入量的 63%~85%。在 FWDF 处理中, 该比例高达 85%, 该处理有机肥贡献的 Cl^- 输入仅占 2%, 是所有处理中最低的。在输出方面, Cl^- 表观损失比例极高, 占总输出量的 79%~92%, 表明绝大部分 Cl^- 通过淋洗途径移出了 0~20 cm 土

层。就 Na^+ 和 Cl^- 平衡分析结果 (图 6) 而言, 不同处理 3 季作物 Na^+ 和 Cl^- 总吸收量仅占各自输入量的 3%~4% 和 2%~7%, 基于此, S3 季小白菜 Na^+ 和 Cl^- 吸收量的缺失不会改变本研究关于盐分淋洗是主要输出途径的核心结论。

在由灌溉主导输入、淋洗主导输出的系统中, 评估不同施肥处理对盐分表观损失的影响, 需要关注其输入和输出的对应关系, 而非单纯比较损失量的绝对值。这是因为表观损失的计算高度依赖于试验初始的 0~20 cm 土层离子含量, 而各处理初始值存在显著差异。CK、CF、MF 处理的 Cl^- 的初始含量显著高于 FWAF、FWDF 处理, 这直接导致了表观损失绝对值也相应偏高。

尽管如此, 从各处理 Na^+ 和 Cl^- 的输入和输出可以得出一致的结论: 离子平衡与相对贡献分析发现, 灌溉水输入和淋溶损失主导了盐分通量。餐厨垃圾堆肥的施用, 尽管改变了部分盐分的输入强度, 但并未改变根本的水盐运移模式。在灌溉和降雨冲刷的条件下, 堆肥带入的盐分更多地以淋失输出, 而非留在表层土壤。

表 3 不同施肥处理四季蔬菜 Na^+ 的平衡及表观损失量

Table 3 Na^+ balance and apparent loss in four-season vegetables under different fertilization treatments/ ($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)						
处理	初始 0~20 cm 土层	灌溉水	有机肥	作物吸收	结束 0~20 cm 土层	表观损失量
Treatment	Initial 0-20 cm soil layer	Irrigation water	Organic fertilizer	Crop uptake	Final 0-20 cm soil layer	Apparent loss
CK	180.29ab	432.64	0	1.69b	152.76a	458.49bc
CF	162.91b	432.64	0	14.62a	141.11a	439.82c
MF	171.74ab	432.64	56.34	14.08a	163.18a	483.47bc
FWAF	172.49ab	432.64	249.72	12.52a	186.70a	655.63a
FWDF	193.39a	432.64	77.51	15.13a	175.37a	513.04b

注: 同列不同小写字母表示不同处理差异显著 ($P < 0.05$), 下同。Note: Different lowercase letters in the same column denote significant differences between treatments ($P < 0.05$), the same below.

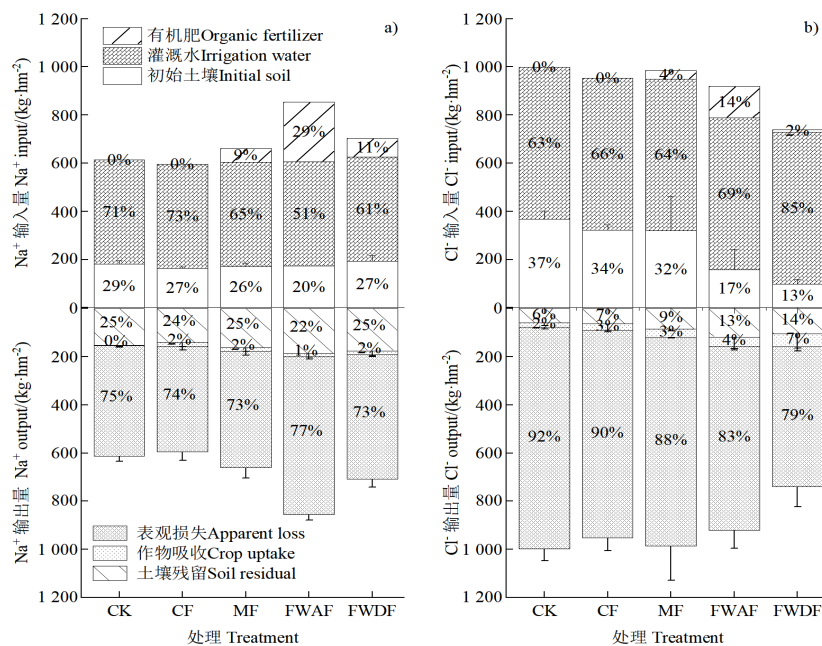


图 6 不同施肥处理 Na^+ 和 Cl^- 不同来源和去向占比

Fig. 6 Proportional contributions of different sources and fates of Na^+ and Cl^- under different fertilization treatments

表 4 不同施肥处理四季蔬菜 Cl⁻平衡及表观损失量

Table 4 Cl⁻ balance and apparent loss in four-season vegetables under different fertilization treatments/ (kg·hm⁻²)

处理	初始 0~20 cm 土层	灌溉水	有机肥	作物吸收	结束 0~20 cm 土层	表观 损失量
Treatment	Initial 0-20 cm Soil Layer	Irrigation Water	Organic Fertilizer	Crop Uptake	Final 0-20 cm Soil Layer	Apparent Loss
CK	368.37a	630.27	0	17.85c	59.83a	920.96a
CF	322.91a	630.27	0	27.65bc	63.53a	862.01a
MF	319.58a	630.27	35.57	32.25b	85.78a	867.39a
FWAF	157.39b	630.27	132.07	39.18ab	117.84a	762.72a
FWDF	98.04b	630.27	11.47	52.08a	105.47a	582.24b

3 讨论

3.1 餐厨垃圾堆肥还田对作物产量的影响

本研究以 30%餐厨好氧堆肥氮 (FWAF) 和餐厨厌氧沼渣堆肥氮替代 50%化肥氮, 相比传统鸡粪配施化肥 (MF) 及全量化肥 (CF) 处理, FWAF 和 FWDF 处理蔬菜总产量有所增加, 其中, FWDF 处理增产效果显著 ($P < 0.05$) (图 1)。这与有机肥替代化肥促进作物生长的相关报道^[22]一致。Cannavo 等^[23]发现, 施用餐厨垃圾堆肥 74 d 后, 土壤速效养分含量显著提高, 不同类型作物干物质产量提高 2 倍~3 倍。有机肥促进作物生长主要是可增加土壤肥力和养分可利用性、增加细菌群落多样性、富集耐盐微生物类群以及增强微生物互作等^[24]。FWAF 和 FWDF 处理因有机质和氮、磷输入较高, 养分在土壤中持续矿化, 为作物提供稳定的氮、磷等养分。堆肥有机质 (尤其是腐殖质) 与矿质养分结合形成缓释库, 以可持续的方式释放养分, 补偿化肥氮的减少, 未影响作物产量。尽管两种餐厨垃圾堆肥均能维持或增加蔬菜总产量, 但其作用机制可能存在明显差异。本研究所用的两种餐厨垃圾堆肥的 C/N 比存在显著差异: 好氧堆肥为 17.0, 沼渣堆肥仅为 6.9。该差异从根本上反映了两者有机质组成和稳定性不同。餐厨好氧堆肥 C/N 表明其已充分腐熟, 有机质主要以结构稳定的腐殖质形态存在。腐殖质类物质可作为生物刺激剂, 促进作物生长, 提高酶活性及养分运移^[25], 同时改善土壤团聚结构、增强保水保肥能力, 为微生物活动和植物根系生长提供长期稳定的物理环境^[26]。还可能作为植物生长刺激素, 直接促进作物体内养分运移和再分配效率, 在减施化肥的同时保障并提高产量^[27]。与之相对, 沼渣堆肥 C/N 比较低, 因厌氧消化过程中易降解碳转化为沼气, 其有机残留物活性氮组分和可快速利用的有机碳 (如挥发性有机酸、溶解性有机物等) 相对富集^[28], 施入土壤后迅速激发土壤微生物代谢活性, 短期内显著增强土壤养分循环过程, 为作物生长提供快速的养分供应^[29]。餐厨垃圾堆肥还田实现了从城市“废弃物”向农业“营养源”的高效转化, 为构建“城市—农田”物质循环体系提供了可行路径^[5]。这对 2021 年农业农村部发布实施的《中华人民共和国农业行业标准-有机肥料》(NY/T 525—2021)中关于“餐厨垃圾堆肥经综合评估后可还田施用”的政策落实具有积极的促进作用, 也为我国农业农村部制定的《到 2025 年化肥减量化行动方案》实施提供了良好有机肥材料的参考案例。

3.2 餐厨垃圾不同堆肥对土壤盐分变化的影响

有研究发现, 在旱涝条件不同的环境如水稻田和辣椒田, 较高餐厨垃圾堆肥施用量会减

少水稻产量,而在辣椒田不同施用量处理均提高辣椒产量;且在餐厨垃圾堆肥高施用量下,作物收获后的土壤 EC、阳离子交换量(CEC)、交换性钠吸附比(ESP)均有增加,有潜在的钠害危险^[23]。也有研究证实^[12],堆肥中有机质可提高土壤 CEC,并促进土壤颗粒的凝聚及钠淋失,有效抑制 Na^+ 在土壤胶体上的相对比例,降低 EC。与之不同的是,本研究发现,FWAF 处理土壤 Na^+ 含量高于 CF 处理(图 3),但并未造成产量损失(图 1)。在 4 季作物种植期间,FWAF 和 FWDF 处理与其他处理间土壤 EC 值无显著差异(图 2)。试验结束时,餐厨垃圾堆肥处理土壤 SAR 显著增加(图 4),却远低于钠害临界值^[11];同一施肥处理试验初始和结束时,土壤 Na^+ 含量无明显变化;且 FWAF、FWDF 与 MF 处理无显著差异(图 3),证明餐厨垃圾堆肥对本研究条件下土壤 Na^+ 影响较小。因为餐厨垃圾堆肥在输入 Na^+ 和 Cl^- 的同时,也将大量的有机质和钙、镁、钾等有益元素输入土壤^[30]。这说明,在华南多雨地区 and 30%~50% 的化肥氮替代比例下,餐厨垃圾堆肥中养分的益处远超过其可能带来的盐分胁迫风险。因此,餐厨垃圾堆肥的施用量及其效果发挥,因农田管理、作物种类和种植区域而异。在合理的施用区域和用量范围内,餐厨垃圾堆肥可起到替减化肥、作物增产增效等多重效益。此外,餐厨垃圾厌氧发酵处理工艺的水解除油和固液分离可大幅降低沼渣肥盐分。在本研究中所用餐厨厌氧沼渣肥与鸡粪带入的 Na^+ 相当,而前者 Cl^- 仅 $11.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,不足鸡粪 $1/3$ ($35.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) (表 3, 表 4)。因此,建议盐分 NaCl 不应作为餐厨垃圾厌氧沼渣制肥还田的限制因子。

本试验开始时,两种餐厨垃圾堆肥处理 Cl^- 显著低于其他处理 ($P < 0.05$) (图 3),可能与灌溉水主导 Na^+ 和 Cl^- 运移条件下,这两种处理(尤其是 FWDF)显著提升产量^[8-9],且餐厨垃圾堆肥处理植株 Cl^- 略高于 CF 和 MF 处理(图 5b),植物吸收更多 Cl^- ,降低了表层土壤 Cl^- 含量。在本试验结束时,CK、CF 和 MF 处理土壤 Cl^- 较初始值显著降低,而 FWAF、FWDF 处理土壤 Cl^- 含量显著高于 CF 和 CK 处理(图 3)。这是因为, S4 全季无降雨,灌溉水和有机肥中 Cl^- 含量共同决定土壤 Cl^- 含量,因此三个有机肥处理,尤其 Cl^- 带入量高的 FWAF 处理土壤 Cl^- 高于 CF 和 CK 处理。而 FWDF 处理土壤 Cl^- 相比初始值显著增加(图 3)。其一方面因前述产量提升增加植株 Cl^- 吸收;另一方面可能是 S4 季灌溉水量较大,带入 Cl^- 量超过植物产量增加带来的提取效应。此外,FWDF 处理产量提升,增加了土壤氮肥利用率^[9],蔬菜以吸收硝态氮为主,为维持土壤电荷平衡,需保留更多的 Cl^- ,也增加了 FWDF 处理土壤 Cl^- 含量。以上结果再次说明,餐厨垃圾堆肥带入的盐分并非本体系土壤 Na^+ 和 Cl^- 含量的主导变化因素。

文献报道,海水入侵不仅直接带入高浓度 Na^+ 和 Cl^- ,还通过阳离子交换改变地下水化学组成,使区域灌溉水带有显著盐分负荷^[31]。就土壤 Na^+ 和 Cl^- 输入和输出平衡而言(表 3, 表 4),受海水入侵影响的灌溉水是本研究区域农田系统中 Na^+ 和 Cl^- 输入主要来源,其贡献量远超各类有机肥,输入占比超过 50% (图 6)。说明即使不施餐厨垃圾堆肥,灌溉水自身的盐分足以对土壤盐分产生重要影响。同时,大量降雨和淋溶过程是盐分输出的主要途径,表观损失量占比超过 70% (图 6),有效阻止了表层土壤盐分累积。因此,相比之下,餐厨垃圾堆肥所携带的 Na^+ 和 Cl^- 的相对贡献及引发土壤次生盐渍化的实际风险相对较低且可控。

综上所述,东南沿海地区和南方降雨强淋溶区域农田可能是餐厨垃圾好氧堆肥和餐厨厌氧沼渣制肥还田的理想场所。建议餐厨垃圾堆肥可考虑优先用于多雨的亚热带地区,并将灌溉水水质和区域气候条件作为评估其施用风险的重要背景条件。此外,本研究仅限于表层土壤的盐分动态和作物吸收响应研究,未来需加强对土壤深层盐分迁移及地下水潜在风险的研究评估。

3.3 餐厨垃圾不同堆肥对植株盐分吸收的影响

植株体内 Na^+ 、 Cl^- 离子的累积情况是衡量土壤盐分水平的关键指标^[32]。本研究发现,各处理间植株 Na^+ 含量未呈现与土壤 Na^+ 含量或施肥量一致的变化规律(图 5a)。空心菜季,

CF 处理与 MF 处理植株 Na^+ 含量高于施入更多 Na^+ 的 FWAF 处理 (图 5), 可能是因为餐厨垃圾好氧肥中的有机质通过吸附或螯合作用, 暂时降低了土壤溶液中的 Na^+ 的即时生物有效性, 缓冲了高钠输入对作物的影响^[33]。此外, 餐厨垃圾堆肥引入外源微生物可能富集了某些耐盐菌或植物根际促生菌 (PGPR)^[34], 通过分泌胞外聚合物 (EPS) 吸附 Na^+ 或调节植物激素 (如 1-氨基环丙烷-1-羧酸 (ACC) 脱氨酶活性), 间接影响作物对 Na^+ 的吸收与转运^[35]。蔬菜种类也是变量之一, 菠菜、小白菜属于中度耐盐作物, 空心菜属于高度耐盐作物^[36]。中等耐盐的菠菜和小白菜可能主要依赖“耐受策略”, 将吸收的 Na^+ 区隔化于液泡, 或合成相容性溶质以维持细胞渗透平衡, 因而组织中可承载相对较高的 Na^+ 浓度 (图 5a 菠菜季 FWDF 处理最高)。而高度耐盐的空心菜则可能采用“回避策略”, 即通过根系限制 Na^+ 吸收或增加排钠, 维持地上部离子稳态^[37]。餐厨垃圾不同堆肥处理 (FWAF、FWDF) 及 CF、MF 处理对植株 Na^+ 和 Cl^- 的含量无明显影响, 仅 CK 处理的植株 Cl^- 含量显著高于其他施肥处理 (图 5), 该现象符合 Jarrell 和 Beverly^[38] 的植物营养稀释效应理论, 即养分缺失会抑制生长, 导致某些元素在植株组织内浓缩; 而正常施肥处理植株因更快的植物生长和生物量快速增加, 反而会稀释其体内的元素含量。CK 处理作物生长受限、生物量低, 导致其吸收的 Cl^- 在体内浓缩累积, 从而导致其单位浓度偏高。而施肥处理植株吸收更多 Cl^- (表 4), 其生物量的明显增长对 Cl^- 产生稀释作用, 使施肥处理离子浓度较低。因此, 本研究未在植物生理层面发现餐厨垃圾堆肥带来的盐分累积胁迫。综上所述, 在本研究所代表的东南沿海和华南多雨地区, 餐厨垃圾堆肥虽引入盐分, 但通过促进作物生长产生稀释效应, 使盐分影响风险总体可控, 为餐厨垃圾的区域性安全高效资源化利用提供科学依据。

4 结 论

30%餐厨厌氧沼渣堆肥氮或好氧堆肥氮在替代 50%化肥氮条件下, 能够维持蔬菜增产增效, 且未显著增加土壤 Na^+ 残留, 对土壤 EC 无负面影响; 在华南地区, 两种餐厨垃圾堆肥可作为传统畜禽粪便有机肥的替代品推广应用。餐厨垃圾好氧肥因缺乏脱水脱盐环节, 其 Na^+ 与 Cl^- 含量显著高于传统鸡粪有机肥, 但其在南方多雨条件下的 4 季作物周期后未发现土壤盐分显著累积, 主要归因于降雨冲刷促使盐离子淋溶至土壤深层。研究区域内, 浅层灌溉水是土壤—作物系统 Na^+ 和 Cl^- 输入的主要来源, 其贡献远高于餐厨好氧堆肥带入的盐分量。东南沿海地区和降雨强淋溶地区可作为餐厨垃圾堆肥资源化利用的优先推荐场地, 以兼顾养分循环利用与盐分环境风险控制。本研究为我国餐厨垃圾资源化产物 (好氧堆肥与厌氧沼渣) 的农业安全利用提供了实证依据, 对修复“肥料—土壤—食物—废弃物—肥料—土壤”的传统养分循环、推动城市食物系统可持续发展具有重要实践意义。

参考文献 (References)

- [1] National Bureau of Statistics. China statistical yearbook 2024, No.43 [M]. Beijing: China Statistics Press, 2024. [国家统计局. 中国统计年鉴-2024(总第 43 期), [M]. 北京: 中国统计出版社, 2024.]
- [2] National Development and Reform Commission. China urban construction statistical yearbook 2023 [M]. China Statistics Press, 2023.[国家发展与改革委员会. 中国城市建设统计年鉴, 2023 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2023.]
- [3] Noor R S, Shah A N, Tahir M B, et al. Recent trends and advances in additive-mediated composting technology for agricultural waste resources: A comprehensive review[J]. ACS Omega, 2024, 9(8): 8632-8653.
- [4] Trimmer J T, Guest J S. Recirculation of human-derived nutrients from cities to agriculture across six continents[J]. Nature Sustainability, 2018, 1(8): 427-435.

- [5] Fang X J, Gao B, Zhong D L, et al. Closing the food waste loop: Analysis of the agronomic performance and potential of food waste disposal products[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 382: 135174.
- [6] Liu Z, Ge L Q, Li S, et al. Study on the effect of kitchen waste compost substrate on the cultivation of *Brassica chinensis* L[J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2023, 32(5): 4139-4146.
- [7] Man J Y, Lin Y F, Li C L, et al. Effects of kitchen waste compost on the yield and quality of rice and soil nutrient content[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2021, 26(11): 165-179. [满吉勇, 林永锋, 李丛林, 等. 餐厨垃圾堆肥对水稻生长、产量及土壤养分含量的影响[J]. *中国农业大学学报*, 2021, 26(11): 165-179.]
- [8] Gao B, Fang X J, Zhong D L, et al. Effect of kitchen waste composts on the yield and nitrogen utilization in peri-urban vegetable field[J]. *Soils and Fertilizers Sciences in China*, 2023(5): 96-105. [高兵, 方雪娟, 钟东亮, 等. 餐厨垃圾堆肥对城郊菜田产量及氮利用的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2023(5): 96-105.]
- [9] Fang X J, Zhong D L, Zhou W J, et al. Environmental-economic effects on agricultural applications of food waste disposal products: Evidence from a 2-year field study in subtropical China[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2024, 209: 107797.
- [10] Mohanavelu A, Naganna S R, Al-Ansari N. Irrigation induced salinity and sodicity hazards on soil and groundwater: An overview of its causes, impacts and mitigation strategies[J]. *Agriculture*, 2021, 11(10): 983.
- [11] Chen T M, Zhang C, Gao H, et al. Characteristics and prediction of soil-sodium adsorption ratio in Hebei coastal saline-alkali soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2026, 63(3):730-741. [陈天明, 张冲, 高会, 等. 河北滨海盐碱地土壤钠吸附比特征及预测研究[J]. *土壤学报*, 2026, 63(3):730-741.]
- [12] Gondek M, Weindorf D C, Thiel C, et al. Soluble salts in compost and their effects on soil and plants: A review[J]. *Compost Science & Utilization*, 2020, 28(2): 59-75.
- [13] Basak N, Rai A K, Sundha P, et al. Assessing soil quality for rehabilitation of salt-affected agroecosystem: A comprehensive review[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2022, 10: 935785.
- [14] Zhang X J, Liu H, Yang G Y, et al. Fate of Na & Cl in kitchen waste during hydrothermal carbonization[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2024, 490: 151686.
- [15] Redlingshöfer B, Barles S, Weisz H. Are waste hierarchies effective in reducing environmental impacts from food waste? A systematic review for OECD countries[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2020, 156: 104723.
- [16] Ayers R S, Westcot D W. Water quality for agriculture[M]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1985.
- [17] Du Y, Ma L, Bai Y, et al. Study on detection of sodium in organic fertilizers[J]. *Hubei Agricultural Sciences*, 2017, 56(6): 1128-1130. [杜颖, 马良, 白杨, 等. 有机肥料中钠含量检测技术研究[J]. *湖北农业科学*, 2017, 56(6): 1128-1130.]
- [18] Li X H, Ye G, Shen Z Y, et al. Na⁺ and K⁺ homeostasis in different organs of contrasting *Zoysia japonica* accessions under salt stress[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2023, 214: 105455.
- [19] Ministry of Environmental Protection of People's Republic of China. Water quality-Determination of soluble cations-Ion chromatography: HJ 812-2016[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2016. [中华人民共和国环境保护部. 水质 可溶性阳离子的测定 离子色谱法: HJ 812-2016[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2016.]
- [20] Ministry of Environmental Protection of People's Republic of China. Water quality-Determination of inorganic anions-Ion chromatography: HJ 84-2016[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2016. [中华人民共和国环境保护部. 水质 无机阴离子的测定 离子色谱法: HJ 84-2016[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2016.]
- [21] Bao S D. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. 3rd ed. Beijing: China Agriculture Press, 2000. [鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.]
- [22] Wei W L, Liu L, Qiu H H. Effects of different organic resources application combined with chemical fertilizer on yield and nitrogen use efficiency of main grain crops in China[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2020, 26(8): 1384-1394. [魏文良, 刘路, 仇恒浩. 有机无机肥配施对我国主要粮食作物产量和氮肥利用效率的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2020, 26(8): 1384-1394.]

- [23] Cannavo P, Herbreteau A, Juret D, et al. Short-term effects of food waste composts on physicochemical soil quality and horticultural crop production[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2025, 188(1): 31-44.
- [24] Zhao X Q, Li Y, Liu Y L, et al. Red-yellow soil aggregates-organic matter-microbes interactions for synergistic acid reduction and fertility improvement: A review[J]. *Soils*, 2025, 57(6): 1285-1292. [赵学强, 李渝, 刘彦伶, 等. 红黄壤团聚体-有机质-微生物互作与降酸培肥研究进展[J]. *土壤*, 2025, 57(6): 1285-1292.]
- [25] Palumbo G, Schiavon M, Nardi S, et al. Biostimulant potential of humic acids extracted from an amendment obtained via combination of olive mill wastewaters (OMW) and a pre-treated organic material derived from municipal solid waste (MSW)[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2018, 9: 1028.
- [26] Tao M N, Zhang R H, Li X N, et al. Effects of artificial humic acids derived from different agricultural wastes on soil amendment and plant growth[J]. *Soils*, 2026, 58(1): 164-172. [陶梦娜, 张睿含, 李晓娜, 等. 不同农业废弃物原料制备的人工腐殖酸对土壤改良和植物生长的影响[J]. *土壤*, 2026, 58(1): 164-172.]
- [27] Huang S, Zheng X, Luo L X, et al. Biostimulants in bioconversion compost of organic waste: A novel booster in sustainable agriculture[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 319: 128704.
- [28] Manu M K, Li D Y, Luo L W, et al. A review on nitrogen dynamics and mitigation strategies of food waste digestate composting[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 334: 125032.
- [29] Tambone F, Scaglia B, D'Imporzano G, et al. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost[J]. *Chemosphere*, 2010, 81(5): 577-583.
- [30] Ao H, Chen C, Zhou H. Effect and mechanism of food waste compost on the stability of paddy soil aggregates[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2025, 62(3): 716-728. [敖晖, 陈冲, 周虎. 餐厨垃圾堆肥对水稻土团聚体稳定性的影响及机制[J]. *土壤学报*, 2025, 62(3): 716-728.]
- [31] Han X C, Kong L H, Zhao L Y, et al. Characterization of groundwater chemistry under the influence of seawater intrusion in northern Laizhou, Shandong Province, China[J]. *Water*, 2025, 17(20): 2954.
- [32] Chakraborty K, Mondal S, Bhaduri D, et al. Interplay between sodium and chloride decides the plant's fate under salt and drought stress conditions[M]//Plant nutrition and food security in the era of climate change. Amsterdam: Elsevier, 2022: 271-314.
- [33] Khaled H, Fawy H A. Effect of different levels of humic acids on the nutrient content, plant growth, and soil properties under conditions of salinity[J]. *Soil and Water Research*, 2011, 6(1): 21-29.
- [34] Wang R, Tai J, Zhao Y C, et al. Pilot plant test of composting for food waste resource derivatives[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2021, 15(9): 3012-3019. [王蕊, 邰俊, 赵由才, 等. 餐厨垃圾资源化衍生品的堆肥中试实验[J]. *环境工程学报*, 2021, 15(9): 3012-3019.]
- [35] del Carmen Orozco-Mosqueda M, Glick B R, Santoyo G. ACC deaminase in plant growth-promoting bacteria (PGPB): An efficient mechanism to counter salt stress in crops[J]. *Microbiological Research*, 2020, 235: 126439.
- [36] Huang X L, Ou C C, Liu X L, et al. Screening and evaluation of salt tolerance of 9 water spinach germplasm at germination stage[J]. *Subtropical Plant Science*, 2023, 52(2): 108-118. [黄晓龙, 欧成川, 刘晓丽, 等. 空心菜 9 份种质萌发期耐盐性筛选及评价[J]. *亚热带植物科学*, 2023, 52(2): 108-118.]
- [37] Nagata T, Sugita R, Ogura T, et al. Salt overly sensitive 1 Na⁺/H⁺ exchanger operates in mature root zone and is a major contributor to root Na⁺ exclusion during shoot-to-root Na⁺ recirculation[J]. *Plant, Cell & Environment*, 2026, 49(3): 1650-1660.
- [38] Jarrell W M, Beverly R B. The dilution effect in plant nutrition studies[M]//Advances in agronomy Volume 34. Amsterdam: Elsevier, 1981: 197-224.

(责任编辑: 陈荣府)