

施用生物质炭对集约化菜地土壤肥力质量的影响*

李 博¹ 卢 瑛¹ 熊正琴^{2†}

(1 华南农业大学资源环境学院, 广州 510642)

(2 南京农业大学资源与环境科学学院, 江苏省低碳农业和温室气体减排重点实验室, 南京 210095)

摘 要 以南京郊区集约化蔬菜地为研究对象, 设置不同水平生物质炭 (0、20 t hm⁻² 和 40 t hm⁻² 生物质炭) 与氮肥 (不施肥与常规施肥) 配施, 研究生物质炭施入菜地土壤两年半 (九季蔬菜) 后对菜地土壤肥力质量的影响。结果表明: 氮肥的施用显著增加菜地土壤全氮 (TN)、电导率 (EC)、容重 (BD) 和阳离子交换量 (CEC), 分别增加了 9.4%~18.1%、172.4%~241.1%、5.6%~7.6% 和 10.4%~15.0%, 并且降低了 0.68~1.1 个单位的土壤 pH ($p<0.05$); 生物质炭的施用显著增加了菜地土壤 TN、土壤有机碳 (SOC) 含量和 CEC, 分别增加了 1.7%~10.0%、3.6%~48.3% 和 8.1%~37.1%, 并且显著降低了土壤 EC 和 BD。生物质炭的施用在未施用氮肥的菜地土壤中提高了 0.11~0.23 个单位的土壤 pH ($p<0.05$), 而在施用氮肥的处理中, 生物质炭的施用降低了 0.19~0.23 个单位的土壤 pH ($p<0.05$)。生物质炭施用增加了菜地表层土壤 (0~20 cm) 的无机氮含量, 但是显著降低了其他土层的无机氮含量。生物质炭的施用显著降低了菜地土壤剖面 (0~100 cm) 的铵态氮 (NH₄⁺-N) 的累积量 ($p<0.05$), 而对菜地土壤剖面硝态氮 (NO₃⁻-N) 累积量无显著影响。此外, 生物质炭的施用能够使蔬菜产量与氮肥偏生产力分别提高 7.7%~43.8% 和 21.8%~43.8% ($p<0.01$), 并提高菜地土壤肥力质量的综合得分。本研究中, 常规施肥配施 40 t hm⁻² 生物质炭处理能够更有效地缓解由于长期大量施肥造成的菜地土壤 SOC 分解以及硝态氮大量淋洗的情况, 提高土壤肥力质量, 推荐为最佳处理。

关键词 集约化菜地; 生物质炭; 土壤肥力质量; 硝态氮淋洗; 主成分分析

中图分类号 S158.2 **文献标识码** A

作为世界上最大的蔬菜生产国和消费国, 我国蔬菜种植面积近 2 亿 hm², 占全球蔬菜种植面积的 45%^[1]。蔬菜生产中氮肥施用量远远高于其他经济作物, 这导致集约化菜地土壤与大田及自然土壤相比, 表现出明显的土壤酸化与盐渍化现象。由于氮肥大量施用导致的农田土壤氮素转化, 在中国每年会造成 20~221 kmol hm⁻² 的 H⁺ 释放^[2]。同时, 氮肥的大量施用还会导致土壤中重金属、盐分增加以及土壤板结等负面影响。此外, 集约化蔬菜生产投入的氮肥用量远高于作物需求量, 造成严重的土壤无机氮素累积和盈余^[3], 还会导致蔬菜硝态氮过量累积^[4]。因此, 探索切实可行的方式以保障菜地土壤肥力质量, 实现我国集约化蔬菜的可持续发展已经成为当务之急。

生物质炭是由生物质通过高温热解或者气化过程而制备的一种稳定、难降解有机碳 (C) 的化合物, 在农田土壤中施用生物质炭可达到固碳减排以及改良土壤理化性质的作用^[5]。生物质炭具有在

* 国家自然科学基金项目 (41471192) 和科技部支撑计划项目 (2013BAD11B01) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41471192) and the National Key Technology R & D Program of China (No. 2013BAD11B01)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: zqxiong@njau.edu.cn

作者简介: 李 博 (1988—), 男, 辽宁省开原人, 博士, 副教授, 主要从事土壤碳氮循环与土壤质量提升等研究。E-mail: boli@scau.edu.cn

收稿日期: 2018-02-25; 收到修改稿日期: 2018-05-04; 优先数字出版日期 (www.cnki.net):

很多方面应用的潜力。在农业应用方面, 生物质炭可显著改善菜地土壤理化性质及板结程度^[6]; 对土壤重金属等无机污染物、多环芳烃、多氯联苯、农药等有机污染物吸附力强, 是一种高效吸附剂; 还能够提高土壤中微量元素的有效性和氮素利用率, 增加土壤中酶活性, 提高土壤 pH, 使作物增产^[4]。近年来, 生物质炭固碳减排的效应正被越来越多的学者认可^[7]。与此同时, 生物质炭还被认为是一种在土壤中相对稳定的物质, 主要原因是由于其矿化速率要低于其他的原生物质^[8]。这使得生物质炭除了具有改良土壤理化性质的作用之外, 还能够起到固碳的作用, 并且能够减少向土壤中排放污染物^[9]。

已有的试验中, 大多数报道是针对生物质炭对于粮食作物种植土壤的理化性质影响, 如稻田生态系统^[10]和麦田生态系统^[11]等, 且仅有少数研究报道了生物质炭对短期菜地轮作土壤基础元素含量的影响^[12], 因此, 有必要全面研究和评价施用不同水平生物质炭与氮肥对长期集约化轮作菜地土壤肥力质量的影响。选取土壤全氮 (TN)、有机碳 (SOC)、酸碱度 (pH) 等土壤化学指标以及土壤容重 (BD) 等土壤物理指标, 在田块尺度上采用主成分分析法, 建立氮肥配施不同量生物质炭的土壤肥力质量综合评价体系, 探究生物质炭施用对土壤肥力质量及生产力的影响, 为集约化蔬菜的可持续生产提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验地点位于江苏省南京市高桥门镇上坊村 (32°01'N, 118°52'E)。该区地处长江中下游, 属亚热带湿润性季风气候, 年平均降水量 1 107 mm, 年平均温度 15.4 °C。此地区集约化种植蔬菜的历史长达数十年。通过在寒冷季节使用塑料大棚进行增温, 一年可种植 3~5 茬蔬菜, 蔬菜种类繁多, 复种指数高, 是中国东南部蔬菜种植方式的典型代表。

1.2 试验材料

试验地耕作层 (0~20 cm) 土壤理化性质: 质地为黏土, 黏粒 (<0.002 mm)、粉粒 (0.02~0.002 mm) 和砂粒 (2~0.02 mm) 的含量分别为 301 g kg⁻¹、647 g kg⁻¹ 和 52 g kg⁻¹, 容重 1.2 g cm⁻³; pH 5.5, 阳离子交换量 (CEC) 31.2 cmol kg⁻¹, 土壤有机碳 (SOC) 15.6 g kg⁻¹, 全氮 (TN) 1.9 g kg⁻¹, 铵态氮 32.3 mg kg⁻¹, 硝态氮 27.5 mg kg⁻¹。

本试验施用的小麦秸秆生物质炭取自河南省三利新能源有限公司。该生物质炭是小麦秸秆在 500 °C 热分解 90 min 而成, 总碳 46.7 g kg⁻¹, 总氮 5.6 g kg⁻¹, pH 9.4, 表面积 8.9 m² g⁻¹, 灰分 208 g kg⁻¹, 阳离子交换量 (CEC) 24.1 cmol kg⁻¹; 重金属含量铜 (Cu) 13.75 μg g⁻¹, 镉 (Cd) 0.21 μg g⁻¹, 镍 (Ni) 3.34 μg g⁻¹, 锌 (Zn) 30.43 μg g⁻¹, 铅 (Pb) 8.67 μg g⁻¹。施用前需将生物质炭磨碎并过 2 mm 筛, 撒施至菜地土壤表层, 然后与土壤充分混合至表层下 20 cm 深度。

1.3 研究方法

试验共设置 6 个处理: 其中, 3 个生物质炭水平分别为 B0 (0 t hm⁻²)、B1 (20 t hm⁻²) 和 B2 (40 t hm⁻²), 生物质炭于田间试验开始前一次性施入各试验小区内, 人工翻耕至 0~20 cm 耕层深度并与土壤混合均匀; 2 个氮肥处理分别为不施肥 (N0) 和施用氮肥 (Nc), 施氮处理均施用复合肥, 其 N:P₂O₅:K₂O=15:15:15 (质量比), 施肥方式为表施; 而不施氮 N0 处理则仅补充相应数量的磷肥 (钙镁磷肥, 含 P₂O₅ 14%) 和钾肥 (氯化钾, 含 K₂O 63.2%)。每个试验小区面积为 3 m × 2.5 m, 每个处理设置 3 次重复。所有试验小区均位于一个蔬菜大棚内, 且各小区之间留出 1 m 的距离以避免试验小区互相干扰。

试验期为 2012 年 4 月至 2014 年 10 月, 期间连续种植 9 茬蔬菜, 种植蔬菜种类为苋菜 (*Amaranthus mangostanus* L.)、空心菜 (*Ipomoea aquatica* Forssk.)、菜秧 (*Brassica chinensis* L.)、香菜 (*Coriandrum sativum* L.) 和菠菜 (*Spinacia oleracea* L.)。每两茬蔬菜种植轮作期间有短暂的休耕期, 休耕期时间

一般为 20 d 至 50 d 不等。为保证蔬菜生长需要的温度或抵御不良天气条件的影响，苋菜（第 1 季）、空心菜（第 2 季和第 5 季）和香菜（第 4 季）种植过程中均有塑料大棚覆盖。每季蔬菜的种子在基肥施入之后直接撒播至试验小区中。其中，田间管理按照当地农民常规耕作方法进行，包括施肥、耕作、灌溉、蔬菜轮作等信息见表 1。

表 1 试验期内施肥等农事操作以及种植措施详情
Table 1 Details of the farming practices in the experiment

蔬菜轮作	作物种类	生长期	氮肥用量	平均气温	总降水量	总灌溉量
Vegetable crops	Crop Species	Growing period (yyyy-mm-dd)	Nitrogen fertilization (kg hm ⁻²)	Average air temperature (°C)	Total rainfall (mm)	Total irrigation (cm)
第一茬 1st	苋菜 <i>Amaranthus mangostanus</i> L.	2012-04-12—2012-05-09	312.5	21.3	300.9	39
第二茬 2nd	空心菜 <i>Ipomoea aquatica</i> Forssk	2012-07-11—2012-10-19	600	22.1	434.8	54
第三茬 3rd	菜秧 <i>Brassica chinensis</i> L.	2012-11-20—2013-02-28	250	5.7	226.6	30
第四茬 4th	香菜 <i>Coriandrum sativum</i> L.	2013-03-28—2013-05-25	312.5	20.3	305.8	23
第五茬 5th	空心菜 <i>Ipomoea aquatica</i> Forssk	2013-07-10—2013-10-05	600	25.2	461.5	39
第六茬 6th	菜秧 <i>Brassica chinensis</i> L.	2013-11-05—2014-01-10	250	6.9	179.7	25
第七茬 7th	苋菜 <i>Amaranthus mangostanus</i> L.	2014-03-16—2014-05-12	312.5	20.2	183.6	31
第八茬 8th	菜秧 <i>Brassica chinensis</i> L.	2014-06-23—2014-07-21	250	28.9	347.7	23
第九茬 9th	菠菜 <i>Spinacia oleracea</i> L.	2014-08-12—2014-10-29	250	22.9	353.2	39

1.4 土壤样品采集及测定方法

田间试验后采集对应小区内的土壤，采样时间为 2014 年 10 月 30 日，采集方式为用土钻取各试验小区耕层（0~20 cm）土壤，3 次重复取样，每一样品均由五点混合而成。新鲜土样挑出草根和石块等杂物，带回实验室过 2 mm 筛后放入自封袋中备用；每个处理的土样分成两份，一份风干测定土壤 pH、TN、SOC 含量以及土壤 CEC，另一份立即测定土壤的 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量。此外，菜地土壤剖面样品共分五个层次采集，分别为 0~20 cm、20~40 cm、40~60 cm、60~80 cm 和 80~100 cm。采样方式为土钻取样，在每个小区按递进式随机选取三个采样点，同时取出同处理的同层三点土样混合均匀后过 2 mm 筛。

土壤样品采集带回室内立即测定土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量，测定方法如下：采集的新鲜土样过 2 mm 筛，用 2 mol L⁻¹ 的 KCl 浸提，滤液中的铵态氮（NH₄⁺-N）采用靛酚蓝比色法测定，硝态氮（NO₃⁻-N）采用紫外分光光度计（U-2900, Hitachi, 日本）测定。此外，采用环刀法测定田间试验后各处理的菜地土壤容重。土壤 TN 采用半微量开氏法测定；土壤 SOC 采用重铬酸钾（K₂Cr₂O₇）

容量法测定; 土壤 pH 使用精密 pH 计 (PHS-3C 型, 上海) 测定; 土壤电导率 (EC) 采用水土比 5:1 (v/v), 用电导率仪 (Mettler-toledo, FE30-K, 中国) 进行测定; 土壤阳离子交换量 (CEC) 采用氯化钡 (0.1 mol L^{-1} , 20 ml 每两克土壤) —硫酸快速法测定。所有土壤理化性质的测定方法均参考文献[13]。

蔬菜产量的测定: 在每一季蔬菜收获之后, 整个植株的地上部均被收获, 称取各小区内小框里蔬菜的鲜重计产, 对可被收获多次的空心菜, 以农户自己实际称重计产。氮肥偏生产力 (Partial factor productivity from applied N, PFPN) 指单位投入的肥料氮所能生产的作物产量, 计算公式为:

$\text{PFPN} = Y/F$, Y 为施氮后所获得的产量, F 代表氮肥的投入量。

基于主成分分析的土壤肥力质量评价研究^[14]: 对菜地各处理的 8 个土壤理化性状指标 (土壤 TN、SOC、CEC、EC、BD、pH、铵态氮与硝态氮) 组成矩阵进行主成分分析, 选取累计百分率 $\geq 85\%$ 的主成分因子, 再选取主成分的特征向量构建主成分方程, 计算出不同处理各因子主成分分值, 再用各公因子的特征值贡献率作为权数进行加权求和, 即得各处理菜地土壤肥力质量综合得分。

1.5 数据处理

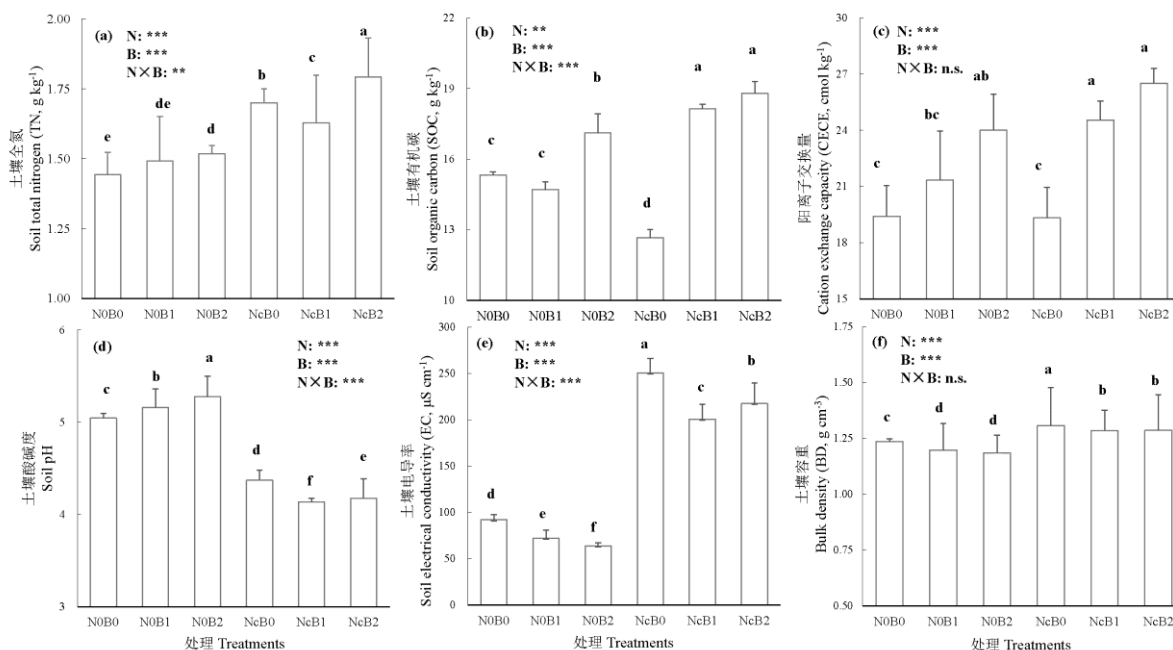
采用 JMP 10 统计软件对数据进行双因子方差分析 (Two-way ANOVA), 最小显著差异 (LSD) 法进行多重比较 ($p=0.05$), SigmaPlot 12.0 以及 Microsoft Excel 2013 进行图表绘制, 结果以“平均值 \pm 标准差”的形式表示。采用 SPSS 18.0 对影响菜地土壤肥力质量的各因素进行主成分分析以及逐步回归分析, 并计算不同处理土壤肥力质量的综合得分。

2 结果

2.1 生物质炭和氮肥处理后集约化菜地表层土壤理化性质

如图 1 所示, 与不施用氮肥的处理相比, 氮肥的施用显著增加菜地土壤 TN 含量、EC、BD 和 CEC, 分别增加了 9.4%~18.1%、172.4%~241.1%、5.6%~7.6% 和 10.4%~15.0% ($p<0.01$)。与此相反, 氮肥的施用显著降低菜地土壤 pH ($p<0.01$); 虽然双因子方差分析显示氮肥的施用显著增加了菜地土壤 SOC 含量, 但是施用氮肥不施用生物质炭处理 (NcB0) 下菜地土壤 SOC 含量降低了 17.3% ($p<0.05$)。而在施用生物质炭的处理中, 氮肥的施用使菜地土壤 SOC 增加了 9.8%~23.4% ($p<0.05$)。

从双因子方差分析中得出, 生物质炭的施用显著增加了试验期内土壤的 TN、SOC 含量和土壤 CEC, 分别增加了 1.7%~10.0%、3.6%~48.3% 和 8.1%~37.1% (图 1, $p<0.01$)。然而, 生物质炭的施用在不同的氮肥水平下, 显著降低了试验期内菜地土壤 EC 和 BD (图 1, $p<0.01$)。值得注意的是, 虽然双因子方差分析结果表明, 生物质炭的施用显著降低了土壤 pH, 但在不施用氮肥的处理中, 生物质炭的施用增加了 0.11~0.23 个单位的土壤 pH (图 1 (d), $p<0.01$), 而在施用氮肥的处理中, 生物质炭的施用降低了 0.19~0.23 个单位的土壤 pH (图 1 (d), $p<0.01$), 这一结果表明生物质炭与氮肥在试验期内对菜地土壤 pH 的影响存在交互作用 ($p<0.01$)。此外, 生物质炭与氮肥对菜地土壤 TN、SOC 和 EC 的影响均存在交互作用 (图 1, $p<0.01$)。



注：图上不同字母表示各处理间差异显著 ($p < 0.05$)。***表示显著性 $p < 0.001$ ；**表示显著性 $p < 0.01$ ；*表示显著性 $p < 0.05$ 。n.s.表示不显著。N：氮处理；B：生物质炭处理；N×B：生物质炭与氮肥交互。N0B0：不施用氮肥不施用生物质炭；N0B1：不施用氮肥施用生物质炭 20 t hm^{-2} ；N0B2：不施用氮肥施用生物质炭 40 t hm^{-2} ；NcB0：常规施肥不施用生物质炭；NcB1：常规施肥施用生物质炭 20 t hm^{-2} ；NcB2：常规施肥施用生物质炭 40 t hm^{-2} 。下同 Note: The different letters in the figure mean significant difference between treatments at 0.05 levels; *** means the difference being significant at $p < 0.001$; ** being significant at $p < 0.01$; * being significant at $p < 0.05$; n.s. stands for not significant; N0B0 for treatment applied with no N fertilization and no biochar, either; N0B1 for treatment applied with no N fertilization other than 20 t hm^{-2} biochar; N0B2 for treatment applied with no N fertilization other than 40 t hm^{-2} biochar; NcB0 for treatment applied with N fertilization at a convention rate and no biochar; NcB1 for treatment applied with N fertilization at a convention rate and 20 t hm^{-2} biochar; and NcB2 for treatment applied with N fertilization at a convention rate and 40 t hm^{-2} biochar. The same below

图 1 集约化菜地各处理土壤理化性质

Fig. 1 Soil properties of the intensive vegetable field relative to treatment

2.2 生物质炭和氮肥处理后集约化菜地土壤剖面无机氮变化

图 2 显示了集约化蔬菜田间试验连续种植 9 季后，各处理土壤剖面的无机氮含量分布以及变化情况：土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的变化范围分别为 $6.6 \sim 59.3 \text{ mg kg}^{-1}$ (以 N 计，下同) 和 $23.8 \sim 51.3 \text{ mg kg}^{-1}$ ；各处理不同土层无机氮含量的变化基本呈现相同的趋势，即随着土层深度的增加，无机氮含量先减少再增加 (图 2)。此外，随着施肥量的增加，各处理土壤剖面相同土层的无机氮含量也随之增加，并且在各个土层均达到了显著水平 ($p < 0.01$)。各处理土壤剖面 (0~100 cm) $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的累积量范围分别为 $125.3 \sim 419.9 \text{ kg hm}^{-2}$ 和 $356.9 \sim 548.4 \text{ kg hm}^{-2}$ ，且氮肥的施用显著增加了菜地土壤剖面 (0~100 cm) 的无机氮累积量 (图 3)。

生物质炭的施用对菜地土壤剖面不同土层深度的无机氮含量均存在显著影响 (图 2, $p < 0.05$)。双因子方差分析结果可知，生物质炭的施用在 20~40 cm、60~80 cm 和 80~100 cm 三个土层上显著降低了土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量，降低的范围为 4.9%~47.9% (图 2, $p < 0.01$)；而生物质炭的施用在菜地土壤剖面各土层均显著影响了土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量的变化，即在 0~20 cm 土层 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量增加了 2.4%~29.8% ($p < 0.05$)，而在其他土层显著降低了 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的含量 (图 2, $p < 0.05$)，这与生物质炭对土壤剖面不同土层 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量的影响规律一致。此外，生物质炭的施用则显著降低了菜地土壤剖面 (0~100 cm) 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的累积量 ($p < 0.05$)，而对菜地土壤剖面 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 累积量无显著影响 (图

3)。

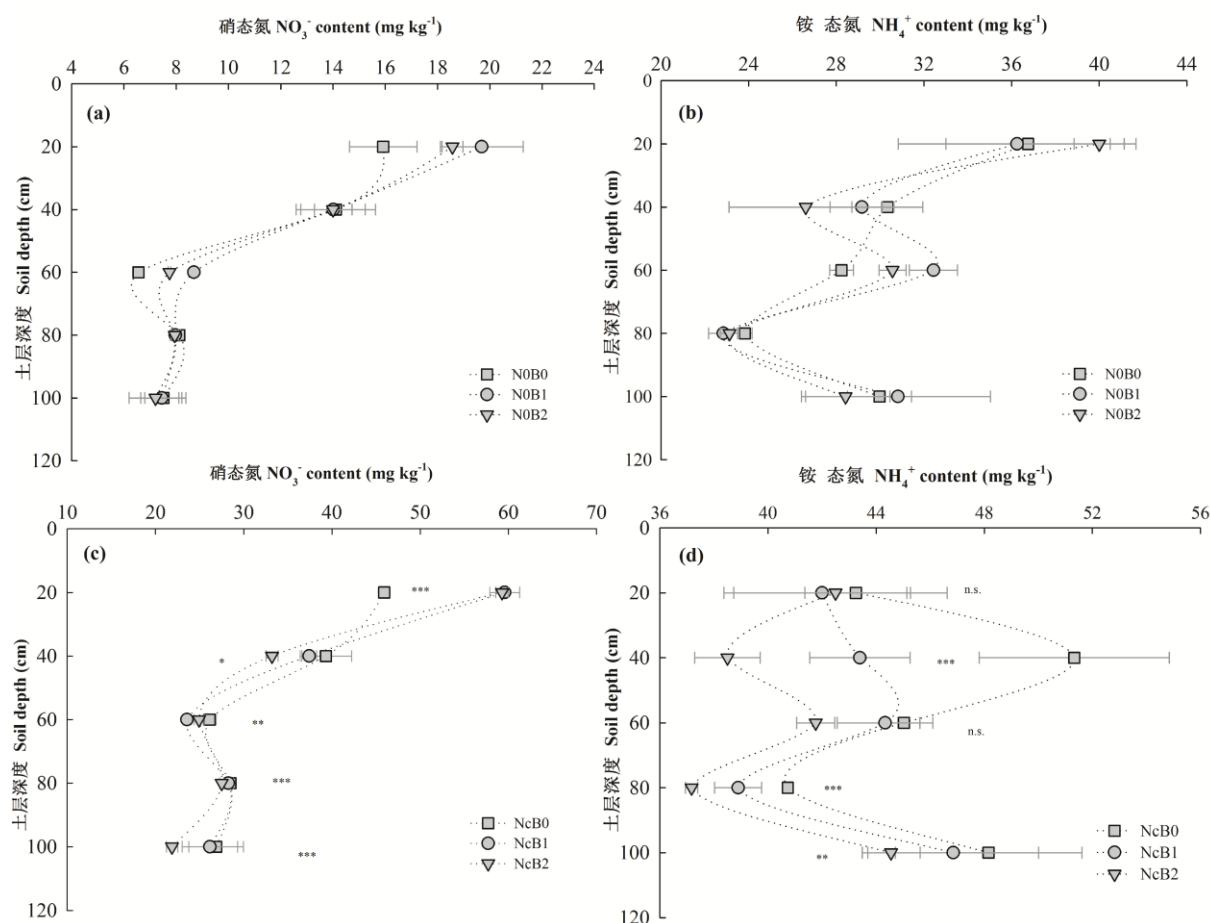


图2 集约化菜地各处理土壤剖面无机氮的动态变化

Fig. 2 Dynamics of concentration of mineral N along soil profile in the intensive vegetable field relative to treatment

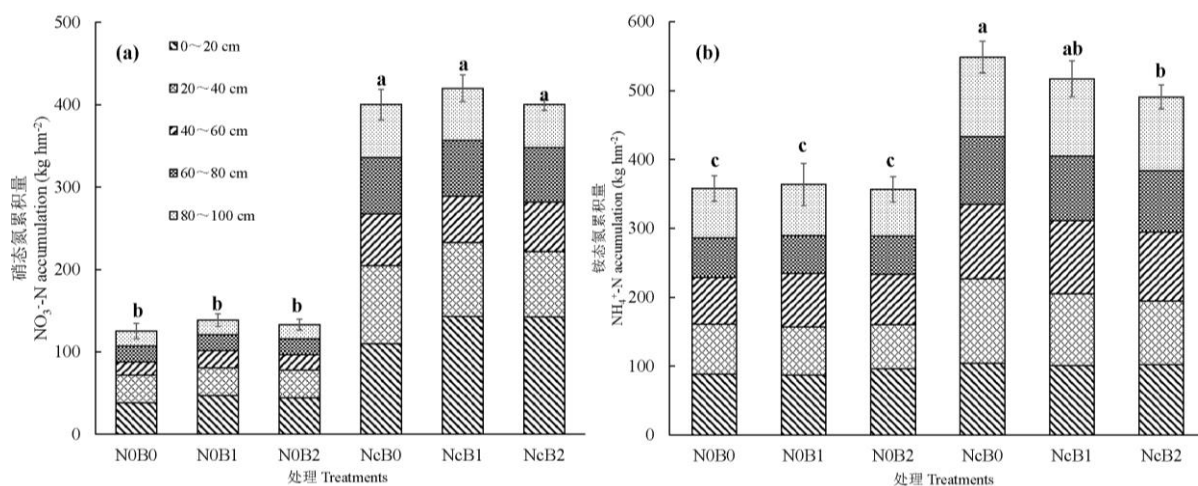


图3 集约化菜地各处理土壤剖面无机氮累积量

Fig. 3 Accumulation mineral N along soil profile in the intensive vegetable field relative to treatment

2.3 集约化菜地蔬菜总产量与氮肥偏生产力

作物产量以及其氮肥利用率是表征土壤肥力的重要指标，在评价不同农业措施对土壤肥力质量影响中存在重要意义。图 4 显示出九季蔬菜种植后各处理蔬菜总产量、氮肥偏生产力以及其关键指标的相关关系。在整个试验期间，各处理蔬菜产量的变化范围为 317.1~475.5 t hm⁻²，而生物质炭的施用显著提高蔬菜产量，提高幅度 7.7%~43.8% (图 4 (a), $p<0.01$)。蔬菜产量与不同土壤理化性质 (图 1) 的归因分析式为：产量=250×TN+14.7×SOC-264.3 ($p<0.01$, $R^2=0.726$)，可知土壤 TN 与 SOC 含量是菜地土壤肥力质量的重要因素，而蔬菜产量与土壤全氮 (图 4 (c)) 与有机碳含量 (图 4 (d)) 均成极显著正相关关系 ($p<0.01$)。此外，与 NcB0 处理相比，NcB1 和 NcB2 处理蔬菜产量分别增加了 21.8% 和 43.8%，说明生物质炭的施用能够显著增加集约化蔬菜生产的氮肥偏生产力。

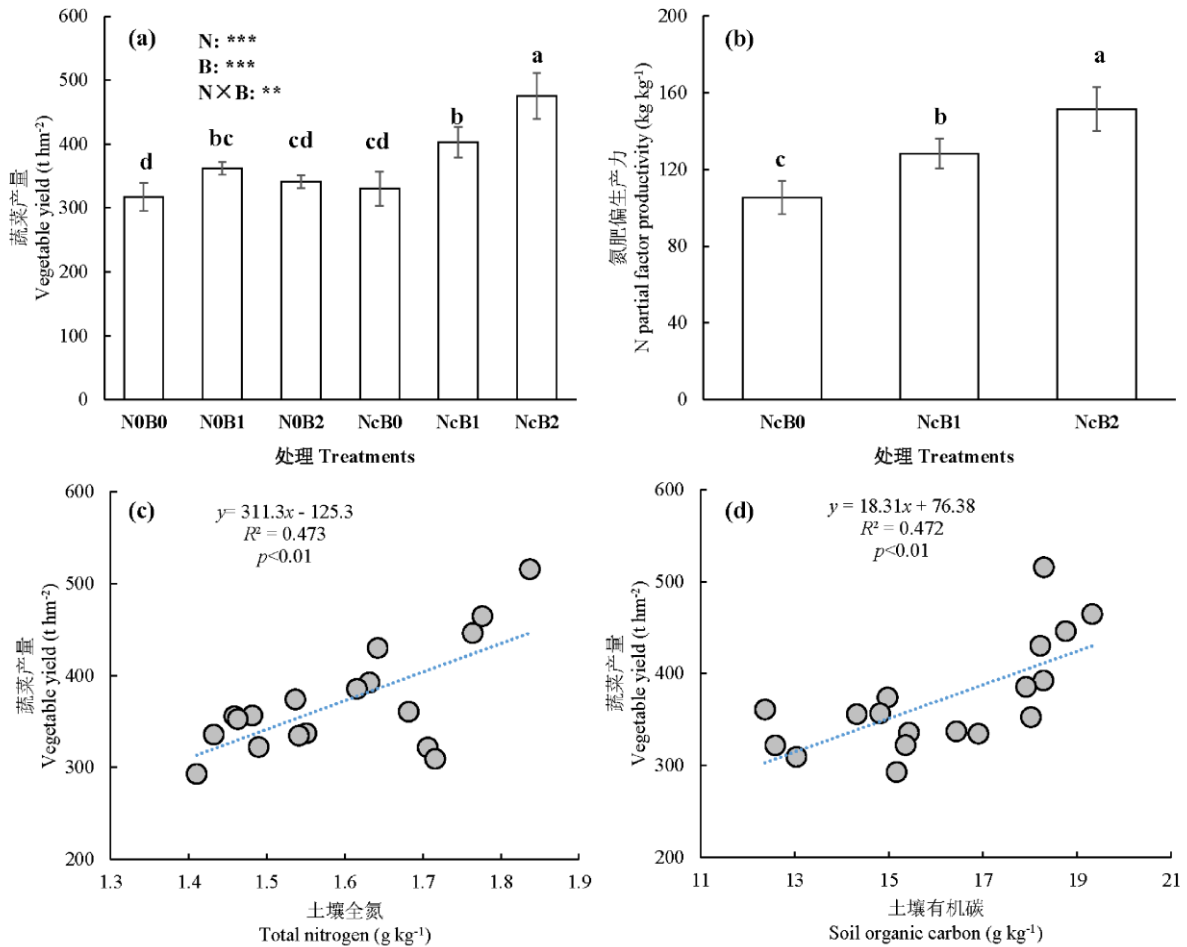


图 4 蔬菜产量、氮肥偏生产力以及与蔬菜产量与关键土壤理化性质的相关性

Fig. 4. Vegetable yield, N partial factor productivity and their relationships with the soil chemico-physical properties key to vegetable yield

2.4 集约化菜地土壤肥力质量评价

本文分别选择 TN、SOC、pH、EC、BD、CEC、NO₃⁻和 NH₄⁺等 8 个指标衡量菜地土壤肥力质量状况。将累积贡献百分率≥85%作为提取原则，得到 2 个主成分，累积贡献率为 90.6%，因子 1 和因子 2 的特征值分别为 5.17 和 2.08，贡献率分别为 64.6%和 26.1% (表 2)。主成分因子 1 (F1) 与 TN、EC、NO₃⁻及 BD 等指标上的载荷系数较大，主成分因子 2 (F2) 在 SOC 和 BD 的载荷系数最大；通过 F1 和 F2 得分与各因子的特征值百分率作为权数进行加权求和并计算得出土壤肥力质量得分 (表 3)。氮肥配施生物质炭能够增加菜地土壤肥力质量，且随着生物质炭施用量的增加，菜地土壤肥力质量也呈现出增加趋势，NcB2 处理的综合得分最高。

表 2 菜地土壤肥力质量性状的主成分提取及旋转因子载荷矩阵

Table 2 Principal component extraction and rotated component matrix of soil fertility quality

项目	主成分 1 (F1)	主成分 2 (F2)	项目	主成分 1 (F1)	主成分 2 (F2)
Item	Principal component 1	Principal component 2	Item	Principal component 1	Principal component 2
TN	0.92	0.20	NO ₃ ⁻	0.99	-0.02
SOC	0.13	0.93	NH ₄ ⁺	0.71	-0.53
pH	-0.95	-0.14	特征值 Eigenvalue	5.17	2.08
EC	0.99	-0.13	方差贡献率	64.60	26.10
BD	0.93	-0.18	Percentage rate (%)	64.60	26.10
			累积方差贡献率	64.60	90.60
			Cumulative rate (%)	64.60	90.60

表 3 菜地各处理土壤因子得分及土壤肥力质量得分

Table 3 Scores of principal components and general scores of soil fertility quality relative to treatment in the vegetable field

处理	F1	F2	综合得分	处理	F1	F2	综合得分
Treatment	F1	F2	The total score	Treatment	F1	F2	The total score
N0B0	-0.90	-0.49	-1.66	NcB0	1.11	-1.68	1.10
N0B1	-1.01	-0.22	-1.73	NcB1	0.66	0.68	1.36
N0B2	-0.96	0.54	-1.32	NcB2	1.10	1.16	2.26

3 讨论

3.1 施用氮肥对集约化菜地土壤肥力质量的影响

氮素是农业生产至关重要的化学元素，氮肥的施用与作物产量存在密切关系，同时也影响农业生产过程中农田土壤理化性质^[15]。本试验中，氮肥的施用显著增加了土壤的 TN 和 SOC 含量（图 1 (a) 和图 1 (b), $p < 0.01$ ）。这是由于氮肥的施入促进了菜地土壤中氮素的转化过程，提高了微生物对碳氮元素的同化能力^[16]。但值得注意的是，虽然双因子方差分析结果表明，氮肥的施用显著提高了菜地土壤 SOC 含量，但是在不施用生物质炭的处理（NcB0）中，氮肥的施用显著降低了菜地土壤 SOC 含量（图 1 (b), $p < 0.01$ ）；而在施用生物质炭的处理中，与不施用氮肥的处理相比，氮肥的施用显著增加了土壤 SOC 含量。其主要原因是长期施用无机氮肥降低了土壤 C/N，加速了土壤中原有 SOC 分解，导致土壤中积累的 SOC 总量下降^[17]。此外，与不施用氮肥的处理相比，氮肥的施用显著降低了土壤 pH（图 1 (d), $p < 0.01$ ），这与之前研究的结果^[18]一致。其主要原因是由于氮肥的大量施用增加了硝化作用的底物 NH₄⁺离子，促进了硝化作用，加速了土壤中 H⁺的累积^[19]；此外，由于集约化蔬菜生产频繁地灌溉导致大量的 NO₃⁻淋洗，同样加剧了菜地土壤酸化过程。同时，氮肥的大量施用还导致了土壤电导率的明显上升（图 1 (e), $p < 0.01$ ），这是由于氮肥的施用引起的 pH 下降会显著促进土壤中金属离子含量的上升，尤其是可溶性 Al³⁺离子浓度的上升^[20]，从而显著增加土壤电导率。此外，氮肥的大量施用显著增加了菜地土壤 BD（图 1 (f), $p < 0.01$ ），降低了孔隙度。这是因为高化肥投入导致耕地土壤 SOC 出现严重的退化^[21-22]，导致了菜地土壤的板结等负面结果。

集约化蔬菜生产施肥量较大，其施入量远高于蔬菜作物的需求量。本研究中，各处理土壤剖面（0~100 cm）NO₃⁻-N 累积量范围为 125.3~419.9 kg hm⁻²（图 3），其主要原因是菜地施肥量大以及频繁和过量灌水，不仅使硝态氮在蔬菜植株内大量累积，还在菜地土壤中大量残留，使菜田土壤的

硝态氮残留量明显高于一般农田。王朝辉等^[23]的研究表明,常年露天菜地 200 cm 土层的硝态氮残留总量可达 1 359 kg hm⁻²,两年大棚菜田为 1 412 kg hm⁻²,而一般农田仅为 245 kg hm⁻²。蔬菜作物的根系分布较浅,残留在菜地土壤深层的硝态氮难以被重新吸收利用,加之硝态氮又不易被土壤胶体吸附,在雨水和灌溉水的淋洗作用下会不断向土壤深层迁移,污染菜区的地下水环境。此外,集约化蔬菜生产系统农事操作频繁,灌溉量大,这又加大了土壤 NO₃⁻-N 淋溶的风险。本试验中,氮肥的施用同时显著增加了菜地土壤各个层次的无机氮含量(图 2, $p < 0.05$),进而增加了菜地剖面无机氮累积量(图 3, $p < 0.05$)。因此,合理施用和管理氮肥,减少集约化菜地生态系统土壤氮素的盈余量,是实现集约化蔬菜可持续生产的重要措施。

3.2 施用生物质炭对集约化菜地土壤肥力质量的影响

生物质炭由于其稳定的芳香环结构和疏松多孔的结构,近年来被广泛应用于各类试验中,以探究生物质炭对农田土壤的改良作用^[24]。本试验中,生物质炭的施用也显著增加了土壤 TN 含量(图 1 (a), $p < 0.05$),其主要原因是由于生物质炭中含有一部分氮素化合物,施入土壤中会带来额外的氮素^[25]。本试验采用的生物质炭 TN 含量为 5.9 g kg⁻¹,是土壤 TN 增加的主要来源之一;此外,生物质炭的施入能够增加蔬菜产量(图 4),因此会增加蔬菜的根系分泌物。据研究显示,根系分泌物的量占作物产量的 7%^[26],因此,施用生物质炭的菜地土壤中,土壤 TN 含量会呈现显著增加的趋势。除此之外,生物质炭的施用显著增加了土壤 SOC 含量,并且土壤 SOC 增加量随着生物质炭施用量的增加而提高(图 1 (b), $p < 0.05$)。Biederman 和 Harpole^[27]的荟萃分析研究中指出,与不施用生物质炭的处理相比,生物质炭的施用可使土壤 SOC 含量增加 61%,这与本试验的研究结果基本一致。其主要的原因在于生物质炭含有大量的惰性碳成分,这些惰性碳成分可以有效地对农田生态系统起到固碳的效果,而且可以维持几十年甚至几百年^[28],而这也是土壤 SOC 增加量随着生物质炭量增加而增加的原因。Laird 等^[29]对美国六个不同地点温带土壤施用生物质炭的研究表明,生物质炭的施用能够在长期时间尺度上提高 48% 的土壤 SOC 含量,从而减少作物生长的限制因素。此外,在不施用生物质炭的处理中,氮肥施用降低了土壤的 SOC 含量,而在施用生物质炭的处理中,氮肥的施用则增加了土壤 SOC 含量,这显示出生物质炭与氮肥对土壤 SOC 的交互作用 ($p < 0.01$)。因此,生物质炭的施用能够缓解氮肥过量施用所产生的土壤 SOC 下降,是一种合理的保持土壤 SOC 稳定的措施。此外,生物质炭的施用还显著增加了菜地土壤的 CEC 含量(图 1 (c), $p < 0.01$),其主要原因是生物质炭比表面积大,且氧化作用显著增加了黑碳表面的含氧官能团,从而增强对阳离子的吸附能力^[5]。因此,生物质炭的施用能够降低养分淋洗,其含有高浓度矿质元素、丰富的表面官能团以及较高 CEC,能够不同程度上提高农田土壤养分的生物有效性,增加农田土壤养分循环的效率。

多数试验中,生物质炭的施用会显著增加土壤 pH,这是由于生物质炭中的灰分成分呈现碱性,对土壤的酸碱度存在缓冲作用^[27]。而本试验中,在不施用氮肥的处理中,生物质炭的施用显著提高了菜地土壤 pH,而在施用氮肥的土壤中显著降低了菜地土壤 pH,显示出生物质炭与氮肥对土壤 pH 影响的交互作用(图 1 (d), $p < 0.01$)。主要原因有以下几点:第一,相比不施用氮肥的处理,生物质炭与氮肥的联合施用会更有效增加作物产量(图 4),从而吸收更多的 NH₄⁺离子,这会向土壤中排放 H⁺来保持菜地土壤的电中性,因此,在生物质炭与氮肥共同施用处理中,生物质炭的施用显著降低了菜地土壤 pH。第二,由于长期的大量施肥导致菜地土壤酸化,异养硝化速率提高^[30];虽然生物质炭被认为是非常稳定的物质,但是在施入菜地土壤的前期由于其激发作用和一部分碳源的分解会促进菜地异养硝化作用,导致施肥的菜地土壤 pH 显著下降^[31]。此外,生物炭施入农田后在不同程度上有利于增加土壤总孔隙度、毛管孔隙度和通气孔隙度,从而提高土壤田间持水量和有效水含量^[32],这对于增加作物根系对土壤水分和水溶性矿质养分的利用效率具有重要意义。本试验中,生物质炭的施用显著降低了土壤 BD,并且在各施氮水平上,土壤 BD 均随生物质炭施用量的增加而呈现出降低趋势(图 1 (f), $p < 0.01$),其原因除了生物质炭密度较低,具有一定的稀释作用外,还与施用其导致土壤微生物活性增加、团聚性增强^[33]从而使土壤结构得到改善有关。

本试验中,对各处理菜地土壤剖面无机氮含量的分析中可以看出,生物质炭的施用能够显著影

响各处理菜地土壤剖面无机氮的含量和分布。从图 2 可以看出, 生物质炭的施用对菜地 0~20 cm 土层的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量无显著影响, 而在 20~40、60~80 和 80~100 cm 土层显著降低了土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量 ($p<0.01$)。生物质炭对菜地各处理土壤剖面 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的影响趋势与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 呈现相似的规律。生物质炭在 0~20 cm 土层显著提高了 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量 ($p<0.01$), 但在其他四个土层显著降低了 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的含量 (图 2, $p<0.01$)。其主要的原因是生物质炭能够促进菜地土壤氮素的硝化作用, 因此增加了表层土壤的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量; 由于生物质炭对土壤无机氮素的吸附拦截作用^[34], 一部分无机氮会残留在表层土壤中, 导致生物质炭对菜地土壤下层无机氮的影响规律与表层出现相反的趋势。

3.3 施用生物质炭和氮肥处理下集约化菜地土壤肥力质量综合评价

土壤质量综合评价是对目标土壤生产力进行综合鉴定, 而作物产量则是土壤肥力质量的重要体现。目前, 研究者除用作物产量评价土壤肥力外, 多采用主成分分析法来定量评价土壤肥力质量^[14], 通过计算不同土壤理化性质指标与其所占权重计算其综合得分, 比较不同处理或地区的土壤肥力质量高低。在本研究中, 生物质炭的施用显著提高了蔬菜总产量以及氮肥偏生产力 (图 4, $p<0.01$), 说明生物质炭的施用能够有效提高菜地土壤生产力; 此外, 土壤 TN (图 4 (c)) 与 SOC (图 4 (d)) 含量与作物产量均呈现极显著正相关关系 ($p<0.01$), 而生物质炭的施用能够显著的提高土壤 TN 与 SOC 含量 ($p<0.01$), 表明其施用能够有效提高土壤肥力。此外, 主成分分析结果表明, 生物质炭的施用能够提高菜地土壤肥力质量综合得分, 且 B2 水平生物质炭与 B1 水平相比配合氮肥的施用能够更有效地提高土壤肥力质量综合得分 (表 3)。因此, 本研究推荐常规施肥配施 40 t hm^{-2} 生物质炭处理为提高菜地土壤肥力质量的最好处理。

4 结论

氮肥的施用显著提高土壤 TN、SOC、EC、CEC、BD 和菜地土壤剖面各土层的无机氮素含量, 并且显著降低了土壤 pH; 生物质炭的施用能够显著增加菜地土壤 TN、SOC 和 CEC, 并且显著降低菜地土壤 EC 和 BD。生物质炭在不施用氮肥的土壤中显著提高了菜地土壤 pH, 但是在施用氮肥的土壤中显著降低了土壤 pH。生物质炭的施用增加了菜地土壤表层土壤 (0~20 cm) 的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量, 但是显著降低了其他四个土层的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量。生物质炭的施用显著降低了菜地土壤剖面 (0~100 cm) 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的累积量 ($p<0.05$), 而对菜地土壤剖面 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 累积量无显著影响。此外, 生物质炭的施用能够显著提高蔬菜产量与氮肥偏生产力 ($p<0.01$), 并且提高菜地肥力质量的综合得分。因此, 生物质炭配合常规施肥施用是一种合理的提高菜地土壤肥力质量的措施。

参考文献

- [1] Food and Agriculture Organization (FAO), FAOSTAT (Food and Agriculture Organization Statistical Data) Statistical Yearbook Vol. 4, 2015. [Http://faostat.fao.org](http://faostat.fao.org). [2017-09-30]
- [2] Guo J H, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands. *Science*, 2010, 327(5968): 1008
- [3] 陈浩, 李博, 熊正琴. 减氮及硝化抑制剂对菜地氧化亚氮排放的影响. *土壤学报*, 2017, 54(4): 938-947
Chen H, Li B, Xiong Z Q. Effects of N reduction and nitrification inhibitor on N_2O emissions in intensified vegetable field (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54(4): 938-947
- [4] 王朝辉, 李生秀. 不同氮肥用量对蔬菜硝态氮累积的影响. *植物营养与肥料学报*, 1998, 4(1): 22-28
Wang Z H, Li S X. Influence of nitrogen rates on nitrate accumulation in vegetables (In Chinese). *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 1998, 4(1): 22-28
- [5] 王光飞, 马艳, 郭德杰, 等. 不同用量秸秆生物炭对辣椒疫病防控效果及土壤性状的影响. *土壤学报*, 2017, 54(1): 204-215
Wang G F, Ma Y, Guo D J, et al. Application-rate-dependent effects of straw biochar on control of phytophthora blight of chilli pepper and soil properties (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54(1): 204-215

- [6] 陈红霞, 杜章留, 郭伟, 等. 施用生物炭对华北平原农田土壤容重、阳离子交换量和颗粒有机质含量的影响. 应用生态学报, 2011, 22(11): 2930-2934
Chen H X, Du Z L, Guo W, et al. Effects of biochar amendment on cropland soil bulk density, cation exchange capacity, and particulate organic matter content in the North China Plain (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2011, 22(11): 2930-2934
- [7] Lorenz K, Lal R. Biochar application to soil for climate change mitigation by soil organic carbon sequestration. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2015, 177(5): 651-670
- [8] Spokas K A, Baker J M, Reicosky D C. Ethylene: potential key for biochar amendment impacts. Plant & Soil, 2010, 333(1/2): 443-452
- [9] Clough T J, Condon L M. Biochar and the nitrogen cycle: Introduction. Journal of Environmental Quality, 2010, 39(4): 1218-1223
- [10] Zhang A, Cui L, Pan G et al. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China. Agriculture Ecosystems & Environment, 2010, 139(4): 469-475
- [11] Tammeorg P, Simojoki A, Mäkelä P, et al. Short-term effects of biochar on soil properties and wheat yield formation with meat bone meal and inorganic fertilizer on a boreal loamy sand. Agriculture Ecosystems & Environment, 2014, 191: 108-116
- [12] Carter S, Shackley S, Sohi S, et al. The impact of biochar application on soil properties and plant growth of pot grown lettuce (*Lactuca sativa*) and cabbage (*Brassica chinensis*). Agronomy, 2013, 3(2): 404-418
- [13] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000
Lu R K. Analytical methods for soil and agro-chemistry (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000
- [14] 陈欢, 曹承富, 张存岭, 等. 基于主成分-聚类分析评价长期施肥对砂姜黑土肥力的影响. 土壤学报, 2014, 51(3): 609-617
Chen H, Cao C F, Zhang C L, et al. Principal component-cluster analysis of effects of long-term fertilization on fertility of lime concretion black soil (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2014, 51(3): 609-617
- [15] Hodge A, Fitter A H. Substantial nitrogen acquisition by arbuscular mycorrhizal fungi from organic material has implications for N cycling. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2010, 107(31): 13754-13759
- [16] 王楠. 氮素用量对玉米田土壤微生物学特性及有机碳组分特征的影响. 长春: 吉林农业大学, 2015
Wang N. Effect of N dosage on the soil microbial characteristics and its organic C components from a corn field (In Chinese). Changchun: Jilin Agricultural University, 2015
- [17] 徐阳春, 沈其荣, 雷宝坤, 等. 水旱轮作下长期免耕和施用有机肥对土壤某些肥力性状的影响. 应用生态学报, 2000, 11(4): 549-552
Xu Y C, Shen Q R, Lei B K, et al. Effect of long-term no-tillage and application of organic manure on some properties of soil fertility in rice/wheat rotation (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2000, 11(4): 549-552
- [18] Zhou J, Xia F, Liu X, et al. Effects of nitrogen fertilizer on the acidification of two typical acid soils in South China. Journal of Soils & Sediments, 2014, 14(2): 415-422
- [19] Zhao W, Cai Z C, Xu Z H. Does ammonium-based N addition influence nitrification and acidification in humid subtropical soils of China? Plant & Soil, 2007, 297(1/2): 213-221
- [20] Fcb V, Bayer C, Mielniczuk J, et al. Long-term acidification of a Brazilian Acrisol as affected by no till cropping systems and nitrogen fertilizer. Australian Journal of Soil Research, 2008, 46(1): 17-26
- [21] 丁雪丽, 何红波, 李小波, 等. 不同供氮水平对玉米秸秆降解初期碳素矿化及微生物量的影响. 土壤通报, 2008, 39(4): 784-788
Ding X L, He H B, Li X B, et al. Effects of nitrogen level on carbon mineralization and microbial biomass during initial decomposition of maize straw (In Chinese). Chinese Journal of Soil Science, 2008, 39(4): 784-788
- [22] 潘根兴, 赵其国. 我国农田土壤碳库演变研究: 全球变化和国家粮食安全. 地球科学进展, 2005, 20(4): 384-393
Pan G X, Zhao Q G. Study on evolution of organic carbon stock in agricultural soil of China: Facing the challenge of global change and food security (In Chinese). Advances in Earth Science, 2005, 20(4): 384-393
- [23] 王朝辉, 宗志强, 李生秀, 等. 蔬菜的硝态氮累积及菜地土壤的硝态氮残留. 环境科学, 2002, 23(3): 79-83
Wang Z H, Zong Z Q, Li S X, et al. Nitrate accumulation in vegetables and its residual in vegetable fields (In Chinese). Environmental Science, 2002, 23(3): 79-83

- [24] Jones D L, Rousk J, Edwards-Jones G, et al. Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 45: 113-124
- [25] Schouten S, Groenigen J W V, Oenema O, et al. Bioenergy from cattle manure? Implications of anaerobic digestion and subsequent pyrolysis for carbon and nitrogen dynamics in soil. *Global Change Biology Bioenergy*, 2012, 4(6): 751-760
- [26] Gregory P J. Roots, rhizosphere and soil: The route to a better understanding of soil science? *European Journal of Soil Science*, 2006, 57(1): 2-12
- [27] Biederman L A, Harpole W S. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: A meta-analysis. *Global Change Biology Bioenergy*, 2013, 5(2): 202-214
- [28] Kuzyakov Y, Bogomolova I, Glaser B. Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ^{14}C analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 2014, 70(6): 229-236
- [29] Laird D A, Novak J M, Collins H P, et al. Multi-year and multi-location soil quality and crop biomass yield responses to hardwood fast pyrolysis biochar. *Geoderma*, 2017, 289: 46-53
- [30] Zhu T, Zhang J, Cai Z. The contribution of nitrogen transformation processes to total N_2O emissions from soils used for intensive vegetable cultivation. *Plant & Soil*, 2011, 343(1/2): 313-327
- [31] Wde B, Kowalchuk G A. Nitrification in acid soils: Micro-organisms and mechanisms. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, 33(7/8): 853-866
- [32] 张明月. 生物炭对土壤性质及作物生长的影响研究. 郑州: 河南农业大学, 2012
Zhang M Y. Effects of biochar on soil properties and crop growth (In Chinese). Zhengzhou: Henan Agricultural University, 2012
- [33] Brodowski S, John B, Flessa H, et al. Aggregate-occluded black carbon in soil. *European Journal of Soil Science*, 2006, 57(4): 539-546
- [34] Ying D, Liu Y X, Wu W X, et al. Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and leaching in multi-layered soil columns. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2010, 213(1/4): 47-55

Effects of Biochar on Soil Fertility Quality in Intensive Vegetable Field

LI Bo¹ LU Ying¹ XIONG Zhengqin^{2†}

(1 College of Natural Resources and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China)

(2 Jiangsu Key Laboratory of Low Carbon Agriculture and GHGs Mitigation, College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract 【Objective】 This study was carried out to investigate effects of application of nitrogen (N) fertilizer plus biochar varying in rate on soil physico-chemical properties for 30 months (9 consecutive vegetable crops) in an intensive vegetable production system. 【Method】 During the observation period from April, 2012 to October, 2014, nine crops of vegetable were successfully planted, including Amaranth (*Amaranthus mangostanus* L.), Water spinach (*Ipomoea aquatic* Forssk.), Cilantro (*Coriandrum sativum* L.), Baby bok choy (*Brassica chinensis* L.) and Spinach (*Spinacia oleracea* L.). The experiment was designed to have three biochar amendment rates, namely, B0 (without biochar), B1 (20 t hm^{-2}) and B2 (40 t hm^{-2}) and two N application rates, namely, N0 (No N applied) and Nc (1 233 kg $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$, the same as in conventional vegetable fields and a typical case of N overdose), thus forming six treatments. In the experiment, compound fertilizer of (N):(P₂O₅):(K₂O) being 15:15:15 in ratio was applied at 313 kg hm^{-2} to Amaranth and Cilantro, 600 kg hm^{-2} to Water spinach and 250 kg hm^{-2} to Baby bok choy and Spinach as the local farmers usually do. Soil samples were collected from the 0~20 cm, 20~40 cm, 40~60 cm, 60~80 cm and 80~100 cm soil layers of every treatment for in-lab analysis at the end of the experiment or right after the harvest of the last vegetable crop on October 30, 2014. 【Result】 Comparisons between the treatments with and without N show that N application significantly increased soil

total nitrogen (TN), soil electronic conductivity (EC), bulk density and cation exchange capacity (CEC) by 9.4%~18.1%, 172.4%~241.1%, 5.6%~7.6% and 10.4%~15.0%, respectively, while significantly decreased soil pH by 0.68~1.10; Although two-way ANOVA shows that N application significantly increased the content of soil organic carbon (SOC) by 9.8%~23.4% in all the Nc treatments, except treatment NcB0 where the content of SOC decreased by 17.3%, which indicates that biochar helps SOC accumulation in the soil. Besides, amendment of biochar significantly increased soil TN, SOC and CEC by 1.7%~10.0%, 3.6%~48.3% and 8.1%~37.1%, respectively, while significantly decreasing soil EC and bulk density. Meanwhile, biochar significantly increased soil pH in the three N0 treatments by 0.11~0.23, while decreasing soil pH by 0.19~0.23 in the Nc treatments. In addition, interactive effects between N application and biochar amendment on soil TN, SOC and EC were significant according to the two-way ANOVA analysis. Soil NH_4^+ -N and NO_3^- -N content in the experiment varied in the range of 6.6~59.3 mg kg^{-1} and 23.8~51.3 mg kg^{-1} , respectively. N application significantly increased NH_4^+ -N and NO_3^- -N concentrations in all soil layers of the vegetable soil profiles. They varied with soil depth, and mineral N concentration, too, in a similar trend, that is, declining first and then rising with soil depth in the soil profile; Meanwhile, application of biochar significantly decreased NH_4^+ -N concentration in the 20~40 cm、60~80 cm and 80~100 cm soil layers by 4.9%~47.9%, while increasing NH_4^+ -N concentration in the 0~20 cm soil layer; Meanwhile, it also significantly increased NO_3^- -N concentration in the top soil layer by 2.4%~29.8% while did reversely in all the deeper soil layers. Moreover, biochar amendment significantly increased the vegetable yield and PFPN (N partial factor productivity) by 7.7%~43.8% and 21.8%~43.8% ($p<0.01$), respectively, and a significant and positive relationship of crop yield was observed with soil TN and SOC during the experimental period ($p<0.01$). 【Conclusion】As biochar amendment combined with N application can improve soil fertility and reduce the NO_3^- -N concentration in vegetable soil, the practice may serve to guarantee healthy development of the intensive vegetable production system, and the treatment of amending 40 t hm^{-2} biochar to application of N at the conventional rate is recommended to be an optimal treatment in this study.

Key words Intensive vegetable field; Biochar; Soil fertility quality; NO_3^- -N leaching; Principal component analysis

(责任编辑: 陈荣府)