

DOI: 10.11766/trxb202305030168

朱睿, 段增强. 有机物料品种和用量对设施土壤过量硝酸盐和硫酸盐的去除效果研究[J]. 土壤学报, 2024, 61 (6): 1605–1615.

ZHU Rui, DUAN Zengqiang. Study on the Removal Effect of Organic Material Varieties and Amended Amount on Excess Nitrate and Sulfate in Facility Soil[J]. Acta Pedologica Sinica, 2024, 61 (6): 1605–1615.

有机物料品种和用量对设施土壤过量硝酸盐和硫酸盐的去除效果研究^{*}

朱 睿^{1, 2}, 段增强^{1, 2†}

(1. 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 211135; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 淹水并添加有机物料的厌氧处理已被证明能够降低设施菜地土壤中的过量盐分, 改善土壤质量。田间有机物料品种多样, 关于筛选具有良好修复效果的有机物料的原则尚未有研究。本研究向次生盐渍化土壤中施用不同碳/氮 (C/N) 和碳/硫 (C/S) 的六种有机物料并进行淹水厌氧培养。结果显示, 淹水并添加有机物料可快速创造出土壤的还原环境, 在培养的第一天氧化还原电位 (Eh) 就已迅速降至 0 mV 附近, 同时伴随土壤电导率 (EC)、硫酸盐 (SO_4^{2-}) 和硝酸盐 (NO_3^- -N) 的快速下降, 至厌氧培养过程结束时, NO_3^- -N 近乎被完全去除, 有机物料的品种和添加量对 NO_3^- -N 的去除无显著影响。而 C/S 较低的油菜秸秆去除 SO_4^{2-} 的效果较弱, 去除比例为 58%, C/S 较高的玉米秸秆可将 SO_4^{2-} 由初始的 $153 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 降至 $17 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 降幅达 89%。不同物料添加量仅影响 SO_4^{2-} 去除的速度而不影响最终的去除效果, 至培养结束时, 添加 $2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 与添加 $8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 有机物料的处理去除 SO_4^{2-} 效果无显著差异。除有机硫含量显著升高外, 其他形态硫的含量变化不明显, 说明减少的 SO_4^{2-} 大部分转化成了有机硫。若以修复土壤中过量的 SO_4^{2-} 为目的, 建议选用 C/S 较高的有机物料如玉米秸秆, 并将添加量设置为 $2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 即可获得良好效果。

关键词: SO_4^{2-} ; NO_3^- -N; 淹水还原; 有机硫; 碳/硫; 玉米秸秆

中图分类号: S156 文献标志码: A

Study on the Removal Effect of Organic Material Varieties and Amended Amount on Excess Nitrate and Sulfate in Facility Soil

ZHU Rui^{1, 2}, DUAN Zengqiang^{1, 2†}

(1. State Key Laboratory of Soil & Sustainable Agriculture, Institute of Soil Sciences, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China;
2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: 【Objective】Flooding and organic matter addition to anaerobic treatment has been proven to reduce excess salt in greenhouse soil and improve soil quality. There are many types of organic matter in the field, so how to select effective materials is a key problem. 【Method】Six types of organic materials with different carbon (C), nitrogen (N) and sulfur (S) proportions were selected and tested at two rates of $2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$. 【Result】Flooding and organic matter addition can quickly create a

* 中国科学院战略性先导科技专项 (XDA23020000) 资助 Supported by the Strategic Priority Research Program of the Chinese Academy of Sciences (No. XDA23020000)

† 通讯作者 Corresponding author, Email: zqduan@issas.ac.cn

作者简介: 朱 睿 (1991—), 博士研究生, 主要从事设施土壤退化的治理研究。Email: zhurui171@mails.ucas.ac.cn

收稿日期: 2023-05-03; 收到修改稿日期: 2023-12-28; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2024-05-06

reducing environment for soil. On the first day of incubation, the redox potential (Eh) rapidly decreased to around 0 mV, accompanied by a rapid decline in soil electrical conductivity (EC), SO_4^{2-} , and NO_3^- -N. By the end of the anaerobic cultivation process, almost all NO_3^- -N had been removed, the variety and amount of organic matter added had no significant effect on NO_3^- -N removal. The effect of rapeseed straw with low C/S ratio on SO_4^{2-} removal was weak, with a removal rate of 58%. A high C/S ratio maize straw can reduce SO_4^{2-} from an initial concentration of $153 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ to $17 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, a decrease of 89%. Different amounts of added materials only affect the speed of SO_4^{2-} removal, but not the final removal effect. At the end of cultivation, there was no significant difference in SO_4^{2-} removal between treatments with $2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ of organic matter added. The content of other forms of sulfur did not change significantly, indicating that most of the reduced SO_4^{2-} was converted into organic sulfur. 【Conclusion】 For the purpose of remediating excess SO_4^{2-} in soil, it is recommended to use organic materials with high C/S such as maize straw and set the addition amount at $2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ to obtain good results.

Key words: SO_4^{2-} ; NO_3^- -N; Flooding; Organic sulfur; C/S; Maize straw

在过去的二十年中,设施蔬菜种植在中国迅速推广^[1]。由于不受季节和天气影响,设施大棚始终能够保持优越的湿度、温度和光照条件,因此设施栽培较传统的露地栽培具有更高的生产力。设施土壤的健康程度直接影响着设施农业的发展^[2]。然而为了满足庞大的蔬菜市场需求,设施蔬菜种植通常复种指数较高,投入大量的化肥并频繁灌溉^[3-5],导致设施土壤酸化和次生盐渍化现象普遍发生^[6],这不仅极大地改变土壤理化性质,还导致严重的土传病害和作物减产^[5, 7-8]。因此,设施土壤退化已经成为制约我国设施栽培可持续发展的瓶颈^[5, 9-11]。

硝酸盐(NO_3^- -N)和硫酸盐(SO_4^{2-})是长江中下游地区次生盐渍化温室土壤的主要盐分离子^[12]。使用化学和生物方法去除土壤中过度累积的 NO_3^- -N已有广泛研究,其中一种有效方法是为土壤创造还原环境去除^[13-14]。目前关于设施土壤过量硫酸盐的去除仍鲜有研究,当环境pH大于7时, SO_4^{2-} 几乎无法以气态形式去除^[15], SO_4^{2-} 在还原环境下主要转化为无机吸附态和无机硫化物及有机形态(酯键硫、碳键硫和微生物生物量硫)而保留于土壤中。吸附态 SO_4^{2-} 受土壤pH影响,当pH>6时 SO_4^{2-} 的吸附量很小^[16]。硫酸盐还原菌(Sulfate reducing bacteria, SRB)主要负责 SO_4^{2-} 在厌氧条件下的转化。土壤氧化还原电位(Eh)、pH、温度和有机碳是SRB生存的调控因子。氧化还原电位越低, SO_4^{2-} 还原反应越完全^[17]。当土壤pH在6.5~7.5之间时,SRB活性最高,一旦土壤pH低于5.5或高于9.0,SRB增殖将受到抑制^[18-19]。SRB生存的最适环境温度为30~35℃。SRB将还原 SO_4^{2-} 至 S^{2-} 的过程中以碳源作为电子供体,因此大量易分解的有机碳源有利于

SRB繁殖,促进 SO_4^{2-} 转化为其他形态的硫^[20]。

在仅有的少量研究中显示,向退化土壤中添加足量的水和碳源可为 SO_4^{2-} 的还原创造厌氧环境^[20-22]。在Meng等^[21, 23]的研究中,为达到预期效果,有机质的添加量需设置在 $5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 以上。土壤中的 NO_3^- -N和 SO_4^{2-} 在添加 $5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 紫花苜蓿和土壤淹水相结合的处理中有显著减少。Zhu等^[22]的研究显示,100%田间最大持水量(WHC)并添加 $10 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的玉米秸秆可改善土壤理化性质并有效抑制土传病原菌。在以往研究中,研究者侧重于仅采用某一种有机物料研究其对 NO_3^- -N和 SO_4^{2-} 的去除及抑制土传病原菌的效果,目前仍缺乏有机物料品种及添加量的筛选原则,这将会影响修复方法的最终效果。本研究旨在(1)通过淹水并添加不同C、N、S比例及添加量的有机物料为退化土壤创造厌氧环境,探索不同类型和添加量有机物料对 NO_3^- -N和 SO_4^{2-} 的去除效果及形态转化的影响;(2)确定有机物料品种及其用量的选用原则。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤于2019年5月26日采集自上海市闵行区紫燕蔬菜种植基地北区的大棚内($31^{\circ}4'N$, $121^{\circ}26'E$)。该地块种植温室作物已有7年,次生盐渍化情况突出,作物产量下降,已出现连作障碍。主要作物为茄子(*Solanum melongena* L.)、辣椒(*Capsicum annuum* L.)、生菜(*Lactuca sativa* var. *ramose* Hort.)、西蓝花(*Brassica oleracea* var.

italica Plenck) 和芫荽 (*Coriandrum sativum* L.)。在该田块采集 0~20 cm 土壤样品, 将 10 个棚的土壤样品在阴凉干燥处晾干后, 除去石头和植物根系等杂质后, 充分混匀并过 2 mm 筛。

原始土壤的基础理化性质: pH 7.3, 电导率 (EC) 0.77 mS·cm⁻¹, NO₃⁻-N 233 mg·kg⁻¹, NH₄⁺-N 6.55 mg·kg⁻¹, 水溶性硫酸根 153 mg·kg⁻¹, 吸附性硫酸根 18.8 mg·kg⁻¹, 盐酸可溶性硫 69.1 mg·kg⁻¹, 有机硫 235 mg·kg⁻¹, 全硫 476 mg·kg⁻¹, 全氮 1.68 g·kg⁻¹, 全碳 20.4 g·kg⁻¹。

本研究选取了不同碳、氮、硫含量的有机物料进行效果比较, 分别为葡萄糖、玉米秸秆、大豆秸秆、紫花苜蓿、萝卜叶子和油菜秸秆。其中玉米秸秆、大豆秸秆和油菜秸秆购自江苏东海先进农场, 紫花苜蓿采自江苏省扬州大学试验基地, 萝卜叶子购于江苏省徐州沛县河口工业园。除葡萄糖外, 所有有机物料均于 55 ℃烘干后, 用粉碎机粉碎并过 0.15 mm 筛。有机物料的总碳 (TC)、总氮 (TN) 和总硫 (TS) 含量见表 1。

表 1 五种有机物料的总碳、总氮、总硫含量及碳/氮 (C/N) 和碳/硫 (C/S)

Table 1 Total carbon (TC), total nitrogen (TN), total sulfur (TS) content and carbon /nitrogen (C/N) and carbon / sulfur (C/S) of the five kinds of organic material

有机物料 Organic material	总碳 TC/ (g·kg ⁻¹)	总氮 TN/ (g·kg ⁻¹)	总硫 TS/ (g·kg ⁻¹)	C/N	C/S
玉米秸秆 ^①	406	14.2	2.07	28.7	196
大豆秸秆 ^②	412	11.8	1.22	35.1	338
紫花苜蓿 ^③	426	36.5	3.09	11.7	138
萝卜叶子 ^④	378	13.3	12.6	28.4	30.1
油菜秸秆 ^⑤	383	49.9	12.4	7.68	31.0

①Maize straw; ②Soybean straw; ③Alfalfa; ④Radish leaves; ⑤Rapeseed straw.

1.2 研究方法

试验共设置一种土壤水分含量 (淹水) 和 6 种有机物料添加 (葡萄糖、玉米秸秆、大豆秸秆、紫花苜蓿、萝卜叶子和油菜秸秆), 每种有机物料分别设置两种碳添加量 (2 g·kg⁻¹ 和 8 g·kg⁻¹), 同时设置不添加有机物料的淹水处理作为对照 (CK), 共计 13 个处理, 每个处理设 3 个重复 (表 2)。将 120 g 土壤样品与有机物料充分混匀后装入 150 mL 聚氯乙烯 (PVC) 小白瓶中, 压实至土壤容重后加水 130 mL 至淹水状态, 水层高度约 1.5 cm, 盖紧瓶盖。每个处理设三个重复并按破坏性试验来准备样品, 共计 195 瓶。将小白瓶随机放置于 35 ℃恒温培养箱中培养 14 d, 隔天稍微拧松瓶盖排气后再拧紧, 并按期取样。

在试验开始的第 1、3、5、7、14 天分别测定土壤氧化还原电位 (Eh), 并于第 3、7、14 天测定 Eh 后进行破坏性采样。用注射器吸取土壤上部水溶液至接近土表, 每个样品吸取等量的水溶液于干净的离心管中, 4 ℃冰箱保存待测。接着将瓶中土壤混匀后, 采集新鲜土壤样品用于后续指标测定。采集的新鲜土壤样品一部分立即用于测定含水率, 其余

表 2 不同物料及添加量的处理分组

Table 2 Treatment groups with different organic materials and adding amounts

处理 Treatment	分组 Group	物料品种 Kinds of organic material	添加量 Adding amount/ (g·kg ⁻¹)
CK	CK	—	—
GLU1	葡萄糖 1	葡萄糖	2
GLU2			8
MZS1	玉米秸秆 1	玉米秸秆	2
MZS2			8
SBS1	大豆秸秆 1	大豆秸秆	2
SBS2			8
ALF1	紫花苜蓿 1	紫花苜蓿	2
ALF2			8
RDL1	萝卜叶子 1	萝卜叶子	2
RDL2			8
RPS1	油菜秸秆 1	油菜秸秆	2
RPS2			8

注: 所有处理的水分处理均为淹水。Note: Water treatments are waterlogged in all treatments.

分别用自封袋密封后暂存于4℃冰箱中尽快检测。

1.3 测试方法

pH、EC、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、TC、TN和TS的测定：pH采用土水比1:2.5在180 r·min⁻¹振荡20 min后用梅特勒pH/Eh计(Mettler S220K, Schwerzenbach, 瑞士)测定^[24]。土壤电导率(EC)采用土水比1:5在180 r·min⁻¹振荡20 min后用定量滤纸过滤,滤液用梅特勒电导率仪(Mettler FE30 Plus, Greifensee, 瑞士)测定^[25]。 NH_4^+ -N和 NO_3^- -N含量采用土与2 mol·L⁻¹ KCl溶液质量比1:10, 250 r·min⁻¹振荡1 h后静置过滤,滤液用流动分析仪(San ++ System, Breda, 荷兰)测定^[26]。TC、TN和TS用全自动CNS分析仪(Elementar Vario Max, Hanau, 德国)测定^[27]。

土壤硫形态的测定：不同形态的无机硫采用连续提取的方法^[28-29]，水溶性硫酸根 SO_4^{2-} 采用土水比1:10, 250 r·min⁻¹振荡30 min, 4 000 r·min⁻¹离心15 min, 上清液用注射器过0.22 μm滤膜至1.5 mL色谱瓶中, 用阴离子色谱(Thermo Fisher Scientific ICS-5000+, Waltham, Massachusetts, 美国)测定土壤样品中硫酸根离子浓度^[30]。离心后的土壤样品用0.016 mol·L⁻¹ KH₂PO₄溶液在土水比1:10下, 250 r·min⁻¹振荡30 min, 4 000 r·min⁻¹离心15 min, 滤液用注射器过0.22 μm滤膜至1.5 mL色谱瓶中, 用阴离子色谱测定土壤样品中吸附性硫酸根离子浓度。离心后的土壤样品用10 mL蒸馏水转移至蒸馏瓶中, 加入10 mL 2 mol·L⁻¹ HCl并立即用硅脂封口, 通氮气微沸蒸馏30 min, 同时盐酸挥发性硫用0.05 mol·L⁻¹ NaOH吸收, 蒸馏结束后, 用2滴30% H₂O₂氧化吸收液中的 S^{2-} 至 SO_4^{2-} 。蒸馏结束后, 蒸馏瓶中HCl消煮液过滤后的滤液和NaOH吸收液用电感耦合等离子体-原子发射光谱(ICP-AES, Perkin Elmer, Optima 2000DV, Shelton, CT, 美国)分别测定盐酸可溶性硫和盐酸挥发性硫的含量。

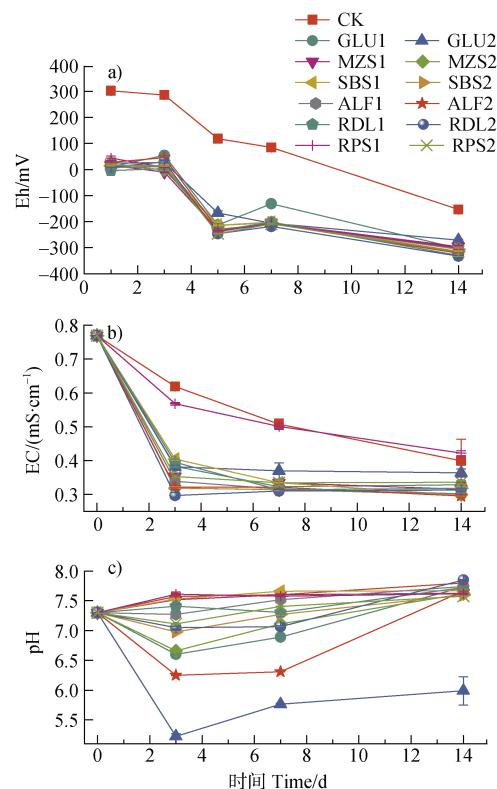
1.4 数据处理

土壤 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N和水溶性硫酸根(SO_4^{2-})的含量为土壤样品和上覆水中的含量之和。不同处理组之间的差异采用方差分析(ANOVA, Analysis of Variance), 用最小显著差异法(LSD)和邓肯检验(DUNCAN)在 $P < 0.05$ 条件下揭示组间差异性。分析软件为SPSS 22.0。OriginPro 2021进行制图。

2 结果

2.1 土壤Eh、EC和pH的变化

添加有机物料处理的土壤Eh在第1天均已快速降至接近0 mV且均显著低于CK(302 mV)($P < 0.001$)。至第5天土壤Eh再次大幅下降, 与CK的118 mV相比, 除GLU2处理(-116 mV)外, 其余处理均降至-200 mV以下。之后所有处理Eh均持续下降, 至第14天降至最低, 除GLU2处理(-271 mV)和MZS1处理(-295 mV)外, 其余添加有机物料的处理均下降至-300 mV以下, 显著低于对照组CK($P < 0.001$), 土壤呈强还原状态(图1a)。



注: CK: 对照; GLU: 葡萄糖; MZS: 玉米秸秆; SBS: 大豆秸秆; ALF: 紫花苜蓿; RDL: 萝卜叶子; RPS: 油菜秸秆。1和2分别表示添加量为2 g·kg⁻¹和8 g·kg⁻¹。Note: In the legend, CK, GLU, MZS, SBS, ALF, RDL and RPS represent control, glucose, maize straw, soybean straw, alfalfa, radish leaf and rape straw, respectively. The numbers 1 and 2 denote the added amount of 2 g·kg⁻¹ and 8 g·kg⁻¹.

图1 淹水还原处理过程中有机物料品种和施用量对土壤Eh(a)、EC(b)和pH(c)的影响

Fig. 1 Effects of organic material varieties and amended amounts on soil Eh (a), EC (b) and pH (c) during the flooding period

至处理第3天,与CK($0.62\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$)相比,所有添加有机物料的处理EC均有显著下降($P<0.05$)。其中以RDL2处理降幅最大,降至 $0.30\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$,降幅达52%;RPS1处理降幅最小,降至 $0.57\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$,降幅8.06%。至培养的第14天,与原始土壤相比,所有处理EC均明显下降,其中Mzs、Sbs、Alf和Rdl的处理在两个添加量的条件下均能将EC降至 $0.30\sim0.32\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$,与原始土壤($0.80\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$)相比降幅达59%~61%。RPS1处理降低EC的能力弱于其他处理组,至培养结束时其EC值 $0.42\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$,略高于CK处理($0.40\text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$)(图1b)。

在14 d的培养过程中,添加 $8\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 有机物料的土壤pH经历了先降低后逐渐升高的过程,而添

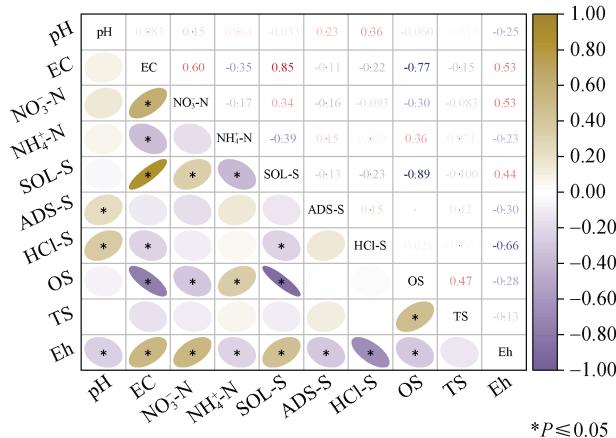
加 $2\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的土壤pH则由第3天和第7天的基本持平至培养结束时与原始土相比略有升高。其中,第3天GLU2处理的pH变化幅度最大,由7.30降至5.23,GLU1、Mzs2和Alf2处理次之,分别为6.60、6.66和6.25。第7天时,pH开始逐渐回升,而GLU1(6.89)、GLU2(5.77)和Alf2处理(6.31)仍显著低于其他处理。培养第14天,GLU1和Alf2处理的pH快速回升,与其他处理间无显著差异($P>0.05$),而GLU2处理的土壤的pH仍保持较低并显著低于其他处理($P<0.001$)(图1c)。有机物料的添加量和品种对土壤pH和EC有极显著影响($P<0.001$,表3),而pH和EC之间无显著的相关性($P>0.05$,图2)。

表3 淹水还原处理过程中有机物料用量对土壤性质的影响

Table 3 Effects of organic amendment application rate on soil properties during the flooding period

变量	显著性 Significance								
	pH	EC	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$	$\text{NO}_3^- \text{-N}$	SO_4^{2-}	ADS-S	HCl-S	OS	TS
物料添加量(A) ^①	<0.001	<0.001	<0.001	0.856	<0.001	0.745	0.557	<0.001	<0.05
物料种类(K) ^②	<0.001	<0.001	<0.001	0.967	<0.001	<0.001	0.755	<0.001	<0.01
A×K	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.108	0.632	<0.001	<0.001

注:ADS-S:吸附性硫酸根;HCl-S:盐酸可溶性硫酸根;OS:有机硫;TS:总硫。下同。Note: ADS-S, HCl-S, OS, and TS represent adsorbed sulfate, hydrochloride acid-soluble sulfate, organic sulfur, and total sulfur, respectively. The same as below. ① Amendment rate, ②Kinds of organic amendment.



注:SOL-S:水溶性硫酸根。Note: SOL-S represent soluble sulfate.

图2 土壤各性质之间的相关性
Fig. 2 The correlation analysis among soil properties

2.2 土壤 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的变化

14 d的培养过程中, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的变化趋势(图3a)

与EC相似,在培养的第3天,所有添加有机物料处理的土壤中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 由处理前的 $233\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 降至 $2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 以下,近乎被完全去除,该效果一直持续至培养结束。而CK处理与原始土壤相比, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量有所下降,但仍显著高于添加有机物料的处理组。不同物料添加量的处理间,对 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的去除效果无显著差异($P>0.05$)。

与原始土壤相比,所有处理在14 d培养期间 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的含量均有上升。其中以RDL2和Alf2处理的增幅最大,增速最快,RDL1和Alf1处理次之。至第3天,RDL2处理的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量由原始土壤的 $6.55\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 快速升至 $383\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,增长了57倍;Alf2处理的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量升至 $226\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,增长了34倍。至第14天,RDL2和Alf2处理的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量分别升至494和346 $\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。而GLU2处理对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量的提升效果最弱,为 $35.8\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,显著低于其他处理($P<0.05$)(图3b)。

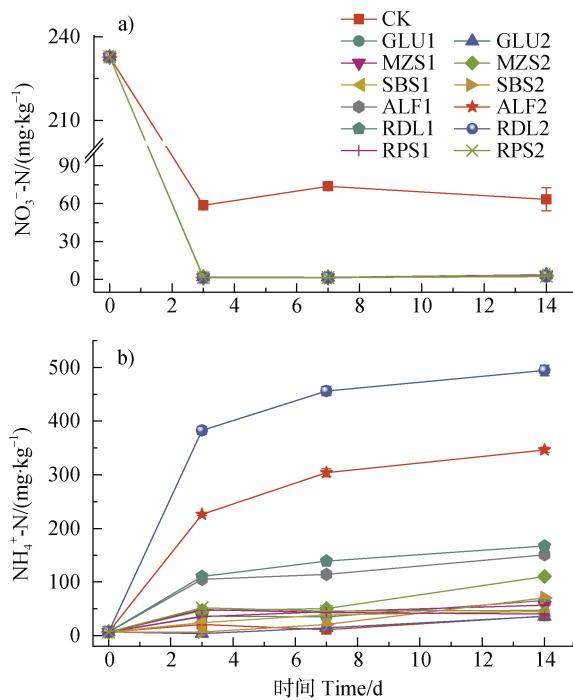


图3 淹水还原处理过程中有机物料品种和用量对土壤 NO_3^- -N (a) 和 NH_4^+ -N (b) 的影响

Fig. 3 Effects of organic material varieties and amended amounts during the flooding period on soil NO_3^- -N (a) and NH_4^+ -N (b)

土壤 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 的变化与土壤 pH 的变化呈显著的正相关关系 ($P<0.05$, 图 3)。有机物料的种类和添加量对土壤 NH_4^+ -N 的变化有极显著影响 ($P<0.001$), 而对土壤 NO_3^- -N 无显著影响 ($P>0.05$, 表 3)。

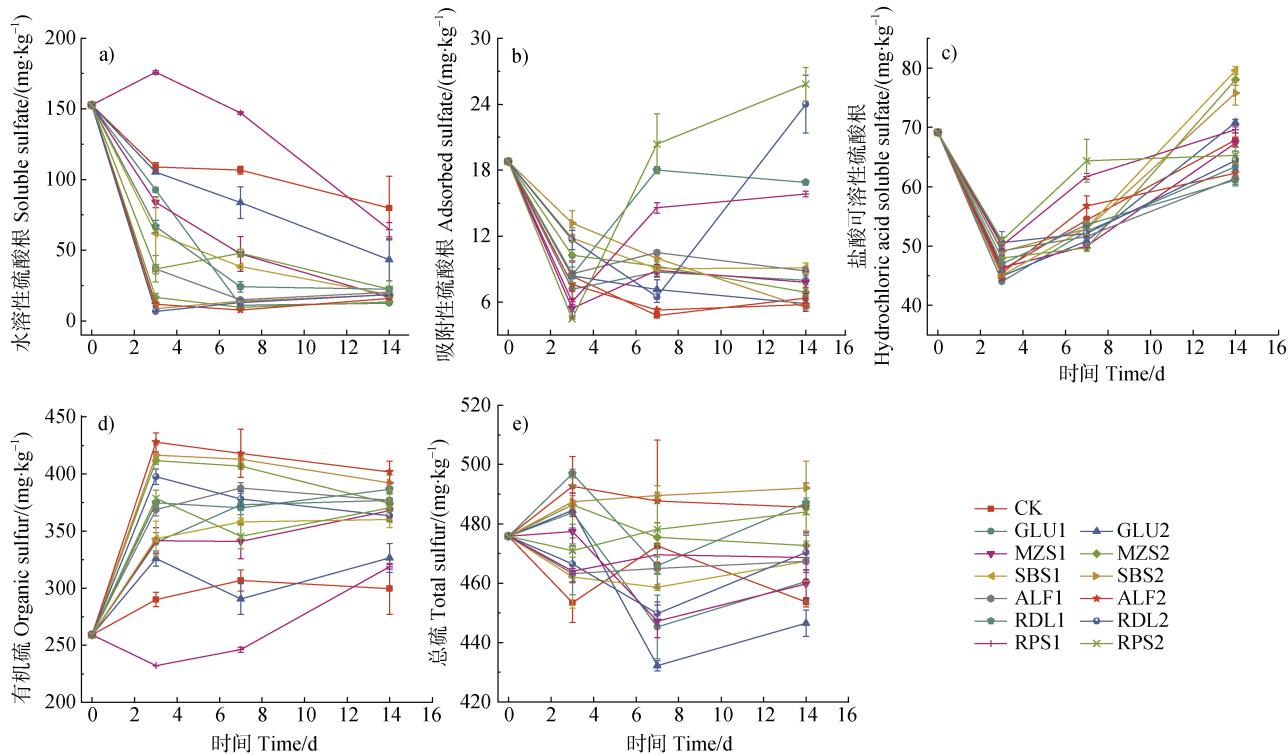
2.3 土壤各形态硫及总硫含量变化

与 EC 变化趋势相似, 在培养第 3 天, 土壤中水溶性硫酸根含量除 RPS1 处理以外, 其他添加有机物料的处理与 CK 相比均有显著下降, 其中以添加 $8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的处理 SBS2、ALF2 和 RDL2 处理的降幅最大, 分别由 $109 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 降至 8.56 、 11.8 和 $6.72 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 显著低于其他处理 ($P<0.05$, 图 4a)。至第 7 天时, 各处理土壤中的水溶性硫酸根含量持续下降, RPS1 处理仍显著高于其他处理, 但与第 3 天相比, 已由 $176 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 降至 $147 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 略低于初始值 $153 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。值得注意的是, 此阶段 GLU1 处理的水溶性硫酸根含量下降速度最快, 由第 3 天的 $92.7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 降至 $11.1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 降幅达 88%。添加 $2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 处理的土壤中水溶性硫酸根也在此阶段快速下降。至第 14 天, 所有添加有机物料的处理土壤中水溶性硫酸根均低于 CK, 除 RPS1 以外, 所有

处理的降低幅度均达到显著水平 ($P<0.05$)。其中, 以 GLU1、Mzs1、Mzs2 和 ALF2 处理对土壤中水溶性硫酸根的去除效果最为显著, 分别降至 12.5 、 16.6 、 13.6 和 $15.9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。与原始土壤相比, 除 RPS1 和 GLU2 处理的降幅稍弱, 分别是 58% 和 72%, 其他添加有机物料的处理对土壤中水溶性硫酸根的降幅均大于 85%, 均能够有效降低土壤的硫酸根含量, 且添加 $2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 与 $8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 在培养结束时有相似的效果, 而添加 $8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的处理能够在更短时间内达到最低值 (图 4a)。土壤水溶性硫酸根的变化与土壤 EC 呈显著正相关关系, 而与土壤 NH_4^+ -N 呈显著负相关关系 ($P<0.05$, 图 2)。有机物料的添加量和物料种类及二者产生的交互作用均对土壤中水溶性硫酸根的变化产生极显著影响 ($P<0.001$, 表 3)。

各处理中的吸附性硫酸根在培养过程中经历了先下降后回升的过程 (图 4b)。至培养第 3 天, 所有处理的吸附性硫酸根含量与原始土壤相比均有下降, 其中, 以 Mzs1、RPS1 和 RPS2 处理下降最为显著, 由原始土壤的 $18.8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 分别降至 5.44 、 6.01 和 $4.45 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。至第 7 天, 所有添加 $2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 有机物料的处理及油菜秸秆 2 处理的土壤均经历了吸附态硫酸根含量回升的过程。其中, 以 RPS1、RDL1 和 RPS2 处理的回升最为显著, 分别上升了 8.57 、 9.56 和 $15.9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。至第 14 天, 添加萝卜叶子和油菜秸秆的处理在两个添加量下的吸附性硫均显著高于其他处理, 而 RDL2 和 RPS2 处理的土壤中吸附性硫含量分别高出原始土壤 28% 和 37%。其余处理土壤中的吸附性硫酸根含量在培养结束时均低于 $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。整个培养过程中, 土壤吸附性硫酸根的变化与土壤 NO_3^- -N 的含量呈显著负相关关系 ($P<0.05$, 图 2)。物料的添加量对土壤吸附性硫的变化未产生显著影响 ($P>0.05$), 而物料种类对其有极显著影响 ($P<0.001$, 表 3)。

盐酸可溶性硫在培养过程中也经历了先下降后上升的过程 (图 4c)。在培养的第 3 天, 所有处理与原始土壤相比, 盐酸可溶性硫均显著下降 ($P<0.05$), 其中以葡萄糖 1 处理的盐酸可溶性硫降幅最大, 降低了 36%。至第 7 天各处理土壤中盐酸可溶性硫含量开始回升, 以 ALF2、RPS1 和 RPS2 处理的回升速度最快, 分别由第 3 天的 45.4 、 50.1 和 50.9 回升至 56.7 、 61.7 和 $64.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。Mzs1 和 Mzs2 处理在此阶段仅略有上升, 增量低于



注: 本试验中未测出盐酸挥发性硫。Note: There was no detected hydrochloride acid volatile sulfur in this experiment.

图 4 淹水还原处理过程中有机物料品种和用量对土壤不同硫形态 (a. 水溶性硫酸根, b. 吸附性硫酸根, c. 盐酸可溶性硫酸根, d. 有机硫, e. 总硫) 的影响

Fig. 4 Effects of organic material varieties and amended amounts during the flooding period on soil sulfur in different forms (a. soluble sulfate, b. adsorbed sulfate, c. hydrochloride acid soluble sulfate, d. organic sulfur, e. total sulfur)

5 mg·kg⁻¹。至第 14 天, 各处理中, SBS1、SBS2 与 MZS2 处理中盐酸可溶性硫的含量最高, 分别高出原始土壤 8.89、10.5 和 6.64 mg·kg⁻¹。盐酸可溶性硫含量与物料添加量之间未呈现显著关系 ($P>0.05$)。培养过程中盐酸可溶性硫的变化与土壤 pH、EC 和 NH₄⁺-N 呈显著正相关关系, 而与土壤 EC 呈显著负相关 ($P<0.05$, 图 2), 物料添加量和物料品种对土壤盐酸可溶性硫的变化未产生显著影响 ($P>0.05$, 表 3)。

除 GLU2 和 RPS1 处理以外, 所有处理的有机硫含量均显著高于原始土壤和 CK ($P<0.05$, 图 4d)。在培养的第 3 天, 除 RPS1 处理外, 所有添加有机物料的处理, 有机硫含量均显著提升, 其中以添加 8 g·kg⁻¹ 有机物料的 MZS2、SBS2 和 ALF2 处理土壤中有机硫含量提升最快, 分别在原始土壤 259 mg·kg⁻¹ 的基础上提升了 59%、61% 和 65%。而 RPS1 处理的有机硫则呈现先下降后回升的趋势, 第 3 天降至

232 mg·kg⁻¹, 至第 7 天逐渐回升至 246 mg·kg⁻¹, 略低于原始土壤。第 14 天时, 所有添加有机物料处理的土壤中有机硫含量均高于 CK, 除 GLU2 和 RPS1 处理以外均达到显著水平 ($P<0.05$), ALF2 处理的有机硫含量增幅最大, 由 259 mg·kg⁻¹ 升至 402 mg·kg⁻¹, 各处理之间差异不显著 ($P>0.05$)。培养过程中土壤有机硫的变化与土壤 pH、EC、NO₃⁻-N 和水溶性硫酸根的含量呈显著负相关, 而与土壤 NH₄⁺-N 呈显著正相关关系 ($P<0.05$, 图 2)。有机物料的添加量和种类及其交互作用均对土壤有机硫产生极显著影响 ($P<0.001$, 表 3)。

土壤总硫在培养过程中围绕原始值 476 mg·kg⁻¹ 波动 (图 4e)。第 3 天时, GLU1 和 GLU2、MZS1、MZS2、SBS2、ALF2 和 RDL1 与原始土壤相比总硫含量略有上升, 其他处理略有下降, 变化幅度低于 23 mg·kg⁻¹。所有添加有机物料处理的总硫含量均高于 CK。至第 7 天时, GLU1、GLU2、MZS1 和 RDL1

的总硫含量快速下降,降幅分别为8%、11%、6%和6%,至第14天时波动回升。除GLU2处理外,土壤中的总硫含量均高于CK($461\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),其中SBS1处理的总硫含量最高。土壤总硫在培养过程中与土壤有机硫呈显著正相关关系($P<0.05$),而与其他理化指标变化无相关性($P>0.05$,图2)。有机物料的添加量和种类均对土壤总硫的变化产生显著影响,二者交互时对总硫的影响达到极显著水平($P<0.001$,表3)。

3 讨 论

3.1 有机物料添加和还原条件对土壤氮形态的影响

土壤中的过量 NO_3^- -N不能被植物和土壤微生物同化吸收^[31],因此期望通过为土壤创造还原环境将其从土壤中去除。 NO_3^- -N的还原主要依靠微生物代谢过程来完成。 NO_3^- -N还原过程的关键影响因子包括氧化还原状态、温度、pH和电子供体与受体的供应^[32-34]。好氧环境会阻碍 NO_3^- -N还原反应的发生;温度也是影响微生物活动和代谢的关键因素,通常最佳温度范围在25~30℃;有机物料,尤其是高C/N的有机物料分解后产生的有机化合物可为土壤中微生物的代谢过程提供充足的电子,同时,有机物料的添加为微生物提供了充足的碳源,从而加快 NO_3^- -N还原的速度和效率^[35]。因此,本试验选取了六种不同C/N的有机物料,并设置两种添加量。结果显示,在培养的第3天,添加有机物料处理的土壤中 NO_3^- -N含量均已降至接近0 $\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的水平(图3a), NO_3^- -N含量与物料的添加量和物料品种之间未呈现显著的相关关系(表3)。本试验结果表明, NO_3^- -N的还原可能仅与土壤还原环境的程度有关。Myrold和Tiedje^[36]指出Eh在低于200mV时就可产生 NO_3^- -N的还原。而本研究中,在试验的第3天添加有机物料的土壤Eh均已降至0mV左右(图1a),同时添加的有机物料为 NO_3^- -N的还原提供了碳源和能量,因而在第3天时土壤中的 NO_3^- -N就已近乎被完全去除。因此有机物料的品种和添加量对土壤中 NO_3^- -N的去除不产生影响,在田间操作时可选用当地易获取的有机物料并将添加量设置为2 $\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 即可达到去除 NO_3^- -N的效果。

本研究期望通过促进异化还原成铵(DNRA)过程为土壤保留更多的 NH_4^+ -N,从而避免一部分土

壤氮素的损失。由于DNRA过程的发生较反硝化过程需要转移更多电子,因此,Tiedje^[37]认为DNRA仅在高C/ NO_3^- 的条件下才更容易发生,比如湿地土壤^[38]。另有研究表明DNRA不需要过强的还原环境,且与反硝化过程相比,对氧气的敏感度更低^[39]。而模型分析的结果显示,在目前已知的环境影响因子中,不存在仅影响DNRA而不影响其他氮素转化的因子^[40]。在本试验条件下, NH_4^+ -N也可由添加的有机物料和土壤有机氮矿化产生,且不能区分 NH_4^+ -N来源,因此无法评估有机物料种类对DNRA过程产生 NH_4^+ -N的影响。但本试验较好地反映了有机物料种类和添加量对 NH_4^+ -N产生量的综合影响。试验结果显示,RDL2处理提升土壤 NH_4^+ -N的幅度最大,在培养结束时提升至493 $\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图3b)。而萝卜叶子与其他物料相比的最大差别在于硫的含量远高于玉米秸秆、大豆秸秆和紫花苜蓿,而与相似硫含量的油菜秸秆相比,C/N远高于油菜秸秆。Brunet和Garcia-Gil^[41]的研究表明 H_2S 和 S^{2-} 可为微生物的DNRA过程提供更多的电子,此外硫化物还可通过化学过程将 NO_3^- -N转化为 NH_4^+ -N^[42]。Burgin和Hamilton^[43]提出,在高含碳量的环境中,硫化物可能是土壤 NO_3^- -N去除的决定因素。因此,可能是由于萝卜叶子在厌氧分解过程中产生了能够参与DNRA过程的 S^{2-} ,从而产生了更多的 NH_4^+ -N。由表3可以看出,有机物料的种类和添加量均可对土壤的 NH_4^+ -N含量产生显著影响。物料种类的影响体现在物料的硫含量方面,而添加量的影响则体现在碳含量方面。由此可见,选择高含碳量和含硫量的有机物料,并设置添加量为8 $\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 将获得更好的效果。

3.2 有机物料添加和还原条件对土壤硫形态的影响

本研究结果表明,淹水并添加有机物料可有效降低土壤中的 SO_4^{2-} 含量,且添加量越大降低的速度越快(图4)。 SO_4^{2-} 的还原分为异化硫酸盐还原和同化硫酸盐还原两条路径^[44]。以异化硫酸盐还原为主并由SRB主导。SRB的生存条件受多种环境因子的影响,包括温度、Eh和pH。SRB生存的最适温度在35~37℃。有研究结果表明,在35℃培养温度下, SO_4^{2-} 在Eh降至0~190mV环境下开始发生还原反应^[45],Eh越低还原反应越彻底。添加有机物料促进SRB的快速繁殖^[46],同时为土壤中的好氧微生物提供碳源以促进其消耗土壤中的氧气,进而使土壤的还原环境更为强烈。本试验中,添加有

机物料处理的 Eh 在第 7 天时就已降至 -200 mV 以下, 并持续降低至培养结束(图 1a), 同时土壤的 SO_4^{2-} 含量在第 7 天时出现显著下降, 由初始的 $157 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 最低降至 $7.61 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图 4)。有机物料的添加量和种类对 SO_4^{2-} 的含量产生显著影响, 其中, 玉米秸秆处理在两种添加量下与其他物料相比降低 SO_4^{2-} 的效果均更为优越(图 4), 玉米秸秆与其他秸秆相比, C/N 和 C/S 均处于适中水平, 过高的 N 和 S 含量会阻碍微生物对 SO_4^{2-} 的固定。已有研究显示, 还原过程中仅有微量的 SO_4^{2-} 可以气态形式从土壤中脱除, 那么由 SO_4^{2-} 转化为除气态以外的其他硫形态是土壤中 SO_4^{2-} 还原的主要路径^[21]。施用有机物料可促进土壤中的 SO_4^{2-} 同化成有机硫^[47-48]。因此, 本研究选用六种不同的 C、N、S 含量的有机物料, 用以探索将 SO_4^{2-} 转化成有机硫的最佳组合。研究结果表明有机硫和土壤中的水溶性 SO_4^{2-} 存在显著的负相关关系(图 2), 而吸附性硫和沉淀态硫与水溶性 SO_4^{2-} 未呈现显著相关性(图 2), 说明还原过程中减少的 SO_4^{2-} 除少部分转化为吸附态和沉淀态, 其余部分均转化为土壤有机硫。有机物料的添加量和种类均对土壤有机硫的含量产生显著影响($P<0.001$, 表 3), 同种有机物料添加 $8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 有机物料的处理转化成有机硫的含量普遍高于添加 $2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的处理, 而添加 $2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 有机物料的各处理之间差异并不显著(图 4)。油菜秸秆和葡萄糖在降低土壤水溶性 SO_4^{2-} 含量和提升有机硫含量方面的效果最弱(图 4), 其中, 油菜秸秆的 C/N 和 C/S 比在五种有机物料中均最低(表 1), 而高 C/N 和 C/S 比更有利于发生氮和硫的固定; 由于含硫氨基酸的合成需要 N 元素的加入, 而 GLU2 在提供了大量碳源的同时不能及时提供氮源, 从而减缓了微生物利用 SO_4^{2-} 生成有机硫的过程。硫的同化还原过程中首先形成硫酸酯(C-O-S)和氨基磺酸(C-N-S)等酯键硫形态的硫, 这些有机硫化合物再进一步通过微生物的代谢作用生成半胱氨酸和蛋氨酸等碳键硫形态的硫, 该形态更为稳定, 不易在短期内再度被矿化为 SO_4^{2-} 。因此淹水结束后硫的再矿化过程中, 转化为有机硫形态的硫再度矿化形成 SO_4^{2-} 的速度需要继续深入研究。

4 结 论

淹水并添加有机物料可快速促进土壤还原环境的生成, 在培养的第 3 天就可达到厌氧环境。

厌氧环境的形成促进了 NO_3^- -N 和 SO_4^{2-} 的还原。不同 C、N、S 比例的有机物料对 NO_3^- -N 的去除效果无明显差异, 去除率接近 100%。因此, 添加 $2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 有机物料即可有效去除土壤中的过量 NO_3^- -N。还原过程中减少的 SO_4^{2-} 大部分转化成了有机硫。含硫量较高即 C/S 较低的有机物料会影响 SO_4^{2-} 的去除效果, 阻碍其生成有机硫, 纯碳源(葡萄糖)也会由于不能提供微生物生长所必需的氮源而限制了 SO_4^{2-} 的去除效果。C/S 较高的有机物料如玉米秸秆、大豆秸秆在 $2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 或 $8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 均可有效降低土壤中 SO_4^{2-} 的含量, 添加量在 $8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时会有更多的 SO_4^{2-} 转化成有机硫。

参考文献 (References)

- [1] Zhong T Y, Si Z Z, Shi L F, et al. Impact of state-led food localization on suburban districts' farmland use transformation: Greenhouse farming expansion in Nanjing City region, China[J]. Landscape and Urban Planning, 2020, 202: 103872.
- [2] Lal R. Soil management in the developing countries[J]. Soil Science, 2000, 165 (1): 57-72.
- [3] Geng W C, Ma Y, Zhang Y X, et al. Research progress in soil health regulation technology for protected agriculture[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2022, 30 (12): 1973—1984. [耿文丛, 马悦, 张玉雪, 等. 设施农业的土壤健康调控技术研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2022, 30 (12): 1973—1984.]
- [4] Matsumura A, Hirosawa K, Masumoto H, et al. Effects of maize as a catch crop on subsequent garland chrysanthemum and green soybean production in soil with excess nitrogen[J]. Scientia Horticulturae, 2020, 273: 109640.
- [5] Shi W M, Yao J, Yan F. Vegetable cultivation under greenhouse conditions leads to rapid accumulation of nutrients, acidification and salinity of soils and groundwater contamination in South-Eastern China[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2009, 83 (1): 73—84.
- [6] Sun H W, Wei C, Xu W S, et al. Characteristics of salt contents in soils under greenhouse conditions in China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26 (4): 3882—3892.
- [7] Bonanomi G, De Filippis F, Zotti M, et al. Repeated applications of organic amendments promote beneficial microbiota, improve soil fertility and increase crop yield[J]. Applied Soil Ecology, 2020, 156: 103714.
- [8] Kalkhajeh Y K, Huang B, Hu W Y, et al. Environmental soil quality and vegetable safety under current greenhouse vegetable production management in

- China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2021, 307: 107230.
- [9] Li H. Study on the development status, obstacles and countermeasures of facility agriculture in China[J]. *China Southern Agricultural Machinery*, 2021, 52(23): 34—37. [李浩. 我国设施农业发展现状、障碍及对策研究[J]. 南方农机, 2021, 52 (23): 34—37.]
- [10] Min J, Sun H J, Kronzucker H J, et al. Comprehensive assessment of the effects of nitrification inhibitor application on reactive nitrogen loss in intensive vegetable production systems[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2021, 307: 107227.
- [11] Zhang Z L, Sun D, Tang Y, et al. Plastic shed soil salinity in China: Current status and next steps[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 296: 126453.
- [12] Huan H F, Zhou J M, Duan Z Q, et al. Contributions of greenhouse soil nutrients accumulation to the formation of the secondary salinization: A case study of Yixing City, China[J]. *Agrochimica*, 2007, 51(4/5): 207—221.
- [13] Zhang H M, Liu Y, Zhang Y H, et al. A tradeoff between denitrification and nitrate leaching into the subsoil in nitrate-rich vegetable soils treated by reductive soil disinfection[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2023, 356: 108633.
- [14] Dan X Q, He M Q, Chen S D, et al. Reductive soil disinfection promotes vegetable N uptake by regulating soil gross N transformation and improving the quality of degraded soil[J]. *Plant and Soil*, 2024, 498: 147—160.
- [15] Hao O J, Chen J M, Huang L, et al. Sulfate-reducing bacteria[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1996, 26 (2): 155—187.
- [16] Yang C F, Lu G N, Xie Y Y, et al. Sulfate migration and transformation characteristics in paddy soil profile affected by acid mine drainage[J]. *Environmental Research*, 2021, 200: 111732.
- [17] Connell W E, Jr Patrick W H. Sulfate reduction in soil: Effects of redox potential and pH[J]. *Science*, 1968, 159 (3810): 86—87.
- [18] Center for Environmental Research Information (U S). Odor and corrosion control in sanitary sewerage Systems and treatment plants: Design manual[M]. Cincinnati, OH: Center for Environmental Research Information, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, 1985.
- [19] Kushkevych I, Dordević D, Vítězová M. Analysis of pH dose-dependent growth of sulfate-reducing bacteria[J]. *Open Medicine*, 2019, 14 (1): 66—74.
- [20] Wu J, O'Donnell A G, Syers J K. Influences of glucose, nitrogen and plant residues on the immobilization of sulphate-S in soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1995, 27 (11): 1363—1370.
- [21] Meng T Z, Wei Q, Yang Y J, et al. The influences of soil sulfate content on the transformations of nitrate and sulfate during the reductive soil disinfection (RSD) process[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 818: 151766.
- [22] Zhu R, Huang X Q, Zhang J B, et al. Efficiency of reductive soil disinfection affected by soil water content and organic amendment rate[J]. *Horticulturae*, 2021, 7 (12): 559.
- [23] Meng T Z, Yang Y J, Cai Z C, et al. The control of *Fusarium oxysporum* in soil treated with organic material under anaerobic condition is affected by liming and sulfate content[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2018, 54 (2): 295—307.
- [24] Wang L S, Wang R J. Determination of soil pH from Vis-NIR spectroscopy by extreme learning machine and variable selection: A case study in lime concretion black soil[J]. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 2022, 283: 121707.
- [25] Corwin D L, Scudiero E. Review of soil salinity assessment for agriculture across multiple scales using proximal and/or remote sensors[J]. *Advances in Agronomy*, 2019, 158: 1—130.
- [26] Wen T, Huang X Q, Zhang J B, et al. Effects of biological soil disinfection and water regime on suppressing *Artemisia selengensis* root rot pathogens[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2016, 16 (1): 215—225.
- [27] Slavich P G, Sinclair K, Morris S G, et al. Contrasting effects of manure and green waste biochars on the properties of an acidic ferralsol and productivity of a subtropical pasture[J]. *Plant and Soil*, 2013, 366 (1): 213—227.
- [28] Shan X Q, Chen B, Tie J, et al. Fractionation of sulphur in soil and river sediment[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1991, 11 (2): 172—177. [单孝全, 陈斌, 铁军, 等. 土壤和河流沉积物中硫的形态分析[J]. 环境科学学报, 1991, 11 (2): 172—177.]
- [29] Li C B. Extraction and determination of total sulfur and different forms of sulfur in soil[J]. *Progresses in Soil Sciences*, 1990, 18 (6): 42—46, 49. [李成保. 土壤中总硫和不同形态硫的提取与测定[J]. 土壤学进展, 1990, 18 (6): 42—46, 49.]
- [30] Meng T Z, Zhu T B, Zhang J B, et al. Effect of liming on sulfate transformation and sulfur gas emissions in degraded vegetable soil treated by reductive soil disinfection[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2015, 36: 112—120.
- [31] Smirnoff N, Stewart G R. Nitrate assimilation and translocation by higher plants: Comparative physiology and ecological consequences[J]. *Physiologia Plantarum*, 1985, 64 (2): 133—140.
- [32] Brin L D, Giblin A E, Rich J J. Effects of experimental warming and carbon addition on nitrate reduction and

- respiration in coastal sediments[J]. *Biogeochemistry*, 2015, 125 (1): 81—95.
- [33] Pandey C B, Kumar U, Kaviraj M, et al. DNRA: A short-circuit in biological N-cycling to conserve nitrogen in terrestrial ecosystems[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 738: 139710.
- [34] Pang Y M, Wang J L. Various electron donors for biological nitrate removal: A review[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 794: 148699.
- [35] Huang X J, Tie W Z, Xie D T, et al. Certain environmental conditions maximize ammonium accumulation and minimize nitrogen loss during nitrate reduction process by *Pseudomonas putida* Y-9[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2021, 12: 764241.
- [36] Myrold D D, Tiedje J M. Diffusional constraints on denitrification in soil[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1985, 49 (3): 651—657.
- [37] Tiedje J M. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium[J]. *Biology of Anaerobic Microorganisms*, 1988, 317: 179—244.
- [38] Jahangir M M R, Fenton O, Carolan R, et al. Application of ¹⁵N tracing for estimating nitrogen cycle processes in soils of a constructed wetland[J]. *Water Research*, 2020, 183: 116062.
- [39] Yuan H Z, Cai Y W, Wang H X, et al. Impact of seasonal change on dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) triggering the retention of nitrogen in lake[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 341: 118050.
- [40] Silver W L, Thompson A W, Reich A, et al. Nitrogen cycling in tropical plantation forests: Potential controls on nitrogen retention[J]. *Ecological Applications*, 2005, 15 (5): 1604—1614.
- [41] Brunet R C, Garcia-Gil L J. Sulfide-induced dissimilatory nitrate reduction to ammonia in anaerobic freshwater sediments[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 1996, 21 (2): 131—138.
- [42] Chao T T, Kroontje W. Inorganic nitrogen transformations through the oxidation and reduction of iron[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1966, 30 (2): 193—196.
- [43] Burgin A J, Hamilton S K. Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2007, 5 (2): 89—96.
- [44] Postgate J. Sulphate reduction by bacteria[J]. *Annual Review of Microbiology*, 1959, 13 (1): 505—520.
- [45] Takai Y, Kamura T. The mechanism of reduction in waterlogged paddy soil[J]. *Folia Microbiologica*, 1966, 11 (4): 304—313.
- [46] Castro J M, Wielinga B W, Gannon J E, et al. Stimulation of sulfate-reducing bacteria in lake water from a former open-pit mine through addition of organic wastes[J]. *Water Environment Research*, 1999, 71 (2): 218—223.
- [47] Goh K M, Gregg P E H. Field studies on the fate of radioactive sulphur fertilizer applied to pastures[J]. *Fertilizer Research*, 1982, 3 (4): 337—351.
- [48] Trudinger P A. Assimilatory and dissimilatory metabolism of inorganic sulphur compounds by micro-organisms[J]. *Advances in Microbial Physiology*, 1969, 3: 111—158.

(责任编辑: 陈荣府)