

董岳, 胡奕婷, 张辉, 等. 土壤含盐量对滨海盐渍农田土壤氮素转化和淋失特征的影响[J]. 江苏农业学报, 2025, 41(2): 296-304.
doi:10.3969/j.issn.1000-4440.2025.02.010

土壤含盐量对滨海盐渍农田土壤氮素转化和淋失特征的影响

董岳^{1,2,3}, 胡奕婷^{1,4}, 张辉⁵, 徐聪^{1,2,3}, 聂亚锋¹, 马艳^{1,2,3}, 汪吉东^{1,2}

(1.江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 江苏 南京 210014; 2.农业农村部盐碱土改良与利用<滨海盐碱地>重点实验室, 江苏 南京 210014; 3.国家盐碱地综合利用创新中心盐城试验站, 江苏 盐城 224000; 4.安徽科技学院资源与环境学院, 安徽 凤阳 233100; 5.江苏省农业科学院农产品质量安全与营养研究所, 江苏 南京 210014)

摘要: 为明确土壤含盐量对滨海盐渍农田土壤氮素转化和淋失特征的影响, 本研究设置 4 个土壤含盐量水平[CK(含盐量<1 g/kg)、S1(含盐量 2 g/kg)、S2(含盐量 3 g/kg)、S3(含盐量 5 g/kg)], 进行 120 d 的模拟淋溶试验, 动态监测土壤和淋溶液中铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)和硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)含量, 明确土壤含盐量对氮素转化和淋失特征的影响及其机制。结果表明, 相比于 CK 和 S1 处理, 高土壤含盐量(≥ 3 g/kg)延缓了 S2 和 S3 处理土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量达到峰值的时间, 并显著降低了土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量的峰值。高土壤含盐量显著影响了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 淋失特征: 相较于 CK 和 S1 处理, S2 和 S3 处理淋溶液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度峰值更低, 到达峰值时间更晚。但土壤含盐量未对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失特征($\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度和淋失量)产生显著影响。监测期间土壤和淋溶液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量(质量浓度)呈现“双峰值”变化趋势: 除施肥后 30 d 内土壤和淋溶液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量(质量浓度)上升外, 施肥第 45 d 后, 土壤和淋溶液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量(质量浓度)再次显著升高。方差分解分析结果显示, 水输入量和氮转化过程的综合效应是决定 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失的主要因素。综上, 当土壤含盐量 ≥ 3 g/kg 时, 盐分显著抑制尿素的水解和硝化作用。但受高水输入量影响, 盐分对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失没有显著影响。水输入量的降低会导致 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的累积并增加施肥后期的淋失风险。因此, 作物生长期合理的水肥管理结合休耕期种植覆盖作物可有效减少滨海盐渍农田 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失。

关键词: 滨海盐渍土; 土壤盐分; 硝化作用; 硝态氮淋失; 氮素迁移转化

中图分类号: S156.4+2

文献标识码: A

文章编号: 1000-4440(2025)02-0296-09

Effect of soil salt content on the characteristics of nitrogen transformation and leaching in soils of coastal saline farmland

DONG Yue^{1,2,3}, HU Yiting^{1,4}, ZHANG Hui⁵, XU Cong^{1,2,3}, NIE Yafeng¹, MA Yan^{1,2,3}, WANG Jidong^{1,2}

(1. Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China; 2. Key Laboratory of Saline-Alkali Soil Improvement and Utilization (Coastal Saline-Alkali Lands), Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Nanjing 210014, China; 3. Experimental Station of Yancheng, National Center of Technology Innovation for Comprehensive Utilization of Saline-Alkali Lands, Yancheng 224000, China; 4. College of Resource and Environment, Anhui Science and Technology University, Fengyang 233100, China; 5. Institute of Food Safety and Nutrition, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China)

收稿日期: 2024-11-28

基金项目: 江苏省自然科学基金项目(BK20241171); 江苏省农业科技自主创新基金项目[CX(23)1019]; 江苏省科技计划项目(BE2023354)

作者简介: 董岳(1993-), 男, 山东淄博人, 博士, 助理研究员, 研究方向为中低产田改良与地力提升。(E-mail) ydong@jaas.ac.cn

通讯作者: 汪吉东, (E-mail) jidongwang@jaas.ac.cn

Abstract: To explore the influence of soil salt content on characteristics of nitrogen transformation and nitrate nitrogen ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) leaching in coastal saline soils, a 120-day soil column experiment was conducted to simulate leaching experiment, with four treatments of different soil salinity levels (CK: <1 g/kg; S1: 2 g/kg; S2: 3 g/kg;

S3: 5 g/kg). The dynamic variations of ammonium ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ contents in soils and leachates were monitored to determine the influences of soil salt content on the characteristics of nitrogen transformation and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ leaching, and the mechanisms were studied. The results showed that compared with CK and S1 treatments, high soil salinity (≥ 3 g/kg) delayed the peak time of the soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ contents under S2 and S3 treatments. Meanwhile, the peak value of soil $\text{NO}_3^-\text{-N}$ content was significantly decreased. High soil salinity significantly influenced the characteristics of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ leaching. Compared with CK and S1 treatments, the peak values of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ mass concentration of leachates under S2 and S3 treatments were lower, with later peak time. However, the soil salt content showed no significant influence on the leaching characteristics of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ mass concentrations in leachates and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ leaching amount. The mass concentrations of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in soils and leachates both showed a “two-peak” variation during the detection period. Besides the obvious increase within 30-day after fertilization, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ contents increased significantly again in soils and leachates 45 days after fertilization. Variation partitioning analysis showed that the combined effect of water input and nitrogen transformation mainly determined $\text{NO}_3^-\text{-N}$ leaching. Therefore, when the soil salt content was ≥ 3 g/kg, soil salinity significantly inhibited urea hydrolysis and nitrification processes. However, due to the influence of high water input, soil salinity showed no obvious effect on the $\text{NO}_3^-\text{-N}$ leaching. The decrease of water input in the later period of fertilization might lead to obvious soil accumulation of $\text{NO}_3^-\text{-N}$, and might increase the risk of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ leaching. Thus, rational water management during the crop growth period and planting cover crop during the fallow period are proposed to ameliorate $\text{NO}_3^-\text{-N}$ leaching and increase nitrogen use efficiency.

Key words: coastal saline soil; soil salinity; nitrification; nitrate nitrogen leaching; transport and transformation of nitrogen

中国盐碱地分布广泛,各种类型的可利用盐渍土资源约 $3.6 \times 10^5 \text{ km}^2$ ^[1]。加强盐碱地综合改造利用,对促进农业可持续发展和保障粮食安全具有重要意义^[2]。中国东部滨海地区生态区位良好,水热等自然资源丰富,滨海盐渍土具有较大的利用潜力,是中国重要的后备耕地资源^[3-4]。由于盐分的影响,滨海盐渍农田氮肥利用率低,土壤中残留的氮素含量高^[5-6]。受水热同季的季风气候影响,滨海盐渍农田硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)淋失严重,年均淋失量可达施肥量30%以上^[7-8]。近年来,盐胁迫和氮肥过量施用导致的低氮肥利用率和高 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失对滨海地区农业生产力和生态安全构成了极大威胁^[9-10]。因此,明确滨海盐渍农田土壤氮素转化和淋失特征,对防治 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 污染、提升氮肥利用效率和维持农田生产力具有重要意义。

土壤水是物质运输和转移的关键媒介和驱动力^[11],对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失特征和速率起到决定性影响^[12]。基于长期监测,前人探究了灌溉和降雨对盐渍农田 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失的影响,指出雨水和灌溉水的输入会显著增加盐渍农田 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失量^[13-14]。Merchán等^[15]利用10年的田间原位监测评估了灌溉对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失的影响,发现灌溉水输入使研究区盐渍农田 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失速率每年增加了 19.4 kg/hm^2 。

Zhu等^[7]的研究结果表明,黄河三角洲地区极端降雨事件极大增加了滨海盐渍农田的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失量,年均 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失量可达施肥量的38%,且单日 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失量与降雨量呈显著正相关。以上研究构建了灌溉水和雨水输入与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失的表象关系,但多关注 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失速率等指标的年均总量变化,缺乏水输入影响下氮素转化和淋失动态变化过程的研究,故难以准确地解析水输入影响下滨海盐渍农田氮素转化和淋失特征,致使 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失精准防治和氮肥增效难以实现。

土壤含盐量是影响盐渍土氮素迁移转化的主要非生物因子^[16]。过高的土壤含盐量会通过抑制氨氧化微生物的活性并影响其群落多样性进而显著抑制硝化作用^[17-19]。土壤盐分和水分对氮素迁移转化的影响具有显著的交互作用。李亚威等^[20]研究指出,当土壤含水率低于田间持水率时,土壤含水率的升高在促进硝化作用的同时,亦会增强盐分对硝化作用的影响。陆宇辰等^[21]的模拟淋溶试验结果显示,淡水的过量输入会通过促进盐分淋洗进而降低盐分对硝化作用的抑制程度。受季风气候影响,滨海地区水盐运动活跃,土壤含盐量对氮素迁移转化的影响会随着水分的变化而改变。现有研究多探究恒定水分下土壤含盐量对盐渍土氮素迁移转化的

影响,忽略了土壤水、盐动态变化和水盐交互作用的影响,难以精确刻画田间降水或灌溉水输入影响下土壤盐分和水分相互作用的动态变化过程及其对氮素迁移转化的影响。

本研究基于模拟淋溶试验,通过对土壤和淋溶液中 NO_3^- -N和氨态氮(NH_4^+ -N)含量的高频次监测,模拟水输入影响下不同含盐量滨海盐渍农田土壤氮素转化和淋失特征,旨在明确土壤含盐量对滨海盐渍农田土壤氮素转化和淋失过程的作用规律,以期为滨海地区 NO_3^- -N污染的防治和氮素养分利用效率的提升提供理论依据。

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Basic physicochemical properties of testing soils

土壤	pH	全氮含量 (g/kg)	有机质含量 (g/kg)	阳离子交换量 (cmol/kg)	含盐量 (g/kg)
滨海盐渍土	8.56	0.47	4.15	6.06	7.82
非盐渍土	8.30	1.03	12.72	7.52	0.95

1.2 土柱模拟淋溶试验

根据江苏滨海盐渍土盐渍化程度分布状况^[22]和滨海盐渍土盐渍化程度划分标准^[23],本研究将采集的盐渍土和非盐渍土进行不同比例的混合,配制对照和 3 个土壤含盐量水平的处理:CK(含盐量<1 g/kg)、S1(含盐量 2 g/kg)、S2(含盐量 3 g/kg)、S3(含盐量 5 g/kg)。每个含盐量水平各设置 3 个重复。

土柱为高度 30 cm、直径 30 cm 的聚氯乙烯桶(图 1),布置于江苏省农业科学院温室内。填装土柱时,先在底部铺一层 200 目尼龙筛网并使其遮盖住出水口;其上再铺 2 cm 厚的 40~80 目石英砂;随后,填装配制好的土壤(20 cm 深,约 18.6 kg)。土柱填装完成后,利用去离子水将土壤水分调至田间持水量的 60%,并预培养 14 d。预培养期间,每隔 72 h 加去离子水以维持土壤水分为田间持水量的 60%。

预培养结束后,在土壤表层施用肥料并开始模拟淋溶。本研究所有处理均一次性施用尿素(含氮量 46%)2.8 g。模拟淋溶试验共进行 4 个月(2023 年 11 月 28 日-2024 年 3 月 28 日)。为使土壤有充足的反应时间,本研究采用间歇淋滤法进行试验:施肥后前 20 d,每隔 48 h 添加 750 mL 去离子水模拟淋溶;施肥 20 d 后,每隔 120 h 添加 1 000 mL 去离

1 材料与方法

1.1 研究区概况

供试土壤取自江苏省盐城市江苏省农业科学院新洋基地(34°28'N,120°54'E)。该区域属于亚热带海洋性季风气候,四季分明,降雨充沛。年平均气温 14.6 ℃,年均降雨量 1 050 mm,降雨量季节波动性大,雨量集中,约 70%的降雨量分布于 6~9 月。2023 年 10 月秋季作物收获后,在研究区分别采集用于填装土柱的滨海盐渍土(含盐量 7.8 g/kg)和非盐渍土(含盐量<1.0 g/kg)。土壤基本理化性质见表 1。

子水模拟淋溶;施肥 60 d 后,每隔 360 h 添加 1 500 mL 去离子水模拟淋溶。

1.3 样品采集

试验开始前、结束后,以及施肥后 3 d、6 d、9 d、12 d、15 d、20 d、25 d、30 d、40 d、50 d、60 d、75 d、90 d、105 d、120 d,利用土钻采集 0~10 cm 土壤样品。样品采集后,放置于 4 ℃冰箱储存,用于测定土壤理化性质。

土柱底部留有排水孔,通过硅树脂管与 1.5 L 聚乙烯瓶连接,用以收集淋溶液(图 1)。每次模拟淋溶后,随即开始收集淋溶液,淋溶液淋出停止后,记录当日淋溶量。采样时间设为试验开始前及施肥后 2 d、4 d、6 d、8 d、10 d、12 d、14 d、16 d、18 d(样品被污染,未测定)、20 d、25 d、30 d、35 d、40 d、45 d、50 d、55 d、60 d、75 d、90 d、105 d、120 d。淋溶液样品采集后,经 0.45 μm 微孔滤膜过滤,去除不溶性杂质,放置于 4 ℃冰箱冷藏储存,用于测定淋溶液理化性质。

1.4 指标的测定

土壤 pH 按照土水比 1.0:2.5(重量体积比)浸提,采用 pH 计(PHS-3C,上海仪电科学仪器有限公司产品)测定。土壤有机质含量采用重铬酸钾容量法-外加热法测定。土壤全氮含量通过凯氏消煮-蒸馏定氮法测定。土壤阳离子交换量通过乙酸

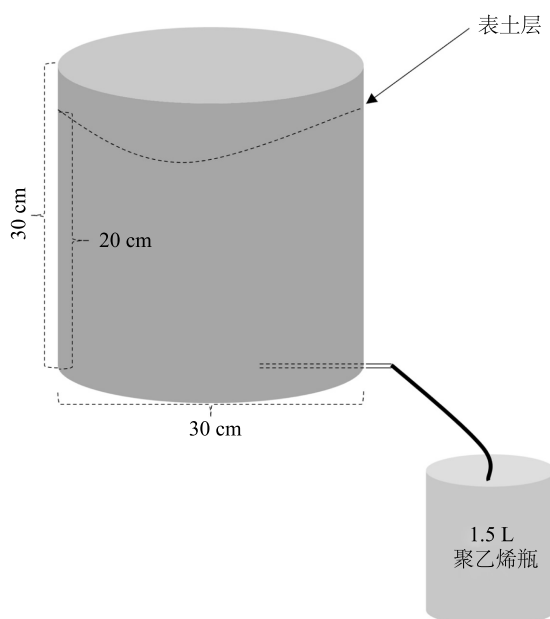


图1 土柱示意图
Fig.1 Diagram of the soil column

铵交换法测定。土壤盐按照土水比1:5(重量体积比)浸提,采用残渣法测定。土壤中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量利用2 mol/L KCl 浸提(土水比1:5,重量体积比),使用连续流动分析仪(AA3,德国水尔分析仪器有限公司产品)测定。淋溶液 pH 和电导率(EC)分别采用 pH 计和电导率仪(DDSJ-318,上海仪电科学仪器股份有限公司产品)测定。淋溶液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度使用连续流动分析仪测定。

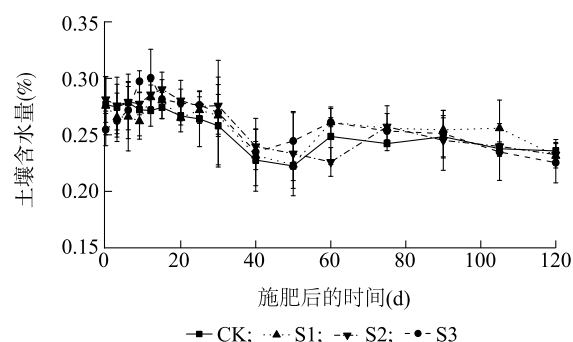
1.5 数据统计与分析

采用线性混合效应模型(LMM)分析土壤盐分对土壤和淋溶液理化性质的影响。采用单因素方差分析(ANOVA)分析不同盐分处理下土壤和淋溶液理化性质的差异,并用最小显著性差异法(LSD)进行多重比较。数据处理采用 SPSS 26.0。图表制作采用 OriginPro2021 和 Microsoft Word 2021。

2 结果与分析

2.1 土壤含水量的动态变化

图2为试验期间各处理土壤含水量的动态变化。随着模拟淋溶频率的降低,各处理土壤含水量总体呈现逐渐降低的变化。试验周期内,土壤盐分未对土壤含水量产生显著影响($P>0.05$),不同处理间土壤含水量没有显著差异($P>0.05$)。



CK:土壤含盐量<1 g/kg;S1:土壤含盐量2 g/kg;S2:土壤含盐量3 g/kg;S3:土壤含盐量5 g/kg。

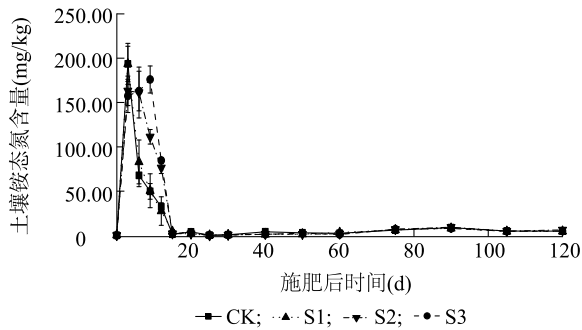
图2 土壤含水量的动态变化
Fig.2 Dynamic variations of soil water content

2.2 土壤铵态氮含量的动态变化

试验期间各处理土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量动态变化见图3。施肥前,土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量($<0.45 \text{ mg/kg}$)处于较低水平,且不同处理间无显著差异($P>0.05$)。土壤含盐量影响了土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量的变化趋势。施肥后,由于尿素的水解,土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量迅速上升。相比于CK和S1处理(施肥后3 d),高土壤含盐量处理(S2处理和S3处理,土壤含盐量 $\geq 3 \text{ g/kg}$)显著延迟了土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量峰值出现的时间,S2处理和S3处理土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量峰值出现的时间分别为施肥后6 d和施肥后9 d。土壤含盐量对不同处理土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量峰值大小没有产生显著影响($P>0.05$)。但施肥后第6~15 d,高含盐量处理(S2和S3处理)下土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量显著高于CK和S1处理($P<0.05$)。施肥第15 d后,各处理土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量均降至较低水平($<4.39 \text{ mg/kg}$),随后保持相对稳定,其间,各处理之间土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量无显著差异($P>0.05$)。

2.3 土壤硝态氮含量的动态变化

试验期间各处理土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量动态变化见图4。施肥前,CK和S1处理土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量(8.6 mg/kg和10.0 mg/kg)显著大于S2和S3处理(6.4 mg/kg和5.5 mg/kg)($P<0.05$)。土壤含盐量显著影响了土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量及其变化趋势($P<0.05$)。施肥后,土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量首先均迅速上升。高土壤含盐量显著降低了土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量峰值大小:S2和S3处理土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量峰值显著低于CK和S1处理($P<0.05$)。此外,高土壤含盐量显著延缓了土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量峰值的出现,CK和S1处理土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量在施



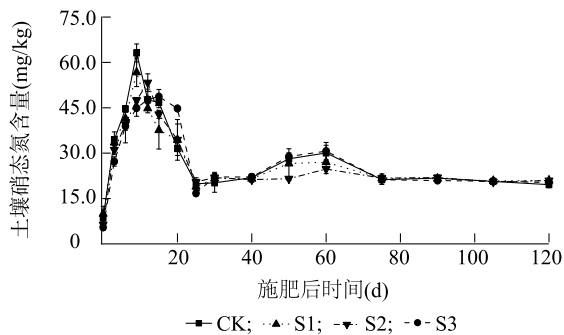
CK: 土壤含盐量 < 1 g/kg; S1: 土壤含盐量 2 g/kg; S2: 土壤含盐量 3 g/kg; S3: 土壤含盐量 5 g/kg。

图3 土壤铵态氮含量的动态变化

Fig.3 Dynamic variations of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ contents in soils

肥后第 9 d 达到峰值 (63.1 mg/kg 和 56.7 mg/kg), 而 S2 和 S3 处理土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量分别在施肥第 12 d 和第 15 d 达到峰值 (53.3 mg/kg 和 48.7 mg/kg)。

随着反应底物 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的消耗, 硝化作用逐渐减弱, 各处理土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量逐渐下降至相对较低水平, 并在施肥后 25~40 d 维持相对稳定 (< 22.1 mg/kg)。施肥第 40 d 后, 土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量出现第 2 次显著上升。至施肥第 60 d 时, 各处理土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量 (24.7~30.7 mg/kg) 均显著高于施肥后第 25~40 d 土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量水平 ($P < 0.05$), 但各处理间土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量无显著差异 ($P > 0.05$)。



CK: 土壤含盐量 < 1 g/kg; S1: 土壤含盐量 2 g/kg; S2: 土壤含盐量 3 g/kg; S3: 土壤含盐量 5 g/kg。

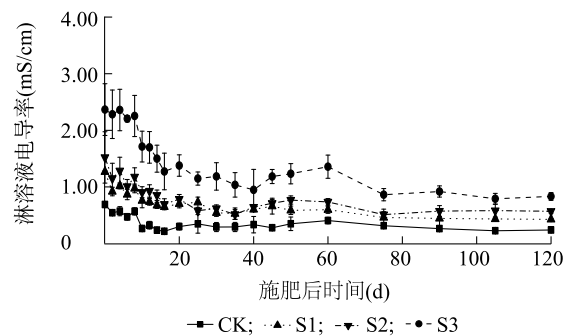
图4 土壤硝态氮含量的动态变化

Fig.4 Dynamic variations of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ contents in soils

2.4 淋溶液电导率、pH 的变化

图 5、图 6 是试验期间各处理淋溶液 EC、pH 的动态变化。如图 5 所示, 各处理淋溶液电导率整体呈现逐渐下降的趋势。表明模拟淋溶促进了盐分的淋洗, 并逐渐降低了土壤盐分含量。其中, CK 淋溶液电导

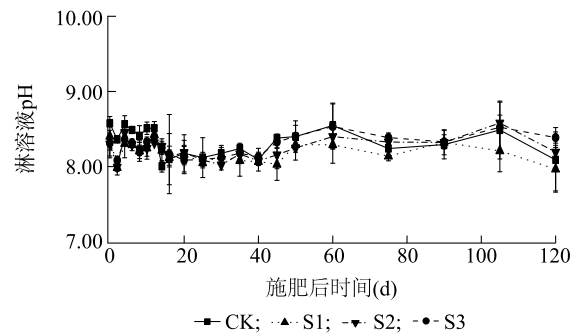
率在施肥后第 10 d 达到较低水平 (0.27 mS/cm, $P < 0.05$), 随后保持相对稳定。S1、S2 和 S3 处理淋溶液电导率下降幅度在施肥后 14 d 左右逐渐降低, 在施肥 30 d 后达到较低水平 ($P < 0.05$), 并在随后保持相对稳定。土壤含盐量显著影响了淋溶液电导率 ($P < 0.05$), 各处理间淋溶液电导率差异显著, 大小顺序为 $\text{S3} > \text{S2} > \text{S1} > \text{CK}$ ($P < 0.05$)。如图 6 所示, 模拟淋溶未对淋溶液 pH 产生显著影响 ($P > 0.05$), 试验周期内各处理淋溶液 pH 在 7.97~8.58 波动, 且各处理间无显著差异 ($P > 0.05$)。



CK: 土壤含盐量 < 1 g/kg; S1: 土壤含盐量 2 g/kg; S2: 土壤含盐量 3 g/kg; S3: 土壤含盐量 5 g/kg。

图5 淋溶液电导率的动态变化

Fig.5 Dynamic variations of electric conductivity of leachates



CK: 土壤含盐量 < 1 g/kg; S1: 土壤含盐量 2 g/kg; S2: 土壤含盐量 3 g/kg; S3: 土壤含盐量 5 g/kg。

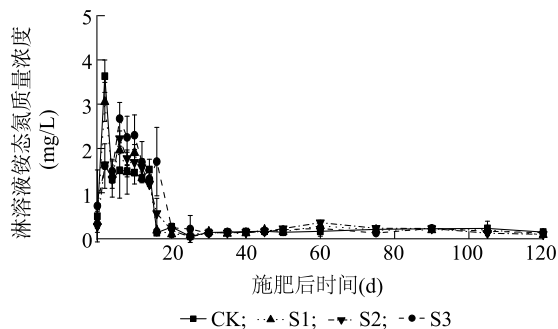
图6 淋溶液 pH 值的动态变化

Fig.6 Dynamic variations of pH of leachates

2.5 淋溶液铵态氮浓度的动态变化

试验期间各处理淋溶液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度的动态变化见图 7。施肥前, 各处理淋溶液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度 (0.24~0.70 mg/L) 没有显著差异 ($P > 0.05$)。施肥后, 各处理淋溶液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度呈现先增加后降低的变化趋势。高土壤含盐量显著降低了淋溶液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量

浓度峰值并延缓了峰值出现的时间。相比于 CK 和 S1 处理(3.6 mg/L 和 3.1 mg/L), S2 和 S3 处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度峰值(2.2 mg/L 和 2.7 mg/L)更低($P < 0.05$)。同时, CK 和 S1 处理淋溶液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度在施肥后第 2 d 即到达峰值,而 S2 和 S3 处理则在施肥后第 6 d 到达峰值。施肥第 20 d 后,各处理淋溶液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度均保持相对稳定的变化趋势,且各处理间未见显著差异($P > 0.05$)。



CK: 土壤含盐量 < 1 g/kg; S1: 土壤含盐量 2 g/kg; S2: 土壤含盐量 3 g/kg; S3: 土壤含盐量 5 g/kg。

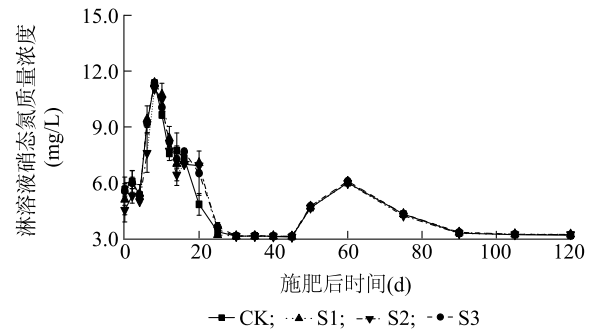
图7 淋溶液铵态氮质量浓度的动态变化

Fig.7 Dynamic variations of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ mass concentration in leachates

2.6 淋溶液硝态氮质量浓度的动态变化

图 8 是试验期间各处理淋溶液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度的动态变化。土壤盐分未对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的淋失特征产生显著影响($P > 0.05$)。试验期间,各处理间淋溶液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度及其变化趋势无显著差异($P > 0.05$)。施肥后,淋溶液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度呈现“双峰”的多段动态变化趋势。具体来看,施肥后第 4 d,各处理淋溶液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度开始显著上升($P < 0.05$),并于施肥后第 8 d 达到峰值。随后, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度开始逐步下降,并于施肥后第 25~45 d 维持较低水平(<3.2 mg/L)。但施肥第 45 d 后,淋溶液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度再次出现显著上升($P < 0.05$),至施肥后第 60 d 时,淋溶液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度上升至 6.0~6.1 mg/L,显著高于施肥后第 25~45 d 的水平($P < 0.05$)。

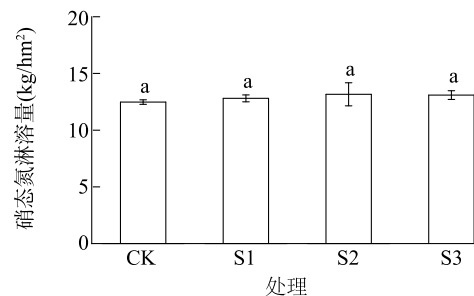
根据淋溶液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度和淋溶液体积,我们计算了不同处理 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶量(图 9)。分析结果表明,各处理 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶量为 12.5~13.2 kg/hm²,土壤含盐量未对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶量产生显著影响($P > 0.05$)。



CK: 土壤含盐量 < 1 g/kg; S1: 土壤含盐量 2 g/kg; S2: 土壤含盐量 3 g/kg; S3: 土壤含盐量 5 g/kg。

图8 淋溶液硝态氮质量浓度的动态变化

Fig.8 Dynamic variations of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ mass concentration in leachates



相同小写字母表示处理间在 0.05 水平差异不显著。CK: 土壤含盐量 < 1 g/kg; S1: 土壤含盐量 2 g/kg; S2: 土壤含盐量 3 g/kg; S3: 土壤含盐量 5 g/kg。

图9 不同处理硝态氮淋溶量

Fig.9 Leaching amount of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ under different treatments

2.7 淋溶液硝态氮质量浓度与土壤和淋溶液理化性质的相关性

如表 2 所示,淋溶液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度和模拟淋溶量与淋溶液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度呈极其显著正相关($P < 0.001$)。土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量、土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量、淋溶液 EC、土壤含水量与淋溶液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度呈极显著正相关($P < 0.01$)。

为进一步解释 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋失的主控因素,我们将不同变量分为表征水输入量(模拟淋溶量和土壤含水量)、氮转化过程(土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量、土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量和淋溶液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度)和土壤盐分水平(土壤含盐量、淋溶液 EC 和淋溶液 pH)3 组变量,利用方差分解分析(VPA)量化不同变量对淋溶液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度的相对贡献。分析结果(图 10)显示,本研究监测的变量能解释淋溶液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度 78.8% 的变化。水输入量的综合效应对淋溶液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓

度变化影响最大,解释了 38.5%的总变异。其次是氮转化过程,单独解释了 17.8%的总变异。水输入

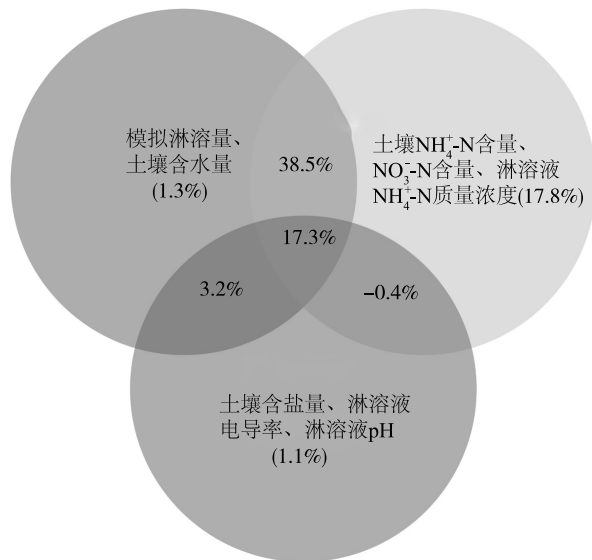
量、氮转化过程和土壤盐分含量水平三者的综合效应揭示了 17.3%的总变异。

表 2 不同理化性质间的相关性

Table 2 Correlations between different physicochemical properties

理化性质	相关系数							
	淋溶液硝态氮质量浓度	淋溶液电导率	淋溶液 pH	淋溶液铵态氮质量浓度	土壤铵态氮含量	土壤硝态氮含量	土壤含水量	模拟淋溶量
淋溶液硝态氮质量浓度	1.000	0.387 **	0.198	0.711 ***	0.535 **	0.832 **	0.574 **	0.777 ***
淋溶液电导率		1.000	-0.003	0.380 **	0.441 **	0.115	0.394 **	0.465 **
淋溶液 pH			1.000	0.021	-0.086	0.064	-0.057	0.004
淋溶液铵态氮质量浓度				1.000	0.884 ***	0.635 ***	0.536 ***	0.718 ***
土壤铵态氮含量					1.000	0.440 **	0.396 **	0.533 ***
土壤硝态氮含量						1.000	0.484 **	0.608 ***
土壤含水量							1.000	0.730 ***
模拟淋溶量								1.000

** 表示相关性极显著 ($P < 0.01$); *** 表示相关性极其显著 ($P < 0.001$)。



不能解释的差异占 21.2%。

图 10 淋溶液硝态氮质量浓度与其他变量方差分解分析结果

Fig.10 Variation partitioning analysis on the relationship between NO_3^- -N mass concentration in leachate and other variables

3 讨论

3.1 土壤含盐量对氮素转化过程的影响

本研究中,高土壤含盐量 ($\geq 3 \text{ g/kg}$) 显著延迟了土壤 NH_4^+ -N 含量和淋溶液 NH_4^+ -N 质量浓度到达峰值的时间。表明高土壤含盐量显著抑制了尿素水解过

程,延长了尿素完全水解所需的时间,该结果与 Zeng 等^[24] 和 Zhu 等^[25] 的研究结果一致。Zhu 等^[25] 基于培养试验,比较了含盐量不同的土壤尿素净水解速率,结果表明,盐分的升高会显著抑制尿素的水解,尿素的净水解速率随着含盐量的升高而显著降低。

硝化作用是氮素转化的核心过程,其与氨挥发、硝态氮的淋失和氧化亚氮排放等氮素损失环节息息相关^[26-27]。本研究分析结果显示,土壤含盐量对土壤 NO_3^- -N 含量影响显著,这说明土壤盐分显著影响了硝化作用。施肥后第 6~15 d,高含盐量处理 (S2 和 S3) 下土壤 NH_4^+ -N 含量显著高于其他处理。这可能是因为高土壤含盐量抑制了尿素水解产物的转化 (硝化作用)。与此同时,不同处理下土壤 NO_3^- -N 含量峰值大小和到达峰值时间的差异也证实了土壤含盐量对硝化作用的抑制作用^[28]。前人研究发现,土壤含盐量是影响盐渍土硝化作用的主要非生物限制因子之一^[29-30],其可以通过抑制氨氧化微生物的活性和影响其群落结构,进而显著抑制滨海盐渍农田土壤硝化作用^[19-20]。

土壤含盐量对硝化作用的影响存在阈值效应,当土壤含盐量低于阈值时,土壤含盐量对硝化作用有促进作用,而当土壤含盐量超过阈值时,土壤含盐量则会显著抑制硝化作用^[18-20]。本研究中,施肥后第 3~20 d, S2 和 S3 处理土壤 NO_3^- -N 含量更低,表明,当土壤含盐量 $\geq 3 \text{ g/kg}$ 时,高土壤含盐量能显著

抑制滨海盐渍农田土壤的硝化作用。这与 Huang 等^[17]的研究结果一致,其研究表明,当含盐量在3‰~8‰时,土壤盐分会显著抑制硝化作用。

3.2 土壤含盐量对氮素淋失过程的影响

本研究结果表明,土壤含盐量并未对淋溶液 NO_3^- -N质量浓度、动态变化和淋溶量产生显著影响。这表明虽然高含盐量抑制了硝化作用,但并未对 NO_3^- -N淋失过程产生显著影响。这可能是由于本研究淋溶量和淋溶频次较高。本研究中单次模拟淋溶量约相当于10~15 mm降雨量,加之土层厚度较低,淋溶液在土层内停留时间较短(1.5~2.0 h)。因此,水输入量相对较大(淋溶速率约相当于每小时5~10 mm降雨量)。一方面,较高的淋溶频率和水输入量极大地加速了土壤中 NO_3^- -N随水分向下淋溶的速率,并在一定程度上掩盖了盐分的抑制效果^[21,31]。另一方面,施肥10~15 d,各处理下淋溶液EC均显著低于初始水平。此阶段各处理间土壤 NO_3^- -N含量也已无明显差异。这说明前14 d模拟淋溶的淡水输入促进了土壤中盐分的淋洗,并削弱了盐分对硝化作用的抑制作用^[20-21]。因此,在东部滨海地区,降雨频次、降雨量和灌溉量等淡水输入相关因素可能是影响滨海盐渍农田土壤 NO_3^- -N淋失的重要因素。

施肥第45 d后,各处理淋溶液 NO_3^- -N质量浓度均出现了再次上升。这可能是“存储效应”的作用。“存储效应”是一部分在秋季淋溶的氮来自于累积在土壤中的作物生长期或前几年施用的肥料氮的现象^[12,32]。施肥第20 d后,模拟淋溶频率由2 d 1次降低至5 d 1次。淋溶频率和淋溶量的下降,会显著降低土壤水分含量,并间接导致 NO_3^- -N在土壤中的累积。当淋溶事件再次发生时,较低的土壤水分含量会使淡水向下淋溶的速率变缓,并导致更多累积的 NO_3^- -N随水分而向下淋失。Di 等^[33]的研究结果表明,在长期炎热干燥的夏季之后,土壤中50%~70%的累积 NO_3^- -N会在冬季淋出土体。Dong 等^[32]研究证实,在亚热带地区,由于“存储效应”,休耕期的 NO_3^- -N淋失量(48%)可与作物生长季相当(52%)。肥料氮在土壤中的存储时间以及累积肥料氮的再次释放可以持续很久。Sebilo 等^[34]研究发现,累积在土壤中的肥料氮在施肥后的28年中可以持续对 NO_3^- -N淋失产生贡献。

3.3 滨海盐渍土硝态氮淋失风险

监测期间,总模拟淋溶量为21.5 L,约等于300 mm降雨量,按照研究区域1 050 mm降雨量估算,年 NO_3^- -N淋溶量每年可达43.1~45.4 kg/hm²,占施肥量的24%~25%。这一氮淋溶损失比例远超全球农田平均水平(19%)^[8]。相关性分析结果和VPA结果表明,氮转化过程和水输入量是影响 NO_3^- -N淋失的主要因素。前文讨论也证实了水输入量对滨海盐渍农田土壤 NO_3^- -N淋失的重要影响。因此,除减少施肥量外,通过合理灌溉和科学的水肥运筹等方式调控水输入量是降低研究区滨海盐渍农田土壤 NO_3^- -N淋失量的重要措施,尤其是在作物生长期。此外,本研究结果表明,即使在施肥后期,土壤中累积的 NO_3^- -N也会导致较大的 NO_3^- -N淋失风险。因此,通过种植覆盖作物等措施调控肥料氮在土壤中的累积,可以降低 NO_3^- -N在休耕期的淋失风险,进而有效提高氮肥利用效率。

4 结论

高土壤含盐量(≥ 3 g/kg)显著抑制了滨海盐渍农田土壤中尿素水解和硝化作用。但由于高淋溶频率和较大的淋溶量加速了淋溶速率并降低了土壤含盐量,土壤含盐量对 NO_3^- -N淋失的影响较小。氮转化过程和水输入量的复合效应是影响滨海盐渍农田土壤 NO_3^- -N淋失的主要因素。施肥后期淋溶频率和淋溶量的降低会造成 NO_3^- -N的累积,并显著增加休耕期 NO_3^- -N淋失风险。综合考虑,作物生长期合理灌溉和科学水肥运筹结合休耕期种植覆盖作物是降低滨海盐渍农田 NO_3^- -N淋失、提高氮肥利用效率的有效措施。

参考文献:

- [1] 杨劲松,姚荣江,王相平,等. 防止土壤盐渍化,提高土壤生产力[J]. 科学,2021,73(6):30-34.
- [2] 胡炎,杨帆,杨宁,等. 盐碱地资源分析及利用研究展望[J]. 土壤通报,2023,54(2):489-494.
- [3] 曹晓凤,孙波,陈化榜,等. 我国边际土地产能扩增和生态效益提升的途径与研究进展[J]. 中国科学院院刊,2021,36(3):336-348.
- [4] 杨劲松,姚荣江,王相平,等. 中国盐渍土研究:历程、现状与展望[J]. 土壤学报,2022,59(1):10-27.
- [5] 李红强,姚荣江,杨劲松,等. 盐渍化对农田氮素转化过程的影响机制和增效调控途径[J]. 应用生态学报,2020,31(11):3915-3924.

- [6] ZHANG D M, LI W J, XIN C S, et al. Lint yield and nitrogen use efficiency of field-grown cotton vary with soil salinity and nitrogen application rate[J]. *Field Crops Research*, 2012, 138: 63-70.
- [7] ZHU W, YANG J S, YAO R J, et al. Nitrate leaching and NH_3 volatilization during soil reclamation in the Yellow River Delta, China[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 286(8): 117330.
- [8] BILLEN G, GARNIER J, LASSALETTA L. The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling nitrogen transfers at regional watershed and global scales[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 2013, 368(1621): 20130123.
- [9] 沈仁芳,王超,孙波. “藏粮于地、藏粮于技”战略实施中的土壤科学与技术问题[J]. *中国科学院院刊*, 2018, 33(2): 135-144.
- [10] GU B, ZHANG X, LAM S K, et al. Cost-effective mitigation of nitrogen pollution from global croplands[J]. *Nature*, 2023, 613(7942): 77-84.
- [11] 彭新华,王云强,贾小旭,等. 新时代中国土壤物理学主要领域进展与展望[J]. *土壤学报*, 2020, 57(5): 1071-1087.
- [12] DONG Y, YANG J L, ZHAO X R, et al. Nitrate leaching and N accumulation in a typical subtropical red soil with N fertilization[J]. *Geoderma*, 2022, 407: 115559.
- [13] ANGELA L, MASSIMO M. Soil vs. groundwater: the quality dilemma. Managing nitrogen leaching and salinity control under irrigated agriculture in Mediterranean conditions[J]. *Agricultural Water Management*, 2017, 186: 40-50.
- [14] FENG Z Z, WANG X K, FENG Z W. Soil N and salinity leaching after the autumn irrigation and its impact on groundwater in Hetao Irrigation District, China[J]. *Agricultural Water Management*, 2005, 71(2): 131-143.
- [15] MERCHÁN D, CAUSAPÉA J, ABRAHÃO R, et al. Assessment of a newly implemented irrigated area (Lerma Basin, Spain) over a 10-year period. II: salts and nitrate exported[J]. *Agricultural Water Management*, 2015, 158: 288-296.
- [16] YAO R J, LI H Q, YANG J S, et al. Biochar addition inhibits nitrification by shifting community structure of ammonia-oxidizing microorganisms in salt-affected irrigation-silting soil[J]. *Microorganisms*, 2022, 10(2): 436.
- [17] HUANG Q Z, HUANG G H. Effect of NaCl salt on mineralization and nitrification of a silt loam soil in the North China Plain[J]. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 2009, 2(2): 14-23.
- [18] ZHOU M H, BUTTERBACH-BAHL K, VERECKEN H, et al. A meta-analysis of soil salinization effects on nitrogen pools, cycles and fluxes in coastal ecosystems[J]. *Global Change Biology*, 2017, 23(3): 1338-1352.
- [19] ZHU H, YANG J S, LI Y L, et al. Effects of soil salinity on nitrification and ammonia-oxidizing microorganisms in coastal reclaimed farmland soil[J]. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2022, 22(2): 2743-2754.
- [20] 李亚威,徐俊增,卫琦,等. 不同水盐条件下盐渍土硝化过程特征[J]. *排灌机械工程学报*, 2018, 36(9): 909-913.
- [21] 陆宇辰,王冲,刘萌丽. 灌水量对滨海盐碱土中盐分和尿素氮淋洗特征的影响[J]. *土壤通报*, 2019, 50(6): 1442-1446.
- [22] 梅芹芹,龚绪龙,史雅栋,等. 江苏沿海盐渍土盐渍化程度及其影响因素分析[J]. *工程地质学报*, 2020, 28(5): 959-965.
- [23] 王遵亲,祝寿泉,俞仁培,等. 中国盐渍土[M]. 北京:科学出版社, 1993.
- [24] ZENG W Z, MA T, HUANG J S, et al. Nitrogen transportation and transformation under different soil water and salinity conditions[J]. *Ecological Chemistry and Engineering Sciences*, 2016, 23(4): 677-693.
- [25] ZHU H Y, GAN J B, XU J B, et al. Effect of soil salinity on nitrogen transformation in soil with nitrogen fertilizer application[J]. *Applied Ecology and Environmental Research*, 2023, 21(6): 5625-5642.
- [26] CHEN Q, QI L, BI Q, et al. Comparative effects of 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) and dicyandiamide (DCD) on ammonia-oxidizing bacteria and archaea in a vegetable soil[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2015, 99(1): 477-487.
- [27] WHITE J R, REDDY K R. Nitrification and denitrification rates of everglades wetland soils along a phosphorus-impacted gradient[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2003, 32(6): 2436-2443.
- [28] 徐万里,刘骅,张云舒. 新疆盐渍化土壤氮素矿化和硝化作用特征[J]. *西北农林科技大学学报(自然科学版)*, 2007, 35(11): 141-145.
- [29] DENDOOVEN L, ALCÁNTARA-HERNÁNDEZ R J, VALENZUELA-ENCINAS C, et al. Dynamics of carbon and nitrogen in an extreme alkaline saline soil: a review[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(6): 865-877.
- [30] AKHTAR M, HUSSAIN F, ASHRAF M Y, et al. Influence of salinity on nitrogen transformations in soil[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2012, 43(12): 1674-1683.
- [31] ERISMAN J W, SUTTON M A, GALLOWAY J, et al. How a century of ammonia synthesis changed the world[J]. *Nature Geoscience*, 2008, 1: 636-639.
- [32] DONG Y, YANG J L, ZHAO X R, et al. Nitrate leaching characteristics of red soils from different parent materials in subtropical China[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 915: 170049.
- [33] DI H J, CAMERON K C. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 64(3): 237-256.
- [34] SEBILO M, MAYER B, NICOLARDOT B, et al. Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2013, 110(45): 18185-18189.

(责任编辑:陈海霞)