

不同土壤的还原状况对铁镉形态转化和水稻吸收的影响*

陈 雪^{1,2} 刘丹青¹ 王 淑¹ 杨亚洲¹ 李玉姣¹ 胡 浩¹
张春华³ 葛 澈^{1,2†}

(1 南京农业大学资源与环境科学学院,南京 210095)

(2 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 210008)

(3 南京农业大学生命科学实验中心,元素与生命科学研究合作示范实验室,南京 210095)

摘要 采用土壤—蛭石联合培养,以填充蛭石的网袋模拟根际,置于红壤、水稻土、盐土中后淹水栽培水稻 13 d。试验结果表明,水稻栽培期间,红壤、水稻土、盐土 pH 变化范围分别为 6.05 ~ 6.78、6.47 ~ 7.33、6.42 ~ 7.44;有机质处理下,除红壤根际 pH 明显升高外,其余土壤根际和非根际 pH 均有所下降。各土壤对照根际 Eh 保持在 233 ~ 385 mV;有机质处理使根际 Eh 下降,同时也导致除盐土外的非根际 Eh 上升。土壤还原溶解 Fe 与蛭石吸附 Fe 的 90% 以上均来自铁锰氧化物结合态铁(Oxide-Fe)组分,与溶液 Eh、pe + pH 均有显著相关性,表明两表面同为 Fe 的氧化还原反应,但方向相反。水稻根表 Fe 膜的形成与根际氧化还原状况有关,在对照根际(高 Eh)环境下,根表 Fe 含量随 pH 升高而降低,在有机质处理根际(低 Eh)环境下则随 pH 升高而升高;在红壤中,根表 Fe 膜阻碍 Fe 的吸收,在水稻土和盐土中,根表 Fe 膜促进 Fe 吸收。根表 Cd 含量与根内 Cd、地上部 Cd 有显著正相关;在红壤中,根表 Fe 膜阻碍了水稻 Cd 的吸附和吸收;水稻土和盐土中,根表 Fe 膜促进了水稻 Cd 的吸附和吸收。

关键词 水稻;根表铁膜;镉;形态;吸收

中图分类号 X53

文献标识码 A

水稻在淹水栽培过程中,其根系表面会形成红棕色的胶膜,其成分以无定形铁氧化物为主,称为根表 Fe 膜。研究表明,Fe 膜的组成和数量与根际土壤 Eh、pH 有显著的相关性^[1-3]。由于 Fe 膜是无定形胶体物质,能够吸附环境中的阴阳离子,因而可对植物吸收这些离子产生影响。

近年来国内外学者针对水稻根表 Fe 膜对 Cd 吸收的制约开展了大量的研究^[4-12],结果表明:水稻根表 Fe 膜对 Cd 的吸附、吸收有很大的差异,表现出促进、阻碍或影响不大等情况。例如,刘敏超等^[5]在水培试验中发现,不同基因型水稻根表 Fe 膜含量与 Fe 膜富集的 Cd 含量、根部 Cd 含量以及地上部 Cd 含量等三者之间呈正相关,表明根表 Fe 膜可促进 Cd 的吸收。而土壤溶液中的 Cd 可通过与 Fe 的共沉淀作用在水稻根表沉积,将过量的 Cd

拦截在根表,从而阻碍 Cd 进入水稻根系。刘敏超等^[6]研究表明,根表 Fe 膜中 Cd 的含量高于根内 Cd 含量,表明 Fe 膜通过富集作用阻碍了 Cd 进入水稻。但是,纪雄辉等^[2]与 Liu 等^[8]的研究结果则表明,无论根表 Fe 膜的数量如何变化,Fe 膜中 Cd 的含量均显著低于根内 Cd 含量,表明 Fe 膜对水稻 Cd 吸收的影响有限,Fe 膜可能不是制约水稻 Cd 吸收的唯一因素。根表 Fe 膜的数量和活性受到土壤性质、根系氧化作用和根际 Fe(II)浓度的影响,因此还需要进一步研究这些因素如何调节 Fe 膜的生成、以及如何影响水稻对 Cd 的吸附和吸收。

本研究采用土壤—蛭石联合培养方法,以 pH 不同的三种土壤为材料,设置添加易分解有机质处理,研究在不同的根际酸度和氧化还原状况下,Fe、Cd 在土壤(非根际)—蛭石(根际)系统内的迁移和

* 国家自然科学基金项目(30700479)、教育部高等学校博士点基金项目(20090097110035,20110097110004)、中国科学院南京土壤研究所土壤与农业可持续发展国家重点实验室开放基金项目(Y052010019)、国家级大学生创新训练计划项目(091030726)、南京农业大学本科生 SRT 项目(1007A14)共同资助

† 通讯作者,E-mail: yingge711@njau.edu.cn

作者简介:陈 雪(1988—),女,北京人,硕士研究生,主要从事环境污染控制与生物修复研究。E-mail:2010103051@njau.edu.cn

收稿日期:2012-5-20;收到修改稿日期:2012-11-28

形态及其对水稻吸收转运 Fe、Cd 的影响,以期阐明水稻根际化学性状对根表 Fe 膜形成及其对水稻 Cd 吸收的制约机理。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

试验用土为红壤(湖南长沙)、水稻土(浙江富阳)和盐土(江苏大丰)。土壤基本理化性质见表 1。土壤风干后过 20 目筛,每千克土壤中拌入 0.3 g 尿素(以 N 计)、0.2 g 磷酸二氢钾(以 P 计)、0.3 g 氯化钾(以 K 计)以增加土壤养分,加入 25 mL 0.142 mol L⁻¹ 的 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ 溶液与 20 kg 土壤拌匀,保证最终土壤中 Cd 含量为 20 mg kg⁻¹。避光淹水培养,水层为 2~3 cm,培养 30 d 后,将土壤风干磨碎过 20 目筛备用。

表 1 供试土壤部分理化性质

土壤类型 Soil type	Selected physic-chemical properties of the soils in this study				
	pH	<0.01mm 黏粒 (%)	有机质 Claxy (g kg ⁻¹)	阳离子 交换量 CEC (cmol kg ⁻¹)	无定型 Fe Amorphous Fe (g kg ⁻¹)
红壤 Red soil	5.79	53	12.21	9.75	1.29
水稻土 Paddy soil	6.84	52	20.22	8.38	2.98
盐土 Saline soil	7.84	4	6.62	8.02	0.39

1.2 试验设计

采用土壤—蛭石联合培养方法,利用 300 目的尼龙网袋分隔根际与非根际环境。尼龙网袋底面直径为 8 cm,高为 12 cm,网袋内填充 200 g 蛭石,模拟根际环境;盆栽试验所用盆钵口径为 16 cm,高为 15 cm,将盛有蛭石的尼龙网袋置于盆钵内,网袋与盆钵之间的空隙用 1.5 kg Cd 污染土壤填充,模拟非根际环境。试验设置两个处理,处理 1 为淹水处理(CK)、处理 2 为淹水 +10 g 滤纸浆处理(OM,模拟快速分解的有机物料)。土壤淹水待水层稳定后移栽水稻,淹水培养 13 d 后收获水稻。水稻培养期间每 3 天测定根际与非根际的 pH 与 Eh。试验水稻品种为 N07-63(嘉兴市农业科学研究院培育)。水稻种子经晾晒、消毒、浸种、培养至 5 叶期时移苗至蛭石内。

1.3 测定指标与方法

水稻培养期间每 3 天测定根际与非根际的 Eh 与 pH。土壤 Eh 采用 PHS-3C 型酸度计铂电极—甘汞电极测定^[13]。测定前用铂电极—甘汞电极测定

Zobell 溶液的电位,以此检验 Eh 测定的准确性。测定时将电极插入土水体系中平衡 10 min,待读数稳定后再取测定值。pe 通过 $\text{Eh}(\text{mV})/59.2$ 换算得到。

土壤 pH 采用 PHS-3C 型酸度计复合电极测定^[14]。土壤中全镉、全铁含量采用 $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4\text{-HF}$ 消煮、残渣用 0.1 mol L⁻¹ HNO_3 溶解定容至一定体积,用 ICP-AES 测定并计算^[14]。

取约 50 g 根际蛭石和非根际土壤离心 15 min 后取上清液,离心力为 4000 r min⁻¹,上清液经酸化后用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-AES)测定根际和非根际水溶性 Fe、Cd^[15]。土壤、蛭石 Cd、Fe 的形态分级按 Tessier 连续提取法进行^[16],其中交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机物结合态和残渣态分别用 Exc-、Carb-、Oxide-、Org- 和 Res- 表示,各级提取液经预处理后用 ICP-AES 测定并计算 Cd、Fe 含量。

水稻植株样品用连二亚硫酸钠-柠檬酸钠-碳酸氢钠(DCB)提取根表胶膜中的 Cd、Fe^[17],提取后根部与地上部样品 90℃ 杀青 15 min,70℃ 烘干至恒重,称量根部与地上部的干质量。粉碎地上部与根部干样品,称取 0.100 g,微波消解至澄清后定容至一定体积,用 ICP-AES 测定并计算 Cd、Fe 含量^[18]。

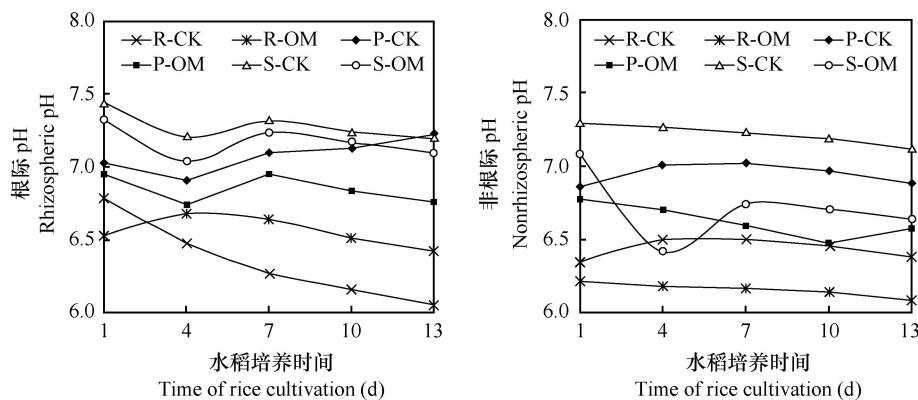
1.4 统计分析

采用 Excel 和 SPSS18.0 统计分析软件进行数据分析,采用 SigmaPlot10.0 软件作图。

2 结果与讨论

2.1 水稻栽培过程中根际和非根际溶液 pH 及氧化还原状况

在水稻栽培过程中,由于微生物、根系分泌物与土壤组分(矿物和有机质)发生反应,导致根际和非根际土壤理化性质(如 pH、Eh 等)发生变化。本试验结果表明,水稻栽培期间不同土壤和处理的 pH 变化是不同的(图 1)。其中红壤 pH 在 6.05~6.78 范围内变动,对照根际 pH 逐渐降低、非根际由低到高而后下降,有机质处理的根际由低到高再降低,非根际由高到低。水稻土 pH 在 6.47~7.22 范围内变动。对照根际 pH 先降低后升高,非根际则正好相反;有机质处理的根际先降低再升高而后逐渐降低,非根际 pH 在降低至 6.47 后升高。盐土 pH 在 6.42~7.44 范围内变动,根际 pH 波动降低,对照非根际逐渐降低,有机质处理的非根际在第 4 天降低至 6.42 后上升并保持在 6.64~6.72 之间。



注: R-CK: 红壤对照; R-OM: 红壤加有机质; P-CK: 水稻土对照; P-OM: 水稻土加有机质; S-CK: 盐土对照;
S-OM: 盐土加有机质。下同 Note: R-CK, Red Soil-CK Treatment; R-OM, Red Soil-OM Treatment; P-CK, Paddy
Soil-CK Treatment; P-OM, Paddy-OM Treatment, S-CK, Saline Soil-CK Treatment; S-OM, Saline Soil-OM Treatment.
The same below

图 1 水稻栽培期间根际和非根际 pH 的变化

Fig. 1 Variation of rhizospheric and nonrhizospheric pH during the rice cultivation period

水稻根系分泌新生态氧致使根际与非根际 Eh 产生很大的差距。水稻栽培期间各土壤对照根际的 Eh 保持在 233 ~ 385 mV 之间, 非根际 Eh 则由 50 mV 下降至 -60 ~ -10 mV; 有机质处理增强了土壤的还原作用, 使得根际 Eh 由 217 ~ 290 mV 下降至 -40 ~ -37 mV 左右, 而非根际 Eh 则由 -90 mV 左右上升至 -39 ~ 14 mV。

$\text{pe} + \text{pH}$ 揭示了土壤氧化还原反应中电子与质子活度的变化, 是表征平衡状况的特征值, 它与 pH 决定着土壤中 Fe 氧化物的还原溶解状况^[13,15]。试

验表明(图 2)水稻栽培期间, 红壤、水稻土、盐土对照根际的 $\text{pe} + \text{pH}$ 呈“V”字形变化, 变幅在 11.0 ~ 14.0 之间, 表明此时根际总体处于较强的氧化状态; 而对照非根际的 $\text{pe} + \text{pH}$, 红壤由 7.06 下降至 5.89, 水稻土由 6.34 下降至 5.85, 盐土由 8.17 下降至 7.04。三种土壤有机质处理根际的 $\text{pe} + \text{pH}$ 均由 10 ~ 11 迅速下降至 6 ~ 7; 非根际的 $\text{pe} + \text{pH}$ 由 4.93 ~ 6.02 上升至 5 ~ 7。以上结果表明, 除对照根际之外, 所有土壤及处理的溶液均处于较低且相近 ($\text{pe} + \text{pH}$ 5 ~ 7) 的还原状态。

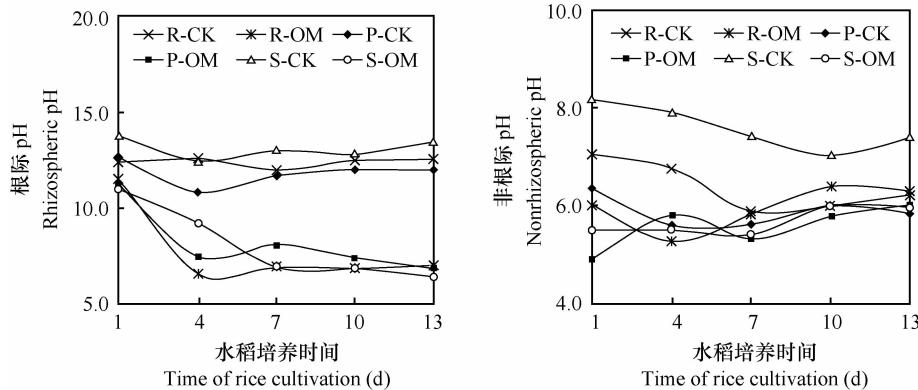


图 2 水稻栽培期间根际和非根际 $\text{pe} + \text{pH}$ 的变化

Fig. 2 Variation of rhizospheric and nonrhizospheric $\text{pe} + \text{pH}$ during the rice cultivation period

2.2 水稻栽培过程中土壤 Fe、Cd 形态组分的转化

在淹水条件下栽培水稻, 土壤的还原作用将导致土壤 Fe、Cd 各组分的形态转化。为此本研究通过水稻栽培前后土壤 Fe、Cd 各组分含量的测定, 取其差值作为土壤的还原溶解量, 所得结果示于图 3

和图 4。从 Fe 组分看(图 3), 在淹水栽培水稻期间, 除红壤有机质处理的 Carb-Fe 组分有微小的负值外, 其他各土壤和处理还原溶解的 Fe 含量均有不同程度地增加。各土壤比较, 增加最多的是水稻土, 红壤次之, 盐土最少, 其高低相差达 30 余倍; 各

Fe 组分比较,90%~99.8% 来自 Oxide-Fe,0.127%~7.97% 来自 Carb-Fe 和 Org-Fe, Exc-Fe 仅占 0.002%~0.47%, 其数量在 $0.32 \sim 4.75 \text{ mg kg}^{-1}$ 之间; 两处理比较, 水稻土和盐土的有机质处理远高于对照, 而红壤则相反, 方差分析表明加入有机质对 Fe 溶解量的影响不显著。以上试验结果表明, 土壤 Fe 的还原溶解主要来自 Oxide-Fe 组分, 土壤活性 Fe 含量越高, 酸性越强, 还原程度越高, 还原溶解的 Fe 就越多。

图 4 表示的是水稻栽培期间溶解(或解吸)的 Cd 组分及数量, 其中除盐土有机质处理 Exc-Cd 为负值外, 其他各土壤和处理 Cd 溶解量均有所增加, 将培养前后盐土有机质处理下 Exc-Cd 含量分别与 Carb-Cd、Oxide-Cd、Org-Cd 三种形态之和以及 Exc-Fe 含量进行相关性分析, 相关系数分别为 -0.997 和 -0.994, 且全部达到极显著水平($p < 0.001, n = 6$), 表明加入有机质后, 盐土中 Exc-Cd 受到 Carb-Cd、Oxide-Cd、Org-Cd 和 Exc-Fe 的抑制; 将培养前后 Exc-Cd 含量与 pe + pH 做相关分析可得相关系数 0.998($p < 0.001, n = 6$), 表明在水稻培养期间, 随着非根际 pe + pH 的上升, 沉积在盐土表面的 Cd 向 Exc-Cd 转化。三种土壤比较, 增加最多的是盐土, 红壤次之, 水稻土较红壤略少; 各 Cd 组分比较, 三种土壤处理的 Org-Cd 溶解量均较低, 只占总量 1.1%~4.5%。其他各组分则因土壤而有所不同,

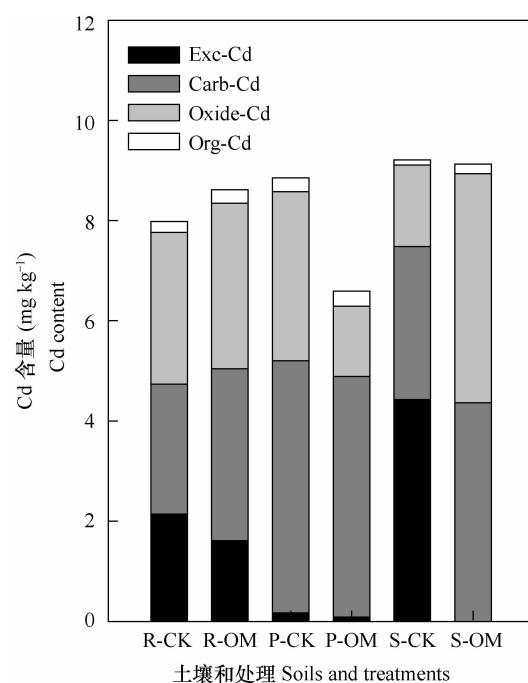


图 4 三种土壤栽培水稻前后各组分 Cd 溶解量

Fig. 4 Dissolved Cd fractions in three soils before and after rice cultivation

其中红壤为 $\text{Carb-Cd} \approx \text{Oxide-Cd} > \text{Exc-Cd}$; 水稻土为 $\text{Carb-Cd} > \text{Oxide-Cd} > \text{Exc-Cd}$; 盐土为 $\text{Exc-Cd} > \text{Carb-Cd} > \text{Oxide-Cd}$ 。两处理比较, 水稻土和盐土的有机质处理低于对照, 而红壤则相反, 方差分析表明加入有机质对 Cd 溶解量的影响不显著。以上试验结果表明, 各土壤及处理溶解(或解吸)的 Cd 主要来自 Exc-Cd、Carb-Cd 和 Oxide-Cd 三组分, 三者溶解量占到总溶解量的 95% 以上, 表明土壤 Cd 赋存形态主要为电性吸附、弱结合态吸附或者碳酸盐沉淀, 当土壤活性 Fe 如 Fe(OH)_3 (amorp) (即无定型 Fe) 等被还原溶解后, 吸附的 Cd 也就随之溶解(或解吸), 因此表明淹水土壤 Cd 的溶解(或解吸)与氧化还原作用也有密切的关系^[19]。

2.3 水稻根际蛭石表面对 Fe、Cd 的吸附

蛭石先填充于网袋后再植入水稻, 因此蛭石完全处在水稻根际氧化圈中, 其表面吸附来自非根际土壤溶液的 Fe、Cd。试验结果表明, 蛭石表面没有 Cd 的吸附, 也没有 Exc-Fe 生成, 这可能与接触蛭石表面溶液 Cd、Fe 浓度太低有关。由图 5 可以看出, 蛭石表面 Fe 的吸附量因土壤类型和处理不同而不同, 三种土壤比较, 红壤主要为 Oxide-Fe 吸附, 占吸附 Fe 的 99.68%~99.97%, Carb-Fe 和 Org-Fe 各占 0.01%~0.30%; 两处理比较, 有机质处理较对照高出 20%~35%, 但差异不显著。将各土壤和处理的

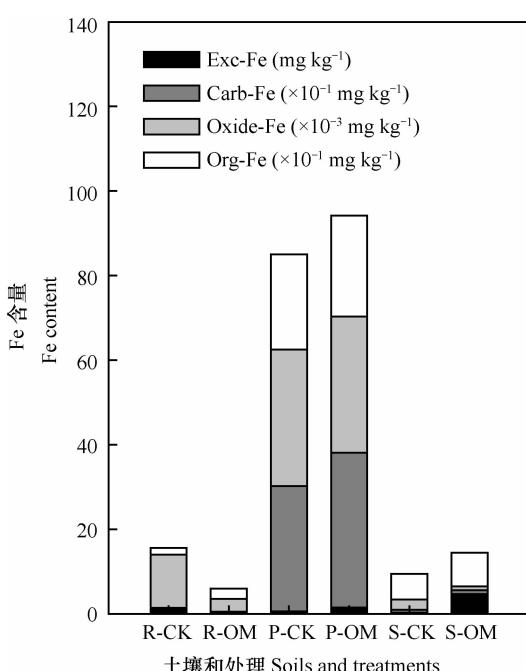


图 3 三种土壤栽培水稻前后各组分 Fe 溶解量

Fig. 3 Dissolved Fe fractions in three soils before and after rice cultivation

Carb-Fe、Oxide-Fe 和 Org-Fe 含量与根际 Eh、pe + pH 作相关分析, 它们与 Eh 呈极显著负相关, 相关系数分别为 -0.767 、 -0.834 、 -0.738 , 与 pe + pH 也呈极显著负相关, 相关系数分别为 -0.806 、 -0.866 、 -0.732 。这表明土壤表面还原溶解的 Fe 在蛭石表面发生了氧化沉积, 并以 Carb-Fe、Oxide-Fe 和 Org-Fe 的形态存在^[15,20]。

将蛭石表面 Fe 吸附组分的分配比例与土壤 Fe 还原溶解组分的分配比例进行比较, 可以看出两者非常接近, 例如, Oxide-Fe 均占总量的 90% 以上, 而 Carb-Fe 和 Org-Fe 均只占 0.5% 以下, 同时, 吸附反应是在根际高氧化势 (pe + pH 11 ~ 14) 下进行, 溶解反应是在非根际强还原态 (pe + pH 4 ~ 7) 下进行, 所以两界面虽同为 Fe 的氧化还原反应, 但方向正好相反。至水稻培养结束时, 土壤表面有 $0.1 \sim 1.54 \text{ mg kg}^{-1}$ 的 Exc-Fe, 而蛭石表面的 Exc-Fe 为痕量, 表明根际和非根际溶液中的 Fe 浓度相差极大。

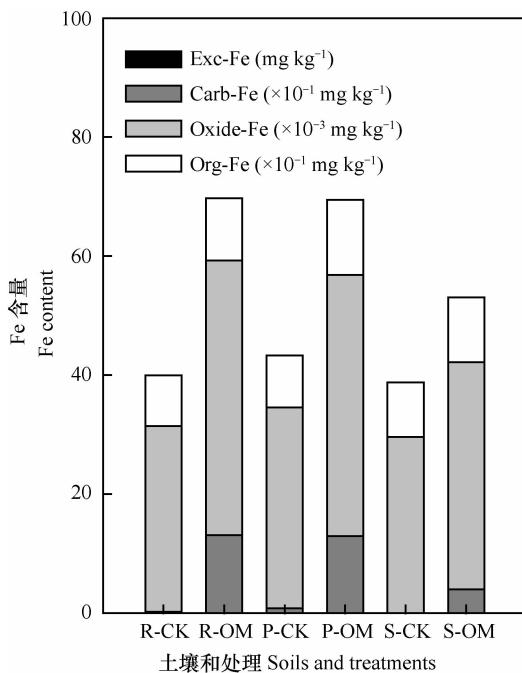


图 5 不同土壤中蛭石表面吸附 Fe 组分和含量

Fig. 5 Fractions and contents of Fe absorbed on the surface of vermiculite in the soils

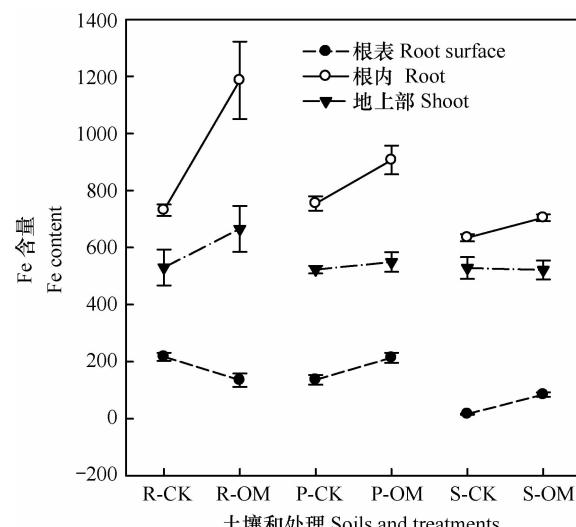
2.4 水稻不同部位 Fe 含量与根际氧化还原状况的

水稻根际的氧化还原状况影响着根表 Fe 吸附及植株 Fe 的吸收。从图 6 水稻对 Fe 的吸收量看, 根内 Fe 含量为 $634.6 \sim 1186 \text{ mg kg}^{-1}$, 地上部 Fe 含量为 $521.3 \sim 665.4 \text{ mg kg}^{-1}$, 表明水稻吸收的 Fe 主要积累于根部, 地上部含量较低但较为稳定。各土壤和处理的水稻 Fe 吸收量 (根内 Fe 和地上部 Fe 含

量) 比较: 红壤高于水稻土再高于盐土, 有机质处理高于对照。

土壤溶液中的 Fe 被水稻根表胶膜吸附 (或沉淀) 形成 Fe 膜, 图 6 表明, 根表胶膜 Fe 沉积量为 $(1.59 \sim 21.7) \times 10^3 \text{ mg kg}^{-1}$, 约占植株总吸收量的 58% ~ 95%。不同土壤比较, 酸性红壤对照较有机质处理高出 38%, 而中性水稻土和碱性盐土则是有机质处理较对照分别高出 36% 和 81%。将图 6 根表 Fe 含量与图 1 和图 2 的 pH 和 pe + pH 比较, 可以看出在对照根际的高 Eh 和 pe + pH 环境下, 培养结束时根际 pH 最低的根表 Fe 含量最多, 在有机质处理根际的低 Eh 和 pe + pH 条件下, pH 最高的根表 Fe 含量最少。由此表明, 根表 Fe 膜的形成与根际土壤溶液 Fe 浓度有关, 两者同受根际氧化还原状况的影响。有报道指出, 这种影响可能与根际 pe + pH、pH 控制着根表/溶液间含 Fe 矿物的沉淀—溶解平衡有关^[15,19], 此外, 陈莉娜等^[3]也曾有类似的试验报道。

从图 6 中还可以看出 3 种土壤类型不同处理根表 Fe 含量与根内和地上部 Fe 吸收量的关系。在红壤上, 对照根表 Fe 含量较有机质处理高, 但根内和地上部 Fe 吸收量较有机质处理少, 根表 Fe 膜阻碍了水稻 Fe 吸收; 在水稻土和盐土上, 对照根表 Fe 含量较有机质处理低, 而它们的 Fe 吸收量较有机质处



注: 根表 Fe 为吸附量, 单位为 $\times 10^{-2} \text{ mg kg}^{-1}$; 根内与地上部为吸收量, 单位为 mg kg^{-1} Note: Fe on the root surface denotes

Fe adsorption, of which the measurement uses the unit of $\times 10^{-2} \text{ mg kg}^{-1}$ and Fe in root and shoot denotes Fe absorption, of which the measurement uses mg kg^{-1}

图 6 两处理水稻各部位的 Fe 含量比较。

Fig. 6 Comparison between the two treatments in Fe content in various parts of the rice plants

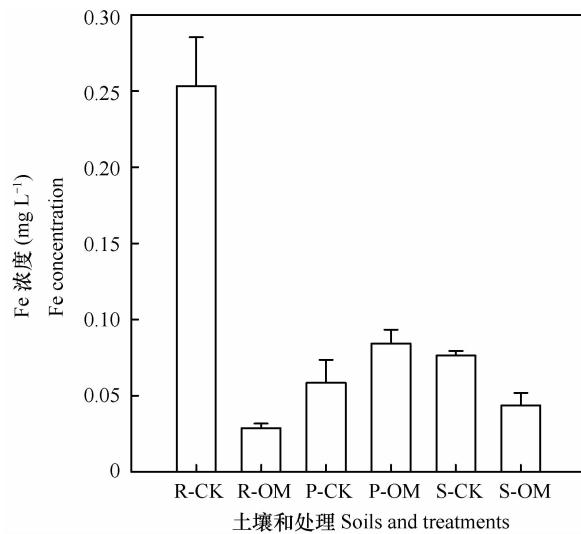


图 7 种植稻后根际 Fe 浓度

Fig. 7 Rhizospheric Fe concentration after the rice cultivation

理也要低,根表 Fe 膜促进了水稻 Fe 的吸收。

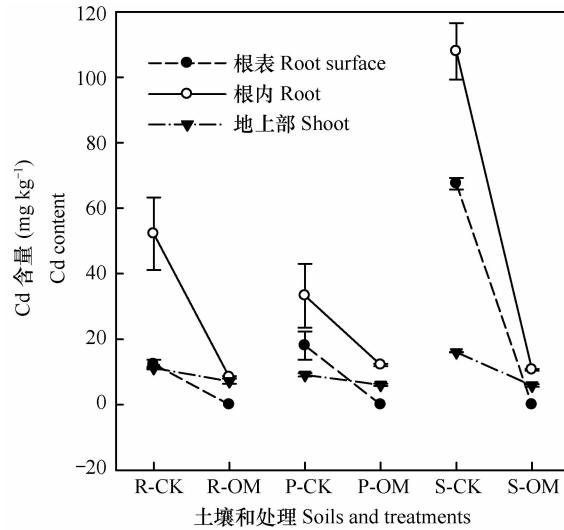
从图 7 中可以看出,植稻后水稻土有机质处理根际 Fe 浓度较对照高,而红壤和盐土均为对照高于有机质处理,且对照红壤根际 Fe 浓度显著高于有机质处理,这可能与培养后期其较低的 pH 和 $\text{pe} + \text{pH}$ 有关。比较图 6 与图 7 可知,对于红壤和水稻土根际,较高的根际 Fe 浓度使得根表吸附的 Fe 含量也越多;而在盐土上,有机质处理降低了植稻后根际 Fe 的浓度,但水稻根表吸附的 Fe 含量却较对照多,这可能是因为盐土在有机质处理下具有较高的 Exc-Fe 含量。

2.5 水稻不同部位 Cd 含量与根表 Fe 含量的关系

从图 8 水稻不同部位 Cd 含量分布图可知,在各土壤和处理中,以根内 Cd 含量最高,为 $8.43 \sim 107.9 \text{ mg kg}^{-1}$;根表次之, $0 \sim 67.50 \text{ mg kg}^{-1}$;地上部最低, $5.88 \sim 16.01 \text{ mg kg}^{-1}$ 。两处理比较则是对照高于有机质处理,尤为明显的是各有机质处理根表 Cd 含量均低于 ICP-AES 的检测限。统计检验结果表明,水稻各部位 Cd 含量之间具有极显著的线性相关,其中,根表 Cd 与根内 Cd、地上部 Cd 的相关系数分别为 0.965 和 0.941,这与刘敏超等^[6]报道的根膜 Cd 含量与根内 Cd 及地上部 Cd 含量具有线性正相关的结果相同。从图 9 可知,三种土壤植稻后根际 Cd 浓度均为对照高于有机质处理,结合图 8 中根表 Cd 吸附量可知,有机质处理通过降低根际 Cd 浓度从而减少水稻根表对 Cd 的吸附。相关分

析结果表明,根表 Cd、根内 Cd、地上 Cd 含量与实测根际 Cd 浓度的相关系数分别为 0.600、0.761、0.766,全部达到显著水平,由此表明水稻根系对 Cd 的吸附和吸收均受根际 Cd 浓度的影响。根表 Cd 与根内 Cd 含量的相关系数为 0.948,表明根表 Cd 吸附影响根系对 Cd 的吸收。将植稻后根际 Cd 浓度与根际 Fe 浓度和蛭石表面吸附的 Fe 量进行相关分析,相关系数为 0.750 和 -0.743,表明根际 Cd 浓度受到蛭石表面吸附的 Fe 量影响,随着根际 Fe 浓度的升高,蛭石表面 Fe 的吸附量减少,从而根际 Cd 浓度升高。

将对照与有机质处理的根表 Cd(图 8)和 Fe 含量(图 6)进行比较,可以看出,在红壤上两者是一致的,表现出根表 Fe 膜可促进 Cd 的吸附和吸收,而水稻土和盐土上则相反,表现出根表 Fe 膜可阻碍 Cd 的吸附和吸收,此结果也可见于先前的文献报道^[5-6]。不同土壤中水稻对 Cd 吸附和吸收是不同的,不仅与根表 Fe 膜上 Cd 与 Fe 形成共吸附(或共沉淀)有关^[3,14-15],也与土壤 Fe 溶解性的变化有关。例如,有机质处理后红壤 Fe 溶解量减少,而水稻土和盐土 Fe 溶解量增加(图 3),这导致随质流进入红壤根际的 Fe 减少(图 7),而进入水稻土和盐土根际的 Fe 增加,Fe 和 Cd 之间的竞争使得进入水稻土和盐土根际(图 9)以及水稻根表吸附的 Cd(图 8)减少。



注: 根表 Cd 为吸附量; 根内与地上部为吸收量。单位均为 mg kg^{-1}
Note: Cd on root surface denotes Cd adsorption and Cd in root and shoot denotes Cd absorption. The measurement of the two uses the unit of mg kg^{-1}

图 8 两处理水稻各部位的 Cd 含量比较。

Fig. 8 Comparisons of Cd content in various parts of rice under two treatments

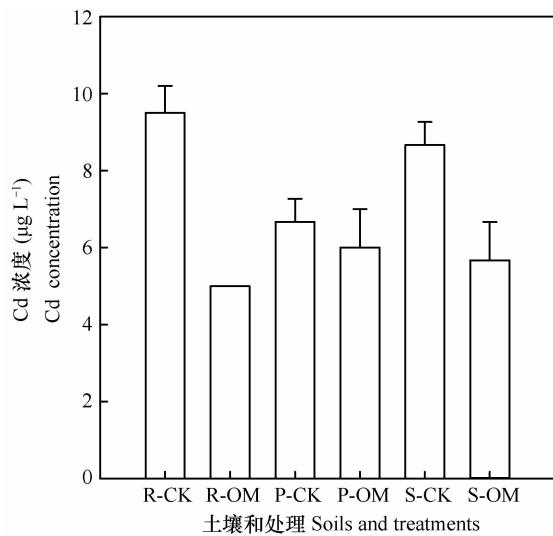


图9 种植稻后根际 Cd 浓度

Fig. 9 Rhizospheric Cd concentration after the rice cultivation

3 结 论

非根际土壤表面还原溶解的 Fe 与根际蛭石表面吸附的 Fe 主要来自 Oxide-Fe 组分, 土壤表面与蛭石表面同时发生 Fe 的氧化还原反应, 但方向相反。水稻根表 Fe 膜的形成与根际氧化还原状况有关。在根际高 Eh 和 $\text{pe} + \text{pH}$ 时, 水稻根表 Fe 含量随 pH 升高而降低, 在低 Eh 和 $\text{pe} + \text{pH}$ 时, 根表 Fe 含量随 pH 升高而升高。根表 Fe 膜对 Fe、Cd 的吸收因土壤不同而异, 在红壤中, 根表 Fe 膜阻碍水稻 Fe 吸收, 促进 Cd 的吸附和吸收, 在水稻土和盐土中, 根表 Fe 膜促进水稻 Fe 吸收, 阻碍 Cd 的吸附和吸收。

参 考 文 献

- [1] Weiss J V, Emerson D, Megonigal J P. Rhizosphere iron (III) deposition and reduction in a *Juncus effusus* L.-dominated wetland. *Soil Science Society of America Journal*, 2005, 69 (5): 1861—1870
- [2] 纪雄辉, 梁永超, 鲁艳红, 等. 污染稻田水分管理对水稻吸收积累镉的影响及其作用机理. 生态学报, 2007, 27 (9): 3930—3939. Ji X H, Liang Y C, Lu Y H, et al. The effect of water management on the mechanism and rate of uptake and accumulation of cadmium by rice growing in polluted paddy soil (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27 (9): 3930—3939
- [3] 陈莉娜, 葛滢, 张春华, 等. 淹水还原作用对红壤镉生物有效性的影响. 农业环境科学学报, 2009, 28 (11): 2333—2337. Chen L N, Ge Y, Zhang C H, et al. Effect of submergence on the bioavailability of Cd in a red soil (In Chinese). *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28 (11): 2333—2337
- [4] 刘文菊, 张西科, 张福锁. 根表铁氧化物和缺铁根分泌物对水稻吸收镉的影响. 土壤学报, 1999, 36 (4): 463—469. Liu W J, Zhang X K, Zhang F S. Effects of iron oxides and root exudates on cadmium uptake by rice (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 1999, 36 (4): 463—469
- [5] 刘敏超, 李花粉, 夏立江, 等. 不同基因型水稻吸镉差异及其与根表铁氧化物胶膜的关系. 环境科学学报, 2000, 20 (5): 592—596. Liu M C, Li H F, Xia L J, et al. Differences of cadmium uptake by rice genotypes and relationship between the iron oxide plaque and cadmium uptake (In Chinese). *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2000, 20 (5): 592—596
- [6] 刘敏超, 李花粉, 夏立江. 根表铁锰氧化物胶膜对不同品种水稻吸镉的影响. 生态学报, 2001, 21 (4): 598—602. Liu M C, Li H F, Xia L J. Effect of Fe, Mn coating formed on roots on Cd uptake by rice varieties (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21 (4): 598—602
- [7] Liu H J, Zhang J L, Zhang H S. Role of iron plaque in Cd uptake by and translocation within rice (*Oryza sativa* L.) seedlings grown in solution culture. *Environmental and Experimental Botany*, 2007, 59 (3): 314—320
- [8] Liu H J, Zhang J L, Christie P. Influence of iron plaque on uptake and accumulation of Cd by rice (*Oryza sativa* L.) seedlings grown in soil. *Science of the Total Environment*, 2008, 394 (2/3): 361—368
- [9] 史锟, 张福锁, 刘学军, 等. 不同栽培方式对籼、粳稻根表铁膜铁和根铁、镉含量的影响. 应用生态学报, 2003, 14 (8): 1273—1277. Shi K, Zhang F S, Liu X J, et al. Effect of different cultivation practices on Fe and Cd content in iron plaque outside rice root and Cd content in rice root (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14 (8): 1273—1277
- [10] 刘侯俊, 胡向白, 张俊伶, 等. 水稻根表铁膜吸附镉及植株吸收镉的动态. 应用生态学报, 2007, 18 (2): 425—430. Liu H J, Hu X B, Zhang J L, et al. Dynamics of Cd adsorption on rice seedlings root surface with iron coating and Cd uptake by plant (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18 (2): 425—430
- [11] 邓丹, 吴可为, 邓鸿. 根区通氧状况对水稻幼苗生长及吸收镉的影响. 生态学报, 2009, 29 (5): 2520—2526. Deng D, Wu K W, Deng H. Effects of root zone oxygenation on growth and Cd accumulation in paddy rice (*Oryza sativa* L.) (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29 (5): 2520—2526
- [12] Liu J G, Cao C X, Wong M H, et al. Variations between rice cultivars in iron and manganese plaque on roots and the relation with plant cadmium uptake. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22 (7): 1067—1072
- [13] Nordstrom D K, Wilde F D. Reduction-Oxidation Potential (Electrode Method). 2005—09 [2011—06]. https://water.usgs.gov/owq/FieldManual/Chapter6/6.5_contents.html
- [14] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 12—226. Lu R K. Agro-chemical Analysis Methods for Soil (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and

Technology Press, 2000: 12—226

- [15] 陈莉娜. 淹水还原作用对土壤镉生物有效性的影响. 南京: 南京农业大学资源与环境科学学院, 2009. Chen L N. Influence of reductive conditions on bioavailability of cadmium in soils (In Chinese). Nanjing: College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, 2009
- [16] 朱嫌婉, 沈壬水, 钱钦文. 土壤中金属元素的五个组分的连续提取法. 土壤, 1989, 21(2): 163—166. Zhu Y W, Shen R S, Qian Q W. Sequential extraction of five forms of metals in soils (In Chinese). Soils, 1989, 21(2): 163—166
- [17] Taylor G T, Crowder A A. Use of DCB technique for extraction of hydrous iron oxides from roots of wetland plant. American Journal of Botany. 1983, 70: 1254—1257
- [18] Hu Y L, Ge Y, Zhang C H, et al. Cadmium toxicity and translocation in rice seedlings are reduced by hydrogen peroxide pre-treatment. Plant Growth Regulation, 2009, 59(1): 51—61
- [19] 黄丹丹, 葛滢, 周权锁. 淹水条件下土壤还原作用对镉活性消长行为的影响. 环境科学学报, 2009, 29(2): 373—380. Huang D D, Ge Y, Zhou Q S. Effect of redox processes on soil Cd activity under submerged conditions (In Chinese). Acta Scientiae Circumstantiae, 2009, 29(2): 373—380
- [20] Brennan E W, Lindsay W L. The role of pyrite in controlling metal ion activities in highly reduced soils. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1996, 60(19): 3609—3618

EFFECTS OF SOILREDOX CONDITION ON THE TRANSFORMATIONS OF FE AND CD IN SOILS AND THEIR UPTAKE BY RICE

Chen Xue^{1,2} Liu Danqing¹ Wang Shu¹ Yang Yazhou¹ Li Yujiao¹ Hu Hao¹ Zhang Chunhua³ Ge Ying^{1,2†}

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

(2 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Nanjing Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(3 Demonstration Laboratory of Elements and Life Science Research, Laboratory Centre of Life Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract In a pot experiment rice seedlings were planted in mesh bags that were filled with vermiculite to simulate rhizosphere and the bags were imbedded separately in submerged red, paddy and saline soils for cultivation for 13 days. Results show that during the rice cultivation period, pH in the red, paddy and saline soils varied in the range of 6.05 ~ 6.78, 6.47 ~ 7.33 and 6.47 ~ 7.44, respectively. In the OM (organic matter) treatments, all the soils, regardless of rhizospheric or nonrhizospheric, decreased in pH, except for rhizospheric red soil, which increased significantly. Eh in all the rhizospheric soils of the control treatments lingered within 233 ~ 385 mV, and treatment with OM reduced rhizospheric Eh, but increased nonrhizospheric Eh of the red and paddy soils. Oxide-Fe fraction accounted for more than 90% of the reductively dissolved Fe and vermiculite-absorbed Fe, which was significantly correlated with soil solution Eh and $\text{pe} + \text{pH}$, indicating that Fe redox reactions occurred simultaneously on the surfaces of the soils and the vermiculites, but in opposite directions. The formation of iron plaque on root surface of the rice seedlings was related to redox conditions in rhizosphere. In the rhizospheres of CK (higher in Eh), Fe content on the root surface decreased with increasing pH, whereas in the rhizospheres of OM treatment (lower in Eh), Fe increased with increasing pH. In the red soil, iron plaques on the root surface retarded Fe absorption, while in the paddy and saline soils it acted reversely. Cd content on the root surface was significantly and positively related to Cd in root and in shoot. In the red soil iron plagued on the root surface retarded adsorption and uptake of Cd by rice, whereas in paddy and saline soils, it acted reversely too.

Key words Rice; Iron plaque on root surface; Cd; Fractions; Uptake

(责任编辑:檀满枝)