

ISSN 1000-0933

CN 11-2031/Q

生态学报

Acta Ecologica Sinica



第33卷 第9期 Vol.33 No.9 2013

中国生态学学会

中国科学院生态环境研究中心

科学出版社

主办

出版



中国科学院科学出版基金资助出版

生态学报 (SHENTAI XUEBAO)

第33卷 第9期 2013年5月 (半月刊)

目 次

前沿理论与学科综述

- 可持续发展研究的学科动向 茶 娜, 邬建国, 于润冰 (2637)
代谢异速生长理论及其在微生物生态学领域的应用 贺纪正, 曹 鹏, 郑袁明 (2645)
植物内生菌促进宿主氮吸收与代谢研究进展 杨 波, 陈 晏, 李 霞, 等 (2656)
中国园林生态学发展综述 于艺婧, 马锦义, 袁韵珏 (2665)

个体与基础生态

- 基于最小限制水分范围评价不同耕作方式对土壤有机碳的影响 陈学文, 王 农, 时秀焕, 等 (2676)
草原土壤有机碳含量的控制因素 陶 贞, 次旦朗杰, 张胜华, 等 (2684)
外源钙离子与南方菟丝子寄生对喜旱莲子草茎形态结构的影响 车秀霞, 陈惠萍, 严巧娣, 等 (2695)
毛竹出笋后快速生长期茎秆色素含量与反射光谱的相关性 刘 琳, 王玉魁, 王星星, 等 (2703)
巴郎山异型柳叶片功能性状及性状间关系对海拔的响应 冯秋红, 程瑞梅, 史作民, 等 (2712)
外源磷或有机质对板蓝根吸收转运砷的影响 高宁大, 耿丽平, 赵全利, 等 (2719)
不同猎物饲喂对南方小花蝽捕食量和喜好性的影响 张昌容, 郅军锐, 莫利锋 (2728)
捕食风险对东方田鼠功能反应格局的作用 陶双伦, 杨锡福, 姚小燕, 等 (2734)
基于线粒体细胞色素 c 氧化酶亚基 I 基因序列的帘蛤科贝类分子系统发育研究
..... 程汉良, 彭永兴, 董志国, 等 (2744)

不同实验生态环境对海刺猬遮蔽行为的影响

常亚青, 李云霞, 罗世滨, 等 (2754)

种群、群落和生态系统

- 基于 RS 与 GIS 的赣江上游流域生态系统服务价值变化 陈美球, 赵宝萍, 罗志军, 等 (2761)
长江口及邻近海域富营养化指标响应变量参照状态的确定 郑丙辉, 朱延忠, 刘录三, 等 (2768)
长江口及邻近海域富营养化指标原因变量参照状态的确定 郑丙辉, 周 娟, 刘录三, 等 (2780)
鸭绿江口及邻近海域生物群落的胁迫响应 宋 伦, 王年斌, 杨国军, 等 (2790)
杭州西溪湿地大型底栖动物群落特征及与环境因子的关系 陆 强, 陈慧丽, 邵晓阳, 等 (2803)
生物土壤结皮对荒漠土壤线虫群落的影响 刘艳梅, 李新荣, 赵 昕, 等 (2816)
大棚模拟条件下角倍蚜春季迁飞数量动态及其与气象因子的关系 李 杨, 杨子祥, 陈晓鸣, 等 (2825)
宁南山区植被恢复对土壤团聚体水稳定及有机碳粒径分布的影响 程 曼, 朱秋莲, 刘 雷, 等 (2835)
1958—2008 年太白山太白红杉林碳循环模拟 李 亮, 何晓军, 胡理乐, 等 (2845)
不同干扰对黄土区典型草原物种多样性和生物量的影响 陈芙蓉, 程积民, 刘 伟, 等 (2856)
乌拉山自然保护区白桦种群的年龄结构和点格局分析 胡尔查, 王晓江, 张文军, 等 (2867)
西南干旱对哀牢山常绿阔叶林凋落物及叶面积指数的影响 杞金华, 章永江, 张一平, 等 (2877)
阿尔泰山小东沟林区乔木物种丰富度空间分布规律 井学辉, 曹 磊, 藏润国 (2886)

景观、区域和全球生态

太湖流域生态风险评价 许 妍,高俊峰,郭建科 (2896)

基于 GIS 的关中-天水经济区土地生态系统固碳释氧价值评价 周自翔,李 璞,冯雪铭 (2907)

资源与产业生态

淹水条件下控释氮肥对污染红壤中重金属有效性的影响 梁佩筠,许 超,吴启堂,等 (2919)

研究简报

高温强光对小麦叶绿体 Deg1 蛋白酶和 D1 蛋白的影响及水杨酸的调节作用 郑静静,赵会杰,胡巍巍,等 (2930)

不同 CO₂ 浓度变化下干旱对冬小麦叶面积指数的影响差异 李小涵,武建军,吕爱锋,等 (2936)

期刊基本参数:CN 11-2031/Q * 1981 * m * 16 * 308 * zh * P * ¥ 90.00 * 1510 * 32 * 2013-05



封面图说: 肥美的当雄草原——高寒草甸是在寒冷的环境条件下,发育在高原和高山的一种草地类型。其植被组成主要是多年生草本植物,冬季往往有冰雪覆盖,土壤主要为高山草甸土。当雄草原位于藏北高原,藏南与藏北的交界地带,海拔高度为 5200—4300m,受海洋性气候影响,呈现高原亚干旱气候,年平均降水量 293—430mm。主要有小嵩草草甸、藏北嵩草草甸和沼泽草甸等,覆盖度为 60%—90%,其中小嵩草草甸分布面积最大,连片分布于广阔的高原面上。高寒草甸草层低,草质良好,是畜牧业优良的夏季牧场。

彩图及图说提供: 陈建伟教授 北京林业大学 E-mail: cites.chenjw@163.com

DOI: 10.5846/stxb201202090170

梁佩筠,许超,吴启堂,卢镜钊,吴良欢.淹水条件下控释氮肥对污染红壤中重金属有效性的影响.生态学报,2013,33(9):2919-2929.
Liang P J, Xu C, Wu Q T, Lu J Z, Wu L H. Effect of different controlled-release nitrogen fertilizers on availability of heavy metals in contaminated red soils under waterlogged conditions. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(9): 2919-2929.

淹水条件下控释氮肥对污染红壤中 重金属有效性的影响

梁佩筠¹,许超^{1,*},吴启堂¹,卢镜钊¹,吴良欢²

(1. 广东普通高校土壤环境与废物资源农业利用重点实验室,华南农业大学资源环境学院,广州 510642;
2. 教育部环境修复与生态健康重点实验室,浙江大学环境与资源学院,杭州 310029)

摘要:采用淹水培养方法研究了不同氮水平(100、200和400 mg/kg,分别记为1、2、3)下普通尿素(PU)、硫包膜尿素(SCU)、树脂包膜尿素(PCU)和硫加树脂双层包膜尿素(SPCU)对污染红壤中Cd、Pb、Cu、Zn有效性的影响。结果表明,不同包膜尿素对土壤pH值和水溶性SO₄²⁻含量有较大影响。各施氮处理红壤pH值随着施氮量的增加(除5 d时PU和60 d时SCU)而增加,不同包膜尿素对土壤中水溶性SO₄²⁻含量有较大影响,在同一施氮水平下不同包膜尿素处理间土壤pH值和土壤中水溶性SO₄²⁻含量差异较大。60 d培养期间PU、SCU、PCU和SPCU处理pH值比对照分别升高0.17—0.38、0.08—0.27、0.07—0.36和0.10—0.21;水溶性SO₄²⁻含量PU、SCU和PCU处理比对照分别升高39.5%—157.3%、40.9%—94.5%和7.55%—55.8%,而SPCU处理降低5.67%—90.7%。不同尿素类型和氮肥的施用量对红壤Cd、Pb、Cu和Zn有效性的影响均存在显著差异。60 d培养期间红壤有效态Cd含量以树脂包膜尿素100 mg N/kg下最低,其有效态Cd含量比对照显著降低20.7%—69.8%;有效态Pb、Cu和Zn含量以普通尿素400 mg N/kg下最低,其有效态Pb、Cu和Zn含量比对照分别显著降低17.0%—54.2%、18.5%—34.6%和15.6%—59.5%。随施氮量提高,PU处理有效态Cd含量先升高后降低,有效态Pb、Cu和Zn含量逐渐降低;SCU处理有效态Pb含量逐渐降低,有效态Cd、Cu和Zn含量变化规律不一致;PCU处理有效态Cd含量逐渐升高,有效态Pb、Cu和Zn含量变化规律不一致;SPCU处理有效态Cd、Pb、Cu和Zn含量逐渐降低。有效态Pb和Zn含量与pH值和水溶性SO₄²⁻含量呈显著负相关,有效态Cd与水溶性SO₄²⁻含量呈显著正相关。在多重金属污染红壤中,可考虑不同控释氮肥的配合使用,降低土壤中重金属的有效性。

关键词:控释氮肥;红壤;重金属;有效性;淹水

Effect of different controlled-release nitrogen fertilizers on availability of heavy metals in contaminated red soils under waterlogged conditions

LIANG Peijun¹, XU Chao^{1,*}, WU Qitang¹, LU Jingzhao¹, WU Lianghuan²

1 Key Laboratory of Soil Environmental and Waste Reuse in Agriculture of Guangdong Higher Education Institutions, College of Natural Resources and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China

2 Key Laboratory of Environmental Remediation and Ecosystem Health Ministry of Education, College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China

Abstract: The effects of prilled urea (PU), sulfur coated urea (SCU), polymer coated urea (PCU), and sulphur-polymer-terresin coated urea (SPCU) were studied on the availability of Cd, Pb, Cu, Zn in contaminated red paddy soils under different nitrogen levels (100, 200 and 400 mg/kg, respectively noted as 1, 2, 3) using the waterlogged incubation

基金项目:国家自然科学基金(41101293);广东省自然科学基金项目(9451064201003780);华南农大校长基金(K09219)

收稿日期:2012-02-09; 修订日期:2012-11-15

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xuchao1388@126.com

method. The results showed that application of different coated release-controlled urea could significantly affect the pH value and the contents of water-soluble SO_4^{2-} in the soil. The pH values of red soil of each application nitrogen treatment increased with increasing nitrogen level (except PU treatment on 5th day and SCU treatment on 60th day). The application of different coated release-controlled urea could significantly affect the contents of water-soluble SO_4^{2-} in the soil. The pH value and contents of water-soluble SO_4^{2-} were significantly different among different coated release-controlled urea under the same nitrogen level. The pH values of soil of the treatments PU, SCU, PCU and SPCU increased by 0.17—0.38, 0.08—0.27, 0.07—0.36, and 0.10—0.21, respectively in the whole 60 days incubation duration compared to the control. The contents of water-soluble SO_4^{2-} in soil of the treatments PU, SCU and PCU increased by 39.5%—157.3%, 40.9%—94.5%, and 7.55%—55.8%, respectively whereas, decreased by 5.67%—90.7% in soil of the treatment SPCU. There were significant differences between different coated release-controlled urea types on the availability of Cd, Pb, Cu and Zn. The availability of Cd, Pb, Cu and Zn also varied sharply with the application rates of nitrogen fertilizer. Available Cd content in soil of treatment PCU at 100 mg/kg nitrogen level significantly decreased by 20.7%—69.8% and was the lowest during the whole 60 days incubation. Available Cd content in soil of treatment PU at 200 mg/kg nitrogen level was the highest and significantly increased by 163.5%—181.7% during the whole incubation. Available Pb, Cu and Zn content in soil of treatment PU at 400 mg/kg nitrogen level was the lowest and significantly decreased by 17.0%—54.2%, 18.5%—34.6%, and 15.6%—59.5%, respectively. With increasing the application rates of nitrogen fertilizer, available Cd content in soil of treatment PU increased first and then decreased, while available Pb, Cu and Zn content decreased gradually. With increasing the application rates of nitrogen fertilizer, available Pb content in soil of treatment SCU decreased gradually, while there were not the same regularity of available Cd, Cu and Zn content among the three application nitrogen levels. With increasing the application rates of nitrogen fertilizer, available Cd content in soil of treatment PCU increased gradually, while there were not the same regularity of available Cd, Cu and Zn content among the three application nitrogen levels. With increasing the application rates of nitrogen fertilizer, available Cd, Pb, Cu and Zn content in soil of treatment SPCU decreased gradually. Soil available Pb and Zn were significantly negatively correlated with soil pH and water-soluble SO_4^{2-} content. Soil available Cd was significantly positively correlated with water-soluble SO_4^{2-} content. And the soil pH also plays a major role on the behavioral changes of Pb and Zn in the soil. In red paddy soil contaminated by multi-heavy metal, coupling use of different coated urea can effectively control the availability of heavy metals.

Key Words: controlled-release nitrogen fertilizer; red soil; heavy metal; availability; warerlogged

红壤是我国南方典型的地带性土壤,分布广泛、酸性强,有机质含量低。随着工业化和城市化的快速发展,红壤遭受到重金属污染的问题日益严峻^[1]。由于红壤pH值比较低、吸附力弱、阳离子交换量小,因而重金属离子活性较高,容易被作物吸收,通过食物链进入人体,危害人们的健康^[1]。因此,如何采取有效措施降低重金属的危害和风险,减少作物的吸收等问题,已引起了全世界的高度重视和关注,并成为目前的研究热点之一^[2-3]。

目前我国氮肥消费量占世界总用量近1/3,在农业生产过程中氮肥的施用普遍较高^[4],而氮肥利用率显著低于世界平均水平^[5],引起的氮素环境污染现象也越来越明显。控释氮肥能明显地降低氮挥发、淋失和硝化—反硝化的损失,有效地提高氮肥的利用率,是解决这一问题的关键,是未来氮素施用的发展趋势,已成为现代农业、环境等科学的研究的热点,受到国内外普遍关注^[6-7]。

尿素是氮肥的主要形式,已占我国氮肥产量的60%以上。尿素施入土壤可引起土壤pH值的变化和重金属形态的转化,进而改变重金属有效性^[8-15]。尿素对土壤重金属有效性的影响随着尿素用量的不同而异^[11-12],在培养过程中先表现出抑制效应、后逐渐转为正效应^[10, 12];长期单施尿素有效态Cd、Pb、Cu、Zn均有

所降低^[16]。尿素影响土壤重金属有效性变化的主要机制是土壤 pH 值的变化,其有效态含量与 pH 值呈显著负相关^[10, 12]。

目前尿素对土壤重金属有效性影响的研究,主要针对普通尿素对土壤重金属有效性的影响,而对控释尿素对重金属有效性影响研究未见有报道。为此,本研究采用培养试验,探讨淹水条件下不同包膜控释尿素对污染红壤中 Cd、Pb、Cu 和 Zn 有效性的影响,以期为重金属污染红壤农田区域控释氮肥的合理施用提供理论依据和技术支撑。

1 材料与方法

1.1 试验材料

粤北韶关市境内大宝山矿山下游的水稻土壤业已受到该矿山酸性矿山废水重金属 Cd、Zn、Pb 和 Cu 不同程度的污染^[17]。供试红壤为采自广东省韶关市大宝山下游酸性矿山废水灌区的水稻田 0—20cm 的表土,土壤采回后经风干、磨细和过 2 mm 筛,装入封口袋中备用。土壤 pH 值为 3.91,有机质含量为 1.44 g/kg,铵态氮含量为 10.34 mg/kg、硝态氮含量为 34.40 mg/kg、有效磷含量为 1.37 mg/kg、水溶性 SO₄²⁻ 含量为 73.50 mg/kg,重金属总量 Cd 0.545 mg/kg、Pb 1372.0 mg/kg、Cu 648.0 mg/kg、Zn 600.0 mg/kg,有效态重金属含量 Cd 0.093 mg/kg、Pb 115.3 mg/kg、Cu 5.88 mg/kg、Zn 9.61 mg/kg。

供试氮肥为:硫包膜尿素(SCU,34-0-0;硫占总重量的 18%,石蜡占总重量的 1%)、树脂包膜尿素(PCU,42-0-0;树脂占总重量的 8%)、硫+树脂包膜尿素(SPCU,34-0-0;硫占总重量的 18%,树脂占总重量的 0.5%),均由山东金正大生态工程有限公司生产,控释期均为 3 个月;普通尿素(PU,46-0-0)。

1.2 试验方法

参考孙磊等^[12]和甲卡拉铁等^[11]的研究,试验为不同包膜控释尿素与氮水平两因子试验,包括 4 种尿素:硫包膜尿素(SCU)、树脂包膜尿素(PCU)、硫+树脂双包膜尿素(SPCU)和普通尿素(PU),4 个氮肥用量水平(纯 N):0、100、200、400 mg/kg 土,共计 13 个处理,分别为:CK(N 0 mg/kg)、PU1(N 100 mg/kg)、PU2(N 200 mg/kg)、PU3(N 400 mg/kg)、PCU1(N 100 mg/kg)、PCU2(N 200 mg/kg)、PCU3(N 400 mg/kg)、SCU1(N 100 mg/kg)、SCU2(N 200 mg/kg)、SCU3(N 400 mg/kg)、SPCU1(N 100 mg/kg)、SPCU2(N 200 mg/kg)、SPCU3(N 400 mg/kg),各处理重复 4 次。称取 270 g 污染土壤放入 500 mL 塑料烧杯中,按不同处理拌入肥料,以固态加入,充分混匀,加入蒸馏水,保持土面 1 cm 水层,用保鲜膜封口后并用针扎几个小孔以保持一定的空气流通。为了使培养试验的温度与空气湿度等尽可能与田间情况接近,将塑料烧杯放置于温室内培养,分别于第 5、15、30、60 天取样。每次每处理取 1 杯。

1.3 分析方法

土样经风干后过 1.0 mm 筛备用。土壤 pH 测定采用风干土用 pH 值计(雷磁 pH-3C)测定,土水比为 1:2.5^[18]。土壤中有效态 Cd、Pb、Cu 和 Zn 采用水土比 8:1 的 1 mol/L(pH=7.0)MgCl₂ 溶液提取^[11, 19-20],重金属全量测定采用 HF-HClO₄-HNO₃ 消煮^[18],原子吸收分光光度计(Z-2300)测定。有机质采用水合热重铬酸钾氧化-比色法测定,有效磷采用 0.5 mol/L 碳酸氢钠提取-钼锑抗比色法测定;土壤水溶性硫酸根含量采用 1:5 土水比浸提-铬酸钡比色法测定^[18]。

1.4 数据分析

数据处理和统计采用 SPSS16.0 软件。

2 结果

2.1 不同控释氮肥处理对污染红壤 pH 值的影响

不同控释氮肥处理与对照相比,60 d 培养中各处理红壤 pH 值都有所升高(除 15 d 和 60 d 时 SCU1);pH 值上升的顺序 5 d 时为 SCU>PU>SPCU>PCU,分别平均上升 0.27、0.17、0.10 和 0.07;15 d 时为 PU>PCU>SPCU>SCU,分别平均上升 0.38、0.27、0.16 和 0.08;30 d 时为 PCU>PU>SPCU>SCU,分别平均上升 0.36、0.34、0.18 和 0.15;60 d 时为 PCU>PU>SPCU>SCU,分别平均上升 0.32、0.29、0.21 和 0.16(图 1)。在 60 d

的培养中 PU、SCU、PCU 和 SPCU 处理 pH 值比 CK 分别升高 0.17—0.38(平均 0.17)、0.08—0.27(平均 0.17)、0.07—0.36(平均 0.26) 和 0.10—0.21(平均 0.16)。施氮处理 pH 值随着施氮量的增加(除 5 d 时 PU 和 60 d 时 SCU),这主要是因为尿素水解产生的 OH⁻导致土壤 pH 值升高^[8-9]。随着培养时间的延长,PU (PU1、PU2 和 PU3)、PCU (PCU1、PCU2 和 PCU2) 和 SPCU1 处理红壤 pH 值表现为先升高后降低的变化趋势,CK 和 SCU1 处理红壤 pH 值表现为逐渐降低的变化趋势,其他处理红壤 pH 值变化无明显规律。在同一施氮水平下,不同包膜尿素处理间土壤 pH 值差异较大。

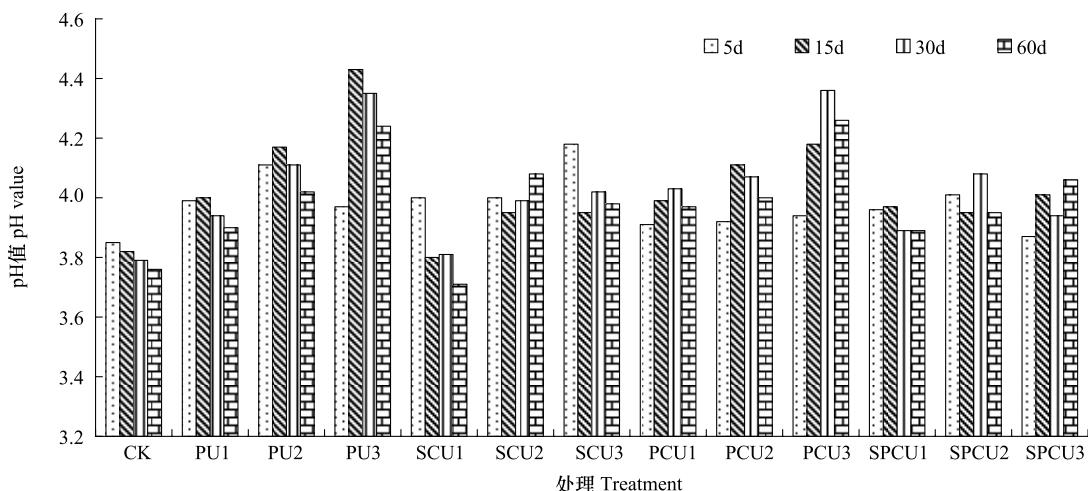


图 1 不同氮肥处理对重金属污染红壤 pH 值的动态影响

Fig.1 Dynamic changes of pH value in red soil contaminated with heavy metals after application of different forms of control nitrogen fertilizers

对照: CK; 普通尿素 PU; 硫包膜尿素 SCU; Sulfur coated urea; 树脂包膜尿素 PCU; Polymer coated urea; 双层包膜尿素 SPCU; Sulphur-polymer-terresin coated urea

2.2 不同控释氮肥处理对污染红壤重金属有效性的影响

2.2.1 不同控释氮肥处理对污染红壤 Cd 有效性的影响

不同控释氮肥处理与对照相比,有效态 Cd 含量 5 d 时 PU2、PU3 和 SCU1 分别显著升高 169.0%、143.1% 和 24.1% ($P<0.05$), PCU1 和 SPCU3 分别显著降低 20.7% 和 20.7% ($P<0.05$); 15 d 时 PU2 和 PU3 分别显著升高 181.0% 和 24.1% ($P<0.05$), SCU1、PCU1、SPCU2 和 SPCU3 分别显著降低 13.8%、39.7%、17.2% 和 24.1% ($P<0.05$); 30 d 时 PU2 显著升高 181.7% ($P<0.05$), PCU1、SPCU2 和 SPCU3 分别显著降低 76.5%、28.3% 和 36.7% ($P<0.05$); 60 d 时 PU2 显著升高 163.5% ($P<0.05$), SCU2、SCU3、PCU1、PCU2、SPCU1、SPCU2 和 SPCU3 分别显著降低 22.2%、27.0%、69.8%、15.9%、15.9%、30.2% 和 66.7% ($P<0.05$) (表 1)。3 个氮水平下有效态 Cd 含量 PU 为 PU2>PU3>PU1, 三者间差异显著, PU2 比 PU3 高 10.6%—160.0% (平均 109.4%)、PU3 比 PU1 高 6.56%—143.1% (平均 50.4%) ($P<0.05$); PCU 为 PCU3>PCU2>PCU1、PCU2 和 PCU3 与 PCU1 间差异显著 ($P<0.05$), PCU3 比 PCU2 高 1.89%—17.7% (平均 10.2%)、PCU2 比 PCU1 高 10.9%—178.9% (平均 72.9%); SPCU 为 SPCU1>SPCU2>SPCU3, SPCU1 与 SPCU3 间差异显著 ($P<0.05$), SPCU1 比 SPCU2 高 18.6%—31.3% (平均 22.4%)、SPCU2 比 SPCU3 高 9.1%—109.5% (平均 36.2%) (表 1)。整个 60 d 的淹水培养中以 PCU1 有效态 Cd 含量最低, 比 CK 降低 20.7%—69.8%, 且随着培养时间的延长其差异越大(表 1)。随着培养时间的延长有效态 Cd 含量 PU2 为 30 d>60 d>15 d>5 d, 5 d 时显著低于 30 d 和 60 d ($P<0.05$); PU3 和 SCU1 为 5 d 时最高, 显著高于 15、30 和 60 d ($P<0.05$); SCU2 和 SPCU3 为 60 d 时最低, 显著低于 5、15 和 30 d ($P<0.05$); PCU1 逐渐降低, 各培养时间之间差异显著 ($P<0.05$); SPCU1 为 15 d 最高、30 d 最低, 15 d 和 30 d 间差异显著 ($P<0.05$) (表 1)。

表1 施用不同控释氮肥对污染红壤中有效态Cd、Pb、Cu和Zn含量的动态影响

Table 1 Dynamic changes in available Cd, Pb, Cu and Zn after application of different forms of control nitrogen fertilizers

处理 Treatment	有效态镉 Available Cd/(mg/kg)						有效态锌 Available Zn/(mg/kg)					
	5 d	15 d	30 d	60 d	5 d	15 d	30 d	60 d	有效态铅 Available Pb/(mg/kg)	有效态铜 Available Cu/(mg/kg)	有效态锌 Available Zn/(mg/kg)	
CK	0.058±0.003 d A	0.058±0.003 cd A	0.060±0.003 def A	0.061±0.004 bc A	0.063±0.003 bc A	0.063±0.003 ab D	129.18±0.35 a C	137.86±0.12 a B	146.45±3.09 a A			
PU1	0.058±0.003 d A	0.055±0.004 def A	0.061±0.004 bc A	0.057±0.003 cd A	0.127.13±2.58 a B	130.61±1.37 a B	129.97±1.83 ab B	141.22±1.34 ab A	141.22±1.34 ab A			
PU2	0.156±0.003 a B	0.163±0.007 a AB	0.169±0.005 a A	0.166±0.004 a A	0.166±0.004 a A	106.54±8.71 cde A	106.03±1.21 d A	109.83±1.77 def A	111.89±11.14 de A			
PU3	0.141±0.006 b A	0.072±0.002 b B	0.065±0.007 b B	0.069±0.006 bc B	0.069±0.006 bc B	103.02±0.48 e A	75.66±0.78 f B	71.52±7.60 h B	67.10±3.36 g B			
SCU1	0.072±0.008 c A	0.050±0.002 efg B	0.054±0.008 cde B	0.059±0.001 cd B	0.121.40±1.34 ab C	126.60±4.24 ab BC	133.56±2.54 ab AB	140.73±10.62 ab A				
SCU2	0.056±0.004 de A	0.057±0.003 cde A	0.059±0.004 bcde A	0.049±0.002 ef B	116.57±9.73 abcd A	118.09±6.90 bc A	117.97±9.28 cd A	125.62±0.94 c A				
SCU3	0.059±0.010 d A	0.051±0.003 def A	0.050±0.008 cd A	0.046±0.005 ef A	101.19±13.20 el A	115.17±7.79 c A	115.55±4.69 cde A	117.23±4.13 d A				
PCU1	0.046±0.004 e A	0.035±0.003 h B	0.034±0.004 g B	0.019±0.004 g C	104.79±9.45 de AB	95.95±8.09 e AB	89.56±11.76 g B	107.42±0.94 ef A				
PCU2	0.051±0.006 de A	0.051±0.006 defg A	0.053±0.004 cde A	0.053±0.005 de A	90.27±10.19 f C	82.49±5.66 f C	124.05±0.42 bc B	136.66±0.77 b A				
PCU3	0.060±0.005 d A	0.058±0.005 cd A	0.054±0.006 cde A	0.057±0.003 cd A	118.50±2.27 abc A	119.25±0.70 bc A	104.25±1.08 f B	116.66±1.01 d A				
SPCU1	0.062±0.006 cd A	0.063±0.003 c A	0.051±0.003 def B	0.053±0.005 de B	124.89±2.76 ab B	125.34±2.74 ab B	130.77±0.86 ab AB	134.11±5.27 bc A				
SPCU2	0.052±0.005 de A	0.048±0.007 fg A	0.043±0.004 fg A	0.044±0.005 f A	123.62±1.64 ab A	123.71±2.29 abc A	117.51±2.33 cd B	126.77±2.13 c A				
SPCU3	0.046±0.011 e A	0.044±0.002 g A	0.038±0.003 g A	0.021±0.007 g B	112.77±2.80 bede A	106.30±2.40 d AB	105.84±9.01 ef AB	99.29±3.44 f B				
处理 Treatment	有效态铜 Available Cu/(mg/kg)						有效态锌 Available Zn/(mg/kg)					
Treatment	5 d	15 d	30 d	60 d	5 d	15 d	30 d	60 d	有效态锌 Available Zn/(mg/kg)	有效态铜 Available Cu/(mg/kg)	有效态锌 Available Zn/(mg/kg)	
CK	6.17±0.082 a C	9.53±0.12 a AB	9.72±0.10 a A	9.50±0.12 d B	10.47±0.58 b B	11.75±0.12 a A	12.34±0.14 a A	12.39±0.19 a A	12.39±0.19 a A			
PU1	5.45±0.10 b D	8.87±0.02 b C	9.60±0.11 a B	10.22±0.08 c A	9.89±0.18 bc B	9.88±0.06 b B	10.08±0.09 c AB	10.15±0.11 d A	10.15±0.11 d A			
PU2	5.42±0.40 bc C	8.31±0.04 c B	8.46±0.09 c B	8.96±0.16 f A	9.43±0.40 cde A	8.20±0.22 e C	9.25±0.17 de AB	8.81±0.20 f B	8.81±0.20 f B			
PU3	4.80±0.08 e D	6.23±0.05 h C	6.75±0.23 f B	7.74±0.04 h A	8.84±0.47 ef A	5.21±0.08 g B	5.11±0.20 j B	4.90±0.51 j B	4.90±0.51 j B			
SCU1	4.30±0.21 f B	7.50±0.15 ef A	7.70±0.18 e A	7.65±0.03 h A	9.13±0.31 def C	10.22±0.06 b B	10.40±0.14 bc AB	10.65±0.25 c A	10.65±0.25 c A			
SCU2	4.78±0.05 e C	8.31±0.09 c B	8.39±0.01 c B	9.45±0.07 d A	9.49±0.09 cde A	9.95±0.19 b A	9.50±0.15 d A	8.28±0.47 g B	8.28±0.47 g B			
SCU3	4.29±0.03 f D	7.63±0.02 e C	7.95±0.02 de B	10.59±0.15 b A	8.15±0.18 g C	8.91±0.24 cd B	8.62±0.03 fg B	9.51±0.29 e A	9.51±0.29 e A			
PCU1	5.08±0.20 de D	7.95±0.13 d C	8.20±0.08 cd B	9.31±0.10 de A	9.11±0.27 def A	8.39±0.37 e B	8.38±0.26 g B	8.13±0.04 g B	8.13±0.04 g B			
PCU2	5.05±0.24 dc C	7.37±0.11 f B	9.10±0.13 b A	9.11±0.28 ef A	8.57±0.12 fg B	7.20±0.22 f C	7.14±0.73 h C	9.60±0.04 e A	9.60±0.04 e A			
PCU3	5.13±0.10 cd C	6.94±0.01 g B	6.95±0.11 f B	8.50±0.19 g A	10.50±0.16 b A	8.53±0.05 de B	6.56±0.10 i D	7.04±0.15 i C	7.04±0.15 i C			
SPCU1	5.94±0.13 a C	9.63±0.16 a B	9.55±0.15 a B	10.90±0.11 a A	11.93±0.44 a A	11.70±0.04 a A	10.66±0.30 b B	11.09±0.09 b B	11.09±0.09 b B			
SPCU2	5.22±0.06 bed C	8.96±0.03 b B	9.09±0.06 b B	10.27±0.26 c A	9.91±0.59 bc A	10.20±0.60 b A	8.97±0.22 e B	10.19±0.11 d A	10.19±0.11 d A			
SPCU3	5.16±0.07 bed B	7.36±0.11 f B	8.89±0.35 b A	9.12±0.08 ef A	9.71±0.38 cd A	9.16±0.62 c A	9.38±0.21 de A	7.55±0.26 h B	7.55±0.26 h B			

同一列不同小写字母表示各处理间5%差异显著性水平,同一行不同大写字母表示不同时段5%差异显著性水平,多重比较采用邓肯法检验;对照:CK;普通尿素 PU;普包膜尿素 SPCU;硫包膜尿素 SCU;
Sulfur coated urea;树脂包膜尿素 PCU;Polymer coated urea;双层包膜尿素 SPCU; Sulphur-polymer-ternesin coated urea

2.2.2 不同控释氮肥处理对污染红壤 Pb 有效性的影响

不同控释氮肥处理与对照相比,有效态 Pb 含量 5 d 时 PU2、PU3、SCU3、PCU1 和 PCU2 分别显著降低 14.4%、17.2%、18.7%、15.8% 和 27.4% ($P<0.05$) ,15 d 时 PU2、PU3、SCU2、SCU3、PCU1、PCU2、PCU3 和 SPCU3 分别显著降低 17.9%、41.4%、8.58%、10.8%、25.7%、36.1%、7.69% 和 17.7% ($P<0.05$) ,30 d 时各处理显著降低 10.0%—48.1% ($P<0.05$) (除 PU1、SCU1 和 SPCU1) ,60 d 时各处理显著降低 6.68%—54.2% ($P<0.05$) (除 PU1 和 SCU1) (表 1)。有效态 Pb 含量 PU、SCU 和 SPCU 均表现为随施氮量增加而降低,低氮与高氮处理差异均显著 ($P<0.05$),PU2 与 PU3 和 SPCU2 与 SPCU3 间的差异显著 ($P<0.05$) (除 5 d 外),有效态 Pb 含量 PU2 和 PU3 比 PU1 分别降低 15.5%—20.8% (平均 17.8%) 和 19.0%—52.5% (平均 39.6%),有效态 Pb 含量 SCU2 和 SCU3 比 SCU1 分别降低 3.98%—11.7% (平均 8.28%) 和 9.03%—16.7% (平均 14.0%),有效态 Pb 含量 SPCU2 和 SPCU3 比 SPCU1 分别降低 1.02%—10.1% (平均 4.47%) 和 9.70%—26.0% (平均 17.5%);有效态 Pb 含量 PCU 在 0—15 d 为 PCU3>PCU1>PCU2、期间有效态 Pb 含量 PCU3 比 PCU1 和 PCU2 高 13.8%—24.3% 和 31.3%—44.6%,15—60 d 为 PCU2>PCU3>PCU1、期间有效态 Pb 含量 PCU2 比 PCU1 和 PCU3 分别高 27.2%—38.5% 和 17.1%—19.0%,3 者间差异显著 ($P<0.05$) (表 1)。整个 60 d 的淹水培养中以 PU3 有效态 Pb 含量最低,比 CK 降低 17.1%—54.2%,且随着培养时间的延长降低程度越大(表 1)。有效态 Pb 含量 CK、PU1、PU2、SCU1、SCU2、SCU3 和 SPCU1 随着培养时间延长呈增加趋势,其中 CK 增加显著 ($P<0.05$);PCU1 呈先降低后升高,30 d 最低、60 d 最高,30 d 和 60 d 之间的差异显著 ($P<0.05$);PCU2 呈先降低后升高,15 d 最低、60 d 最高,5 和 15 d 分别与 30 d 和 60 d 间差异显著 ($P<0.05$);PCU3 和 SPCU2 均在 30 d 最低,显著低于 5、15 和 60 d;SPCU3 呈降低趋势,5 d 时显著高于 60 d ($P<0.05$) (表 1)。

2.2.3 不同控释氮肥处理对污染红壤 Cu 有效性的影响

不同控释氮肥处理与对照相比,红壤中有效态 Cu 含量 5 d 和 15 d 时各处理分别显著降低 11.7%—30.5% 和 6.0%—34.6% (除 SPCU1) ($P<0.05$) ;30 d 时各处理显著降低 6.4%—30.6% (除 PU1 和 SPCU1) ($P<0.05$) ;60 d 时 PU1、SCU3、SPCU1 和 SPCU2 分别显著升高 7.6%、11.5%、14.7% 和 8.1% ($P<0.05$),而 PU2、PU3、SCU1、PCU2、PCU3 和 SPCU3 分别显著降低 5.9%、18.5%、19.5%、4.1%、10.5% 和 4.0% ($P<0.05$) (表 1)。3 个氮水平下有效态 Cu 含量 PU 表现为随施氮量增加而显著降低 ($P<0.05$) (除 5 d 时 PU1 和 PU2),有效态 Cu 含量 PU2 比 PU1 降低 0.55%—12.3%、PU3 比 PU2 降低 11.4%—25.0%;有效态 Cu 含量 SCU 在 0—30 d 为 SCU2 分别比 SCU1 和 SCU3 显著高 8.96%—11.2% 和 5.53%—11.4% ($P<0.05$),30—60 d 为 SCU3>SCU2>SCU1、三者间的差异均显著 ($P<0.05$),SCU3 比 SCU2 高 12.1%、SCU2 比 SCU1 高 23.5%;有效态 Cu 含量 PCU 表现为 PCU3 显著低于 PCU1 和 PCU2(除 5 d 时),5—60 d 中有效态 Cu 含量 PCU3 比 PCU1 和 PCU2 分别显著低 8.70%—15.2% 和 5.83%—23.6%;SPCU 表现为随施氮量增加而降低,SPCU1 与 SPCU2 和 SPCU3 间差异显著 ($P<0.05$),有效态 Cu 含量 SPCU2 比 SPCU1 低 4.82%—12.1%、SPCU3 比 SPCU2 低 1.15%—17.9% (表 1)。有效态 Cu 含量在培养的 0—5 d 中以 SCU3 最低、比 CK 降低 30.0%,在 5—60 d 中以 PU3 处理最低、比 CK 降低 18.5%—34.6%、且随着培养时间的延长其差异越小(表 1)。各处理有效态 Cu 含量随着培养时间的延长呈增加趋势,其中 PU1、PU3、SCU3 和 PCU1 增加显著 ($P<0.05$);PU2、SCU2、PCU3、SPCU1 和 SPCU2 在 5—15 d 和 30—60 d 间均增加显著 ($P<0.05$);PCU2 在 0—30 d 和 SPCU3 在 15—30 d 间均增加显著 ($P<0.05$) (表 1)。

2.2.4 不同控释氮肥处理对污染红壤 Zn 有效性的影响

不同控释氮肥处理与对照相比,红壤中有效态 Zn 含量 5 d 时 SPCU1 显著升高 13.9% ($P<0.05$),PU2、PU3、SCU1、SCU2、SCU3、PCU1、PCU2 和 SPCU3 分别显著降低 9.93%、15.6%、12.8%、9.36%、22.2%、13.0%、18.1% 和 7.26% ($P<0.05$) ;15 d、30 d 和 60 d 时各施氮处理分别显著降低 13.0%—55.7%、13.6%—58.6%、8.30%—59.5% ($P<0.05$) (除 15 d 时 SPCU1) (表 1)。随着施氮量增加有效态 Zn 含量 PU

显著降低(除 5 d 时),有效态 Zn 含量 PU1 比 PU2 高 4.88%—20.5%、PU2 比 PU3 高 6.67%—81.0%;SCU 在 0—15 d 内低中施氮量下差异不大,而在高施氮量下则显著降低,有效态 Zn 含量 SCU3 比 SCU1 和 SCU2 显著低 10.7%—12.8% 和 10.5%—14.1%;15—60 d 中 3 个氮水平间差异显著($P<0.05$);PCU 在 0—15 d PCU2 有效态 Zn 含量分别比 PCU1 与 PCU3 低 5.92%—14.2% 和 15.6%—18.4%,30—60 d PCU3 有效态 Zn 含量比 PCU1 和 PCU2 显著低 13.4%—21.7% 和 8.12%—26.7% ($P<0.05$);SPCU 呈降低趋势,SPCU1 有效态 Zn 含量比 SPCU2 显著高 8.83%—20.4% ($P<0.05$)、SPCU2 有效态 Zn 含量比 SPCU3 高—4.37%—35.0% (表 1)。整个 60 d 的淹水培养中以 PU3 有效态 Zn 含量最低,比 CK 降低 15.6%—59.5%、且随着培养时间的延长其差异越大(表 1)。各处理有效态 Zn 含量在 60 d 培养中存在较大差异,与 5 d 相比,15 d 时各处理存在显著差异(除 PU1、SCU2、SPCU1、SPCU2 和 SPCU3),30 d 时各处理存在显著差异(除 PU1、PU2、SCU2 和 SPCU3),60 d 时各处理有效态 Zn 含量存在显著差异(除 SPCU2)(表 1)。

2.3 不同控释氮肥处理对污染红壤水溶性硫酸根含量的影响

不同控释氮肥处理与对照相比,土壤 SO_4^{2-} 含量 5 d 时 PU2、PU3、SCU1、SCU2、SCU3、PCU1 和 PCU2 分别显著升高 53.6%、60.0%、60.9%、51.1%、55.8%、37.2% 和 89.8% ($P<0.05$),SPCU1、SPCU2 和 SPCU3 分别显著降低 89.6%、91.8% 和 90.8% ($P<0.05$);15 d 时 PU2、PU3、SCU1、SCU2、SCU3 和 PCU1 分别显著升高 78.1%、142.4%、47.1%、55.5%、61.5% 和 34.7% ($P<0.05$),SPCU1、SPCU2 和 SPCU3 分别显著降低 89.3%、90.5% 和 36.4% ($P<0.05$);30 d 时 PU2、PU3、SCU1、SCU2、SCU3、PCU1、PCU2 和 PCU3 分别显著升高 61.5%、100.5%、27.5%、56.5%、38.7%、30.2%、40.5% 和 26.4% ($P<0.05$),SPCU1、SPCU2 和 SPCU3 分别显著降低 90.9%、25.8% 和 38.1% ($P<0.05$);60 d 时 PU1、PU2、PU3、SCU1、SCU2、SCU3、PCU1 和 PCU2 分别显著升高 118.2%、148.3%、205.4%、90.8%、76.0%、116.7%、102.1% 和 86.5% ($P<0.05$) (表 2)。3 个氮水平下土壤 SO_4^{2-} 含量 PU 为随施氮量增加而增加、三者间差异显著(除 5 d PU2 与 PU3 和 60 d PU1 与 PU3) ($P<0.05$),PU2 土壤 SO_4^{2-} 含量比 PU1 增加 13.8%—65.1%,PU3 土壤 SO_4^{2-} 含量比 PU2 增加 4.15%—36.1%;SCU1、SCU2 和 SCU3 三者之间差异不显著(除 30 d SCU1 与 SCU2);PCU 在 0—5 d 和 15—30 d 为 PCU2>PCU1>PCU3,5—15 d 和 30—60 d 为 PCU1>PCU2>PCU3;SPCU 无明显固定变化规律(表 2)。在 60 d 的培养中 PU、SCU 和 PCU 处理土壤 SO_4^{2-} 含量比 CK 分别升高 39.5%—157.3% (平均 82.7%)、40.9%—94.5% (平均 61.5%) 和 7.55%—55.8% (平均 37.1%),而 SPCU 处理土壤 SO_4^{2-} 含量比 CK 降低 5.67%—90.7% (平均 55.0%)。

表 2 施用不同控释氮肥对污染红壤中水溶性硫酸根含量的动态影响

Table 2 Dynamic changes in water-soluble SO_4^{2-} after application of different forms of control nitrogen fertilizers

处理 Treatment	土壤水溶性 SO_4^{2-} Water-soluble SO_4^{2-} / (mg/kg)			
	5 d	15 d	30 d	60 d
CK	585.2±80.0 d A	561.6±55.1 e A	669.5±73.0 e A	495.9±37.1 d A
PU1	614.1±75.0 cd B	679.3±38.7 de B	655.2±32.1 e B	1081.9±13.0 bc A
PU2	899.0±52.7 ab B	1000.4±123.8 b B	1081.4±0.2 b AB	1231.3±54.7 b A
PU3	936.3±161.1 ab C	1361.5±17.7 a B	1342.5±56.8 a B	1514.6±14.6 a A
SCU1	941.6±24.2 ab A	826.1±82.2 bed A	853.8±41.9 d A	946.2±108.4 c A
SCU2	884.3±6.0 b A	873.1±72.7 bc A	1047.8±97.9 bc A	872.7±47.0 c A
SCU3	911.9±117.9 ab A	906.8±113.8 bc A	928.5±24.0 cd A	1074.5±121.4 bc A
PCU1	802.9±189.1 bc A	756.2±2.5 cd A	871.6±67.8 d A	1002.1±206.9 bc A
PCU2	1110.5±198.7 a A	535.2±184.8 e B	940.8±85.5 cd AB	924.9±168.0 c AB
PCU3	763.3±17.0 bed A	520.5±0.2 ef B	846.0±8.8 d A	391.0±80.8 d C
SPCU1	60.7±5.5 e B	60.1±13.8 g B	60.7±10.9 g B	412.0±5.8 d A
SPCU2	48.8±8.2 e B	53.5±4.6 g B	496.6±64.4 f A	459.7±4.3 d A
SPCU3	53.6±1.4 e B	357.2±30.6 f A	414.1±73.2 f A	531.8±151.9 d A

2.4 土壤有效态重金属含量与 pH 值和水溶性硫酸根含量的关系

有效态 Pb 和 Zn 含量与 pH 值和水溶性 SO_4^{2-} 含量呈显著负相关 ($P<0.05$) ; 有效态 Cd 与水溶性 SO_4^{2-} 含量呈显著正相关 ($P<0.05$) , 与 pH 值相关性不显著; 有效态 Cu 含量与 pH 值和水溶性 SO_4^{2-} 含量相关性不显著(表 3)。

表 3 不同控释氮肥处理下红壤有效态重金属与 pH 值、水溶性 SO_4^{2-} 的关系

Table 3 Correlation of pH value, water-soluble SO_4^{2-} with available heavy metals in different control nitrogen fertilizers treatments

	有效态重金属 Available heavy metal			
	Cd	Pb	Cu	Zn
pH 值 pH value	0.202	-0.679 **	-0.189	-0.838 **
水溶性 SO_4^{2-} Water-soluble SO_4^{2-}	0.319 *	-0.424 **	-0.091	-0.546 **

* 和 ** 表示在 0.05 和 0.01 水平的差异显著性

3 讨论

尿素的施用对土壤 pH 值^[8-9, 12]带来明显影响, 从而影响重金属在土壤中的吸附解吸行为, 进而影响土壤中重金属的有效性。本试验中, 有效态 Pb 和有效态 Zn 含量与土壤 pH 值呈极显著负相关 ($P<0.01$) (表 3), 说明土壤 pH 值是影响多金属污染红壤中 Pb 和 Zn 有效性的重要因素, 对 Pb 和 Zn 在土壤中的行为变化起主要作用。多金属污染红壤中有效态 Cd 和有效态 Cu 含量与土壤 pH 值的关系未达显著水平 ($P>0.05$), 说明在多金属污染红壤中对有效态 Cd 和 Cu 的影响, 除 pH 值外的其他因素也有很大的作用, 而且与土壤 pH 值有着复杂的交互作用。

本研究结果表明在整个淹水培养中, 与对照相比, 施用尿素使土壤 pH 值上升, 研究结果与其他研究结果^[10-11]是一致的。尿素刚施入土壤中, 以分子形态存在, 由于其水溶液 pH 值约为 7.0—7.2, 导致红壤 pH 值上升; 淹水后, 处于氧化层的尿素, 在土壤微生物的作用下发生水解生成碳酸铵、碳酸氢铵和氢氧化铵, 这些生成物的弱碱性使土壤 pH 值快速上升; 随着培养时间的延长普通尿素处理的 pH 值逐渐降低, 原因是生成的 NH_4^+ 有部分硝化产生 H^+ 使土壤酸化, 也即尿素属于酰胺态氮肥, 经历产碱、产酸两个过程。硫包膜尿素处理 (SCU) 的土壤 pH 值要高于尿素 (PU), 其主要原因主要是硫膜抑制了尿素的快速释放, 其自身氧化带来的酸化作用小于普通尿素对土壤的酸化作用^[21-22]。

淹水条件下 200 mg N/kg 尿素和 400 mg N/kg 尿素处理土壤有效 Cd 含量在 0—15 d 时无显著差异, 15—60 d 时 400 mg N/kg 尿素土壤有效 Cd 含量显著高于 200 mg N/kg 尿素处理^[11]。而本研究结果表明, 淹水条件下 200 mg N/kg 尿素处理 (PU2) 土壤有效 Cd 含量显著高于 400 mg N/kg 尿素处理 (PU3), 这是因为镉可与土壤中的铵离子形成镉氨络合物, 且这种镉氨络合物会随着 pH 值上升而增多^[10]。

本研究结果表明, 硫包膜尿素 (SCU) 和硫加树脂双层包膜尿素 (SPCU) 处理土壤有效态 Cd 含量分别低于相应的氮水平的尿素处理(除 5 d 时 PU1 和 SCU1)。土壤中的硫可通过改变土壤的理化性质, 或与重金属直接反应, 从而影响到土壤重金属的生物地球化学过程; 还原条件可增强重金属的固定作用, 重金属与还原条件下的硫形成难溶性的硫化物, 厌氧土壤中金属硫化物是稳定的和难溶的, 其对土壤孔隙水重金属离子浓度有重要影响^[23], 使它们的迁移性和生物可给性降低, 从而大大减轻了重金属的生物毒性^[24-25]。在厌氧条件下, 硫酸根离子在硫还原菌作用下还原成 S^{2-} , 促进金属硫化物的生成, 水稻土淹水 5 周 (35 d), 土壤将有 CdS 存在^[26], 降低了 Cd 的有效性。水稻土中含有许多铁质浸染斑, 成分是铁锰化合物和有机化合物。硫素的氧化还原影响土壤中 Fe、Mn 的价态及活性^[27], 进而影响土壤中对重金属具有很强吸附能力的铁质浸染斑的形成^[28]。因此, S 通过影响铁质浸染斑来影响重金属活性。土壤中 S 素氧化还原将影响重金属价态变化, 进而影响这些重金属元素活性与毒性^[29]。

土壤中的 Pb 是一种不易移动的重金属, 且易于土壤氧化过程中产生的 SO_4^{2-} 形成较难溶化合物 PbSO_4 , 降低了 Pb 有效性^[30]; 本研究结果有效态 Pb 含量与水溶性 SO_4^{2-} 含量呈显著负相关 ($P<0.05$), 也证实了这一

点。本研究结果有效态 Cd 含量与水溶性 SO_4^{2-} 含量呈显著正相关 ($P<0.05$) , 这是由于土壤对 SO_4^{2-} 吸附使土粒表面聚集了大量的负离子可以增加土粒对 Cd 的吸持作用, 减少溶液中 Cd 的浓度^[31]。SCU1、SCU2 和 SCU3 处理有效态 Pb 含量随硫膜用量增加而降低; 有效态 Cd 含量三者间无显著差异; 有效态 Cu 含量淹水培养前 30 d 以 SCU2 显著高于 SCU1 和 SCU3、SCU1 和 SCU3 之间无显著差异, 后 30 d 则呈现随硫膜用量的增加而增加; 有效态 Zn 含量前 30 d 呈随硫膜用量增加而降低、后 30 d 以 SCU2 低; 添加元素硫对土壤中重金属的有效性的改变可能与添加元素硫的量有关。

除 pH 值和有机质外, 其他一些因素(氧化还原电位、土壤可溶性有机碳含量等)也影响重金属的有效性, 这些因素的影响如何, 还有待于进一步的研究。

4 结论

(1) 不同包膜材料控释尿素和氮水平对红壤有效态 Cd、Pb、Cu 和 Zn 含量影响显著, 有效态 Cd 含量以树脂包膜尿素 100 mg N/kg 下最低, 有效态 Pb、Cu 和 Zn 含量以普通尿素 400 mg N/kg 下最低; 在多重金属污染的土壤中, 可考虑不同控释氮肥的配合使用, 以降低土壤中重金属的有效性。

(2) 不同包膜尿素对土壤 pH 值和水溶性 SO_4^{2-} 含量有较大影响, 60 d 培养中 pH 值表现为 PCU>PU>SCU>SPCU, 土壤 SO_4^{2-} 含量表现为 PU>SCU>PCU>CK>SPCU。

(3) 有效态 Pb 和 Zn 含量与 pH 值和水溶性 SO_4^{2-} 含量呈显著负相关, 有效态 Cd 与水溶性 SO_4^{2-} 含量呈显著正相关, pH 值和土壤 SO_4^{2-} 含量是影响多金属污染红壤中 Cd、Pb 和 Zn 有效性的重要因素。

致谢: 中国科学院地理科学与资源研究所周小勇博士帮助写作, 特此感谢。

References:

- [1] Xu M G, Zhang Q, Wang B R, Li J M, Sun N. Evaluation the remediation effects of amendments in heavy metal polluted red soil. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2009, 15(1): 121-126.
- [2] Zeng X B, Su S M, Ma S M, Bai L Y, Li S H, Li L F. Heavy metals cycling and its regulation in China cropland ecosystems. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21(9): 2418-2426.
- [3] Carbonell G, de Imperial R M, Torrijos M, Delgado M, Rodriguez J A. Effects of municipal solid waste compost and mineral fertilizer amendments on soil properties and heavy metals distribution in maize plants (*Zea mays* L.). *Chemosphere*, 2011, 85(10): 1614-1623.
- [4] Huang J B, Fan X H, Zhang S L, Ge G F, Sun Y H, Feng X. Investigation on the economically-ecologically appropriate amount of nitrogen fertilizer applied in rice production in Fe-leaching-Stagnic Anthrosols of the Taihu Lake region. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(2): 588-595.
- [5] Peng S B, Huang J L, Zhong X H, Yang J C, Wang G H, Zou Y B, Zhang F S, Zhu Q S, Buresh R, Witt C. Research strategy in improving fertilizer-nitrogen use efficiency of irrigated rice in China. *Scientia Agricultura Sinica*, 2002, 35(9): 1059-1103.
- [6] Zheng S X, Liu D L, Nie J, Dai P A, Xiao J. Fate and recovery efficiency of controlled release nitrogen fertilizer in flooding paddy soil. *Plant Nutrition and Fertilizing Science*, 2004, 10(2): 137-142.
- [7] Chu H Y, Hosen Y, Yagi K. NO, N_2O , CH_4 and CO_2 fluxes in winter barley field of Japanese Andisol as affected by N fertilizer management. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(1): 330-339.
- [8] Willaert G, Verloo M. Effect of various nitrogen fertilizers on the chemical and biological activity of major and trace elements in a cadmium contaminated soil. *Pedologie*, 1992, 42(1): 83-91.
- [9] Tu C, Zheng C R, Chen H M. Effect of applying chemical fertilizers on forms of lead and cadmium in red soil. *Chemosphere*, 2000, 41(1/2): 133-138.
- [10] Yang M, Wang H Y, Zhou J M, Hu C X, Du C W. Effects of applying nitrogen fertilizers on transformation of external cadmium in the paddy soil with different soil moisture. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(5): 1202-1207.
- [11] Jia K T, Yu H, Feng W Q, Qin Y S, Zhao J, Liao M L, Wang C Q, Tu S H. Effect of different N, P and K fertilizers on soil pH and available Cd under waterlogged conditions. *Environmental Science*, 2009, 30(11): 3414-3421.
- [12] Sun L, Hao X Z, Fan X H, Cang L, Zhou D M. Effects of different nitrogen fertilizers on soil copper bioavailability in a contaminated red soil. *Acta Pedologica Sinica*, 2009, 46(6): 1033-1039.
- [13] Liu S T, Zhao Y H, Sun Y L, Han X R, Yao Y X. Effects of 25 years long-term located fertilization on status of heavy metals in non-calcareous fluro-aquic soil. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2005, 19(1): 164-167.

- [14] Wang Y H, Ai S Y, Li M J, Yang S H, Yao J W, Tang M D, Zeng Z B. Effect of nitrogen fertilization on cadmium translocation in soil-mustard system. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2010, 18(3): 649-653.
- [15] Rodríguez-Ortíz J C, Valdez-Cepeda R D, Lara-Mireles J L, Rodríguez-Fuentes H, Vázquez-Alvarado R E, Magallanes-Quintanar R, García-Hernández J L. Soil nitrogen fertilization effects on phytoextraction of cadmium and lead by tobacco (*Nicotiana tabacum* L.). Bioremediation Journal, 2006, 10(3): 105-114.
- [16] Tan C Y, Wu L H, Luo Y M, Xu L S, Xu J M, Xie X L. Variations of total and available Cd, Pb, Cu and Zn in red paddy soils under long-term fertilization. Acta Pedologica Sinica, 2009, 46(3): 412-418.
- [17] Xu C, Xia B C, Wu H N, Lin X F, Qiu R L. Speciation and bioavailability of heavy metals in paddy soil irrigated by acid mine drainage. Environmental Science, 2009, 30 (3): 900-906.
- [18] Lu R K. Assay on Agro-Chemical Properties of Soil. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000: 228-247.
- [19] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry, 1979, 51(7): 844-851.
- [20] Zhao J, Feng W Q, Qin Y S, Yu H, Liao M L, Jia K L T, Cheng Y, Wang C Q, Tu S H. Effects of application of nitrogen, phosphorus and potassium fertilizers on soil pH and cadmium availability. Acta Pedologica Sinica, 2010, 47(5): 953-961.
- [21] Zhang Q A, Zhang M, Li S Z. Effects of sulfur-coating left from using scu on cole growth and soil chemical properties. Acta Pedologica Sinica, 2007, 44(1): 114-121.
- [22] Zheng L, Zhang M, Yang C Y, Qi Y J. Effects of controlled release fertilizer and sulfur-coating left from SCU on rice growth and soil property. Journal of Soil and Water Conservation, 2009, 23(2): 193-197.
- [23] Otero X L. Bioaccumulation of heavy metals in thionic fluvisols by a marine polychaete: the role of metal sulfides. Journal of Environmental Quality, 2000, 29(4): 1133-1141.
- [24] Karlsson T, Skjellberg U. Complexation of zinc in organic soils-EXAFS evidence for sulfur associations. Environmental Science and Technology, 2007, 41(1): 119-124.
- [25] Moreau J W, Weber P K, Martin M C, Gilbert B, Hutcheon I D, Banfield J F. Extracellular proteins limit the dispersal of biogenic nanoparticles. Science, 2007, 316 (5831): 1600-1603.
- [26] Chen H M. Heavy Metal Contamination in Soil-Plant System. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1996: 71-125.
- [27] Hu Z Y, Xia X, Wu C Y H, Fan J L. Chemical behaviors of sulfur in the rhizosphere of rice and its impacts on heavy metals uptake in rice. Soils, 2009, 41(1): 27-31.
- [28] Li Q K. Paddy Soils of China. Beijing: Science Press, 1992: 380-390.
- [29] Wang Y P, Li Q B, Wang H, Shi J Y, Lin Q, Chen X C, Chen Y X. Effect of sulphur on soil Cu/Zn availability and microbial community composition. Journal of Hazardous Materials, 2008, 159(2/3): 385-389.
- [30] Cui Y S. Research progress in the application of *Thiobacillus* and elemental sulphur for the remediation of heavy metals contaminated soil and sediments. Chinese Journal of Soil Science, 2007, 38(2): 404-408.
- [31] McLaughlin M J, Lambrechts R M, Smolders E, Smart M K. Effects of sulfate on cadmium uptake by Swiss chard: II. Effects due to sulfate addition to soil. Plant and Soil, 1998, 202(2): 217-222.

参考文献:

- [1] 徐明岗, 张青, 王伯仁, 李菊梅, 孙楠. 改良剂对重金属污染红壤的修复效果及评价. 植物营养与肥料学报, 2009, 15(1): 121-126.
- [2] 曾希柏, 苏世鸣, 马世铭, 白玲玉, 李树辉, 李莲芳. 我国农田生态系统重金属的循环与调控. 应用生态学报, 2010, 21(9): 2418-2426.
- [4] 黄进宝, 范晓晖, 张绍林, 葛高飞, 孙永红, 冯霞. 太湖地区黄泥土壤水稻氮素利用与经济生态适宜施氮量. 生态学报, 2007, 27(2): 588-595.
- [5] 彭少兵, 黄见良, 钟旭华, 杨建昌, 王光火, 邹应斌, 张福锁, 朱庆森, Buresh R, Witt C. 提高中国稻田氮肥利用率的研究策略. 中国农业科学, 2002, 35(9): 1095-1103.
- [6] 郑圣先, 刘德林, 聂军, 戴平安, 肖剑. 控释氮肥在淹水稻田土壤上的去向及利用率. 植物营养与肥料学报, 2004, 10(2): 137-142.
- [10] 杨锚, 王火焰, 周健民, 胡承孝, 杜昌文. 不同水分条件下几种氮肥对水稻土中外源镉转化的动态影响. 农业环境科学学报, 2006, 25 (5): 1202-1207.
- [11] 甲卡拉铁, 喻华, 冯文强, 秦鱼生, 赵晶, 廖鸣兰, 王昌全, 涂仕华. 淹水条件下不同氮磷钾肥对土壤pH和镉有效性的影响研究. 环境科学, 2009, 30(11): 3414-3421.
- [12] 孙磊, 郝秀珍, 范晓晖, 仓龙, 周东美. 不同氮肥处理对污染红壤中铜有效性的影响. 土壤学报, 2009, 46 (6): 1033-1039.
- [13] 刘树堂, 赵永厚, 孙玉林, 韩晓日, 姚源喜. 25年长期定位施肥对非石灰性潮土重金属状况的影响. 水土保持学报, 2005, 19 (1):

164-167.

- [14] 王艳红, 艾绍英, 李盟军, 杨少海, 姚建武, 唐明灯, 曾招兵. 氮肥对镉在土壤-芥菜系统中迁移转化的影响. 中国生态农业学报, 2010, 18(3): 649-653.
- [16] 谭长银, 吴龙华, 骆永明, 徐礼生, 徐建明, 谢小立. 不同肥料长期施用下稻田镉、铅、铜、锌元素总量及有效态的变化. 土壤学报, 2009, 46(3): 412-418.
- [17] 许超, 夏北成, 吴海宁, 林小方, 仇荣亮. 酸性矿山废水灌溉区水稻土重金属的形态分布及生物有效性. 环境科学, 2009, 30(3): 900-906.
- [18] 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. 228-247.
- [20] 赵晶, 冯文强, 秦鱼生, 喻华, 廖明兰, 甲卡拉铁, 程瑜, 王昌全, 涂仕华. 不同氮磷钾肥对土壤 pH 和镉有效性的影响. 土壤学报, 2010, 47(5): 963-961.
- [21] 张昌爱, 张民, 李素珍. 控释尿素硫膜对土壤性质和油菜生长的影响. 土壤学报, 2007, 44(1): 114-121.
- [22] 郑磊, 张民, 杨越超, 齐英杰. 控释肥及硫膜对土壤性质和水稻生长发育的影响. 水土保持学报, 2009, 23(2): 194-197.
- [26] 陈怀满. 土壤-植物系统中的重金属污染. 南京: 江苏科学技术出版社, 1996: 71-125.
- [27] 胡正义, 夏旭, 吴丛杨慧, 樊建凌. 硫在稻根微域中化学行为及其对水稻吸收重金属的影响机理. 土壤, 2009, 41(1): 27-31.
- [28] 李庆逵. 中国水稻土. 北京: 科学出版社, 1992: 380-390.
- [30] 崔岩山. 硫杆菌和元素硫在治理重金属污染中的应用研究进展. 土壤通报, 2007, 38(2): 404-408.

ACTA ECOLOGICA SINICA Vol. 33, No. 9 May, 2013 (Semimonthly)

CONTENTS

Frontiers and Comprehensive Review

- Analysis of subject trends in research on sustainable development CHA Na, WU Jianguo, YU Runbing (2637)
Metabolic scaling theory and its application in microbial ecology HE Jizheng, CAO Peng, ZHENG Yuanming (2645)
Research progress on endophyte-promoted plant nitrogen assimilation and metabolism YANG Bo, CHEN Yan, LI Xia, et al (2656)

Review on the development of landscape architecture ecology in China YU Yijing, MA Jinyi, YUAN Yunjue (2665)

Autecology & Fundamentals

- Evaluating tillage practices impacts on soil organic carbon based on least limiting water range CHEN Xuewen, WANG Nong, SHI Xiuhuan, et al (2676)
Controls over soil organic carbon content in grasslands TAO Zhen, CI Dan Langjie, ZHANG Shenghua, et al (2684)
Antagonistic interactive effects of exogenous calcium ions and parasitic *Cuscuta australis* on the morphology and structure of *Alternanthera philoxeroides* stems CHE Xiuxia, CHEN Huijing, YAN Qiaodi, et al (2695)
Correlation between pigment content and reflectance spectrum of *Phyllostachys pubescens* stems during its rapid growth stage LIU Lin, WANG Yukui, WANG Xingxing, et al (2703)
Response of leaf functional traits and the relationships among them to altitude of *Salix dissa* in Balang Mountain FENG Qiuhong, CHENG Ruimei, SHI Zuomin, et al (2712)
Effects of phosphate and organic matter applications on arsenic uptake by and translocation in *Isatis indigotica* GAO Ningda, GENG Liping, ZHAO Quanli, et al (2719)
Effect of different preys on the predation and prey preference of *Orius similis* ZHANG Changrong, ZHI Junrui, MO Lifeng (2728)
Effects of predation risk on the patterns of functional responses in reed vole foraging TAO Shuanglun, YANG Xifu, YAO Xiaoyan, et al (2734)
Phylogenetic analysis of Veneridae (Mollusca: Bivalvia) based on the mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I gene fragment CHENG Hanliang, PENG Yongxing, DONG Zhiguo, et al (2744)
Effects of different ecological environments in the laboratory on the covering behavior of the sea urchin *Glyptocidaris crenularis* CHANG Yaqing, LI Yunxia, LUO Shibin, et al (2754)

Population, Community and Ecosystem

- The ecosystem services value change in the upper reaches of Ganjiang River Based on RS and GIS CHEN Meiqiu, ZHAO Baoping, LUO Zhijun, et al (2761)
The reference condition for Eutrophication Indicator in the Yangtze River Estuary and adjacent waters — response variables ZHENG Binghui, ZHU Yanzhong, LIU Lusan, et al (2768)
The reference condition for eutrophication Indicator in the Yangtze River Estuary and adjacent waters — Causal Variables ZHENG Binghui, ZHOU Juan, LIU Lusan, et al (2780)
The stress response of biological communities in China's Yalu River Estuary and neighboring waters SONG Lun, WANG Nianbin, YANG Guojun, et al (2790)
Ecological characteristics of macrobenthic communities and its relationships with environmental factors in Hangzhou Xixi Wetland LU Qiang, CHEN Huili, SHAO Xiaoyang, et al (2803)
Effects of biological soil crusts on desert soil nematode communities LIU Yanmei, LI Xinrong, ZHAO Xin, et al (2816)
Associations between weather factors and the spring migration of the horned gall aphid, *Schlechtendalia chinensis* LI Yang, YANG Zixiang, CHEN Xiaoming, et al (2825)
Effects of vegetation on soil aggregate stability and organic carbon sequestration in the Ningxia Loess Hilly Region of northwest China CHENG Man, ZHU Qulian, LIU Lei, et al (2835)

Simulation of the carbon cycle of <i>Larix chinensis</i> forest during 1958 and 2008 at Taibai Mountain, China	LI Liang, HE Xiaojun, HU Lile, et al (2845)
Effects of different disturbances on diversity and biomass of communities in the typical steppe of loess region	CHEN Furong, CHENG Jimin, LIU Wei, et al (2856)
Age structure and point pattern of <i>Butula platyphylla</i> in Wulashan Natural Reserve of Inner Mongolia	HU Ercha, WANG Xiaojiang, ZHANG Wenjun, et al (2867)
The impacts of the Southwest China drought on the litterfall and leaf area index of an evergreen broadleaf forest on Ailao Mountain	QI Jinhua, ZHANG Yongjiang, ZHANG Yiping, et al (2877)
Spatial distribution of tree species richness in Xiaodonggou forest region of the Altai Mountains, Northwest China	JING Xuehui, CAO Lei, ZANG Runguo (2886)
Landscape, Regional and Global Ecology	
The ecological risk assessment of Taihu Lake watershed	XU Yan, GAO Junfeng, GUO Jianke (2896)
The value of fixing carbon and releasing oxygen in the Guanzhong-Tianshui economic region using GIS	ZHOU Zixiang, LI Jing, FENG Xueming (2907)
Resource and Industrial Ecology	
Effect of different controlled-release nitrogen fertilizers on availability of heavy metals in contaminated red soils under waterlogged conditions	LIANG Peijun, XU Chao, WU Qitang, et al (2919)
Research Notes	
Effect of heat and high irradiation stress on Deg1 protease and D1 protein in wheat chloroplasts and the regulating role of salicylic acid	ZHENG Jingjing, ZHAO Huijie, HU Weiwei, et al (2930)
The difference of drought impacts on winter wheat leaf area index under different CO ₂ concentration	LI Xiaohan, WU Jianjun, LÜ Aifeng, et al (2936)

《生态学报》2013 年征订启事

《生态学报》是由中国科学技术协会主管,中国生态学学会、中国科学院生态环境研究中心主办的生态学高级专业学术期刊,创刊于1981年,报道生态学领域前沿理论和原始创新性研究成果。坚持“百花齐放,百家争鸣”的方针,依靠和团结广大生态学科研工作者,探索自然奥秘,为生态学基础理论研究搭建交流平台,促进生态学研究深入发展,为我国培养和造就生态学科研人才和知识创新服务、为国民经济建设和发展服务。

《生态学报》主要报道生态学及各分支学科的重要基础理论和应用研究的原始创新性科研成果。特别欢迎能反映现代生态学发展方向的优秀综述性文章;研究简报;生态学新理论、新方法、新技术介绍;新书评价和学术、科研动态及开放实验室介绍等。

《生态学报》为半月刊,大16开本,300页,国内定价90元/册,全年定价2160元。

国内邮发代号:82-7,国外邮发代号:M670

标准刊号:ISSN 1000-0933 CN 11-2031/Q

全国各地邮局均可订阅,也可直接与编辑部联系购买。欢迎广大科技工作者、科研单位、高等院校、图书馆等订阅。

通讯地址:100085 北京海淀区双清路18号 电 话:(010)62941099; 62843362

E-mail: shengtaixuebao@rcees.ac.cn 网 址: www.ecologica.cn

本期责任编辑 欧阳志云

编辑部主任 孔红梅

执行编辑 刘天星 段 靖

生态学报

(SHENTAI XUEBAO)

(半月刊 1981年3月创刊)

第33卷 第9期 (2013年5月)

ACTA ECOLOGICA SINICA

(Semimonthly, Started in 1981)

Vol. 33 No. 9 (May, 2013)

编 辑 《生态学报》编辑部
地址:北京海淀区双清路18号
邮政编码:100085
电话:(010)62941099
www.ecologica.cn
shengtaixuebao@rcees.ac.cn

主 编 王如松
主 管 中国科学技术协会
主 办 中国生态学学会
中国科学院生态环境研究中心
地址:北京海淀区双清路18号
邮政编码:100085

出 版 科 学 出 版 社
地址:北京东黄城根北街16号
邮政编码:100717

印 刷 北京北林印刷厂
行 书 学 出 版 社
地址:东黄城根北街16号
邮政编码:100717
电话:(010)64034563
E-mail:journal@cspg.net

订 购 全国各地邮局
国 外 发 行 中国国际图书贸易总公司
地 址:北京399信箱
邮 政 编 码:100044

广 告 经 营 京海工商广字第8013号
许 可 证

Edited by Editorial board of
ACTA ECOLOGICA SINICA
Add:18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China
Tel:(010)62941099
www.ecologica.cn
shengtaixuebao@rcees.ac.cn

Editor-in-chief WANG Rusong
Supervised by China Association for Science and Technology
Sponsored by Ecological Society of China
Research Center for Eco-environmental Sciences, CAS
Add:18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China

Published by Science Press
Add:16 Donghuangchenggen North Street,
Beijing 100717, China

Printed by Beijing Bei Lin Printing House,
Beijing 100083, China

Distributed by Science Press
Add:16 Donghuangchenggen North
Street, Beijing 100717, China
Tel:(010)64034563
E-mail:journal@cspg.net

Domestic All Local Post Offices in China
Foreign China International Book Trading
Corporation
Add:P. O. Box 399 Beijing 100044, China

ISSN 1000-0933
9 771000093132

ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

国内外公开发行

国内邮发代号 82-7

国外发行代号 M670

定价 90.00 元