

(HUANJING KEXUE)

## ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第9期

Vol.38 No.9

2017

中国科学院生态环境研究中心 主办

斜学出版社出版



### 採 施 静 享 (HUANJING KEXUE)

### ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第9期 2017年9月15日

### 目 次

中国国道和省道机动车尾气排放特征 ····································
北偏西大风对北京冬季生物气溶胶的影响 闫威卓,王步英,Oscar Fajardo Montana,蒋靖坤,郝吉明(3561)
不同空气质量等级下环境空气颗粒物及其碳组分变化特征 方小珍,吴琳,张静,李怀瑞,毛洪钧,宋从波(3569)
大气颗粒物及降尘中重金属的分布特征与人体健康风险评价 王永晓,曹红英,邓雅佳,张倩(3575)
2014年6月南京大气复合污染观测 郝建奇,葛宝珠,王自发,张祥志,汤莉莉,徐丹卉(3585)
嘉兴市不同天气条件下大气污染物和气溶胶化学组分的分布特征
应用扩散管测量霾污染期间大气氮硫化合物浓度的方法 ············· 田世丽,刘学军,潘月鹏,周焱博,许稳,王跃思(3594)
应用扩散管测量霾污染期间大气氮硫化合物浓度的方法 田世丽,刘学军,潘月鹏,周焱博,许稳,王跃思(3605)
福建省地级市人为源活性氮排放及其特征分析 张千湖,高兵,黄葳,颜晓妹,崔胜辉(3610)
珠三角某高校室内灰尘重金属含量水平、来源及其健康风险评价 蔡云梅,黄涵书,任露陆,张艳林(3620)
贵金属和助剂负载量对柴油公交车 CDPF 颗粒净化性能的影响 谭丕强, 仲益梅, 郑源飞, 楼狄明, 胡志远(3628)
东营市北部海域沉积物中重金属的分布、来源及生态风险评价 刘群群,孟范平,王菲菲,崔鸿武,王曰杰(3635)
基于 MERIS 影像的洪泽湖叶绿素 a 浓度时空变化规律分析 刘阁,李云梅,吕恒,牟蒙,雷少华,温爽,毕顺,丁潇蕾(3645)
太湖蠡河小流域水质的空间变化特征及污染物源解析 … 连慧姝,刘宏斌,李旭东,宋挺,雷秋良,任天志,武淑霞,李影(3657)
黄河高村至利津河段水体和沉积物中不同形态磷的分布特征 赵暾, 贾雁翔, 姜兵琦, 梅翔宇, 李敏(3666)
三峡澎溪河流域消落区与岸边土壤磷形态特征 黄俊杰,王超,方博,冯磊,方芳,李哲,郭劲松(3673) 网湖沉积物正构烷烃分布特征及其记录的环境变化 沈贝贝,吴敬禄,曾海鳌,张永东,金苗(3682) 高地下水位地区透水停车场的水文控制效果 金建荣,李田,王圣思,陈子隽,周佳雯(3689) 北方典型设施蔬菜种植区地下水水质特征 于静,虞敏达,蓝艳,何小松,李敏(3696)
网湖沉积物正构烷烃分布特征及其记录的环境变化
高地下水位地区透水停车场的水文控制效果 金建荣,李田,王圣思,陈子隽,周佳雯(3689)
北方典型设施蔬菜种植区地下水水质特征 于静,虞敏达,蓝艳,何小松,李敏(3696)
垃圾填埋水溶性有机物组成、演化及络合重金属特征 肖骁,何小松,席北斗,高如泰,李丹,张慧,崔东宇,袁志业(3705)
潜流人工湿地基质结构与微生物群落特征的相关性 李振灵,丁彦礼,白少元,李雪芬,游少鸿,解庆林(3713)
滑石矿开采对着生藻群落结构和水环境的影响
高铵条件下绿狐尾藻的生理与氮磷吸收特征 刘少博,冉彬,曾冠军,李宝珍,朱红梅,刘锋,肖润林,吴金水(3731)
活性炭吸附对藻类有机物的去除及其消毒副产物的控制 苗雨,翟洪艳,于珊珊,张婧,史常香(3738)
石墨烯凝胶电极的制备及电吸附 Pb <sup>2+</sup> 的性能 ································ 王瑶, 吉庆华, 李永峰, 胡承志(3747)
电流密度对 BDD 电极电化学矿化吲哚的影响与机制 张佳维,王婷,郑彤,蒋欢, 倪晋仁(3755)
黄铁矿光化学氧化降解微囊藻毒素-LR 的机制 周薇,方艳芬,张钰,吴春红,黄应平(3762)
石
表于 ABB-MBB 组合 L Z 小山田 M L / N L N L N L N L N L N L N L N L N L
利用好氧颗粒污泥持续增殖启动高性能亚硝化反应器············高军军,钱飞跃,王建芳,陈希,沈耀良,张泽宇,闫俞廷(3787) 零价铁自养反硝化过程活性污泥矿化及解决措施····································
零价铁目养又俏化过程活性污泥矿化及解决措施 ····································
低氧污泥丝状囷膨胀的呼吸图谱特征分析 ····································
中以行死按性無化灰水灶 美牌 腓
两座污水处理系统中细胞态和游离态抗生素抗性基因的丰度特征 张衍,陈吕军,谢辉,李奥林,代天娇(3823)
生物炭对 <b>埃</b> 土 $CH_4$ 、 $N_2O$ 排放的影响 ························· 周凤,许晨阳,王月玲,林云,王强,张彤彤,耿增超(3831)
江西省耕地土壤碳氮比空间变异特征及其影响因素 ········ 江叶枫,郭熙,孙凯,饶磊,李婕,王澜珂,叶英聪,李伟峰(3840)
碳酸钙与生物炭对酸化菜地土壤持氮能力的影响 ··· 俞映倞,杨林章,Alfred Oduor Odindo,薛利红,何世颖,段婧婧(3851)
黄土丘陵区小流域不同整地措施长期影响下的土壤水力学特性 ·············· 冯天骄,卫伟,陈利顶,陈蝶,于洋,杨磊(3860)
有机碳含量对多环芳烃在土壤剖面残留及迁移的影响
酸雨区不同用地类型土壤有效态 Cd 含量季节变化及关键影响因子
·····································
甘肃白银东大沟铅锌镉复合污染场地水泥固化稳定化原位修复
设施栽培对土壤与蔬菜中 PAHs 污染特征及其健康风险评价
镧-铅复合污染下 AM 真菌对玉米生长和镧、铅吸收的影响 常青,郭伟,潘亮,王起凡,周昕南,杨亮,李娥(3915)
秸秆还田对水稻镉积累及其亚细胞分布的影响 段桂兰,王芳,岑况,王伯勋,程旺大,刘跃川,张红梅(3927)
Pantoea sp. IMH 介导土壤中砷锑的形态转化       张林,卢金锁(3937)         生物炭对土壤中重金属铅和锌的吸附特性       王红,夏雯,卢平,布雨薇,杨浩(3944)
生物炭对土壤中重金属铅和锌的吸附特性 王红,夏雯,卢平,布雨薇,杨浩(3944)
拼音生物炭的特征及其对Cr(VI)的吸附特点和吸附机制 ············ 陈友媛,惠红霞,卢爽,王报英,王志婕,王楠(3953)
Ŋ烷淨水污泥对外源瞬的收附和固定作用 · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·
浒苔生物炭的特征及其对Cr(VI)的吸附特点和吸附机制 陈友媛,惠红霞,卢爽,王报英,王志婕,王楠(3953) 灼烧净水污泥对外源磷的吸附和固定作用 于胜楠,李勇,李大鹏,黄勇(3962) 污泥生物炭制备吸附陶粒 李杰,潘兰佳,余广炜,汪印,尤甫天,谢胜禹(3970) 石墨相氮化碳-碘氧化铋层状异质结的构建及其光催化杀菌性能 黄建辉,林文婷,谢丽燕,陈建琴(3979)
口室相氮化峽
《环境科学》征稿简则(3859) 《环境科学》征订启事(3952) 信息(3644,3688,3768)

# 镧-铅复合污染下 AM 真菌对玉米生长和镧、铅吸收的影响

常青,郭伟\*,潘亮,王起凡,周昕南,杨亮,李娥

(内蒙古大学生态与环境学院,呼和浩特 010021)

摘要:采用温室盆栽试验的方法,模拟不同程度的铜-铅复合污染土壤(50、200、800 mg·kg<sup>-1</sup>),研究接种丛枝菌根(arbuscular mycorrhizal, AM)、真菌 Claroideoglomus etunicatum (CE) 和 Rhizophagus intraradices (RI) 对玉米(Zea mays L.)菌根侵染率、生物量、矿质营养元素吸收、C: N: P 生态化学计量比、稀土镧(La) 和重金属铅(Pb) 吸收、转运的影响,旨在为稀土-重金属复合污染土壤的治理和修复提供科学依据. 结果表明,AM 真菌 CE 和 RI 均与玉米建立了共生关系,平均菌根侵染率为 26. 7%~95. 8%;随着 La-Pb 复合污染含量的增加,玉米植株菌根侵染率、地上部和根部生物量以及 N、P、K、Ca、Mg 这 5 种矿质营养元素含量显著降低,而玉米植株 C: P 和 N: P 以及地上部和根部 La、Pb 含量显著增加. 接种 2 种 AM 真菌使玉米植株生物量显著提高了 17. 8%~158. 9%,地上部和根部 P 含量显著提高了 24. 5%~153. 8%,降低了 C: P 和 N: P,符合生长速率假设。在 3 种程度 La-Pb 复合污染含量土壤上,AM 真菌使玉米植株根部 Pb 含量显著增加了 51. 3%~67. 7%,地上部 Pb 含量显著降低了 16. 0%~67. 7%,Pb 从玉米根部向地上部的转运率降低了 31. 5%~54. 7%;同时,接种 AM 真菌显著增加了轻度 La-Pb 复合污染土壤上玉米植株的 La 含量,在中度 La-Pb 复合污染土壤上却显著减少了玉米地上部的 La 含量,增加了玉米根部的 La 含量,抑制了 La 从根部向地上部的转运,重度 La-Pb 复合污染土壤上均没有显著影响。试验结果初步证明,AM 真菌具有促进稀土-重金属复合污染土壤植物修复的潜力,对于稀土-重金属复合污染土壤生态系统的植被恢复具有潜在应用价值。 关键词:丛枝菌根真菌;镧;铅;吸收;转运

中图分类号: X171.5 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2017)09-3915-12 DOI: 10.13227/j. hjkx. 201702041

# Effects of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on the Growth and Uptake of La and Pb by Maize Grown in La and Pb-Contaminated Soil

CHANG Qing, GUO Wei\*, PAN Liang, WANG Qi-fan, ZHOU Xin-nan, YANG Liang, LI E (School of Ecology and Environment, Inner Mongolia University, Hohhot 010021, China)

Abstract: A greenhouse pot experiment was conducted to investigate the effects of arbuscular mycorrhizal (AM) fungi Claroideoglomus etunicatum (CE) and Rhizophagus intraradices (RI) on AM colonization rate, biomass, nutrient uptake, C: N: P stoichiometry, and the uptake and transport of lanthanum (La) and lead (Pb) by maize (Zea mays L.) grown in La-and Pb-contaminated soils (combined La-Pb concentrations of 50, 200, and 800 mg·kg<sup>-1</sup>). The aim was to provide a scientific basis for the remediation of soils contaminated by rare earth elements and heavy metals. The results indicated that symbiotic associations were successfully established between the two isolates and maize, and the average AM colonization rate ranged from 26.7% to 95.8%. The increasing concentrations of La and Pb in soils significantly decreased the mycorrhizal colonization rate, biomass, and mineral nutrition concentrations of the maize, and significantly increased C: P and N: P ratios and the concentrations of La and Pb in shoots and roots of maize. The shoot and root dry weights of maize were significantly increased by 17.8% -158.9% with two AM fungi inoculations, while the P concentration of shoots and roots of the maize were significantly increased by 24.5%-153.8%. Inoculation with two AM fungi decreased the C: P and N: P ratios, consistent with the growth rate hypothesis. With AM fungi inoculation in three types of La-Pb cocontaminated soils, root Pb concentrations of the maize significantly increased by 51.3%-67.7%; shoot Pb concentrations of the maize significantly decreased by 16.0%-67.7%; and the transport rate of Pb from root to shoot of the maize decreased by 31.5%-54.7%. Meanwhile, inoculation with AM fungi significantly increased the shoot La concentrations in the maize grown in soils mildly contaminated with La-Pb, while it significantly decreased shoot La concentrations, increased root La concentrations of maize, and inhibited the transport of La from root to shoot of the maize grown in soils moderately contaminated with La-Pb, but had no significant effect in severely contaminated soils. The results showed that AM fungi had the potential to promote phytoremediation of soils contaminated with rare earth elements and heavy metals, with potential applications to revegetate such contaminated soil ecosystems.

Key words: arbuscular mycorrhizal fungi; La; Pb; uptake; transport

收稿日期: 2017-02-11; 修订日期: 2017-03-22

基金项目: 国家自然科学基金项目(41461071,31200421,40861018); 内蒙古自然科学基金项目(2012MS0603); 教育部科学技术研究重点项目 (210032); 中国博士后科学基金项目(20100471489)

作者简介:常青(1991~),女,硕士研究生,主要研究方向为土壤污染控制与治理技术、矿区生态恢复,E-mail:likaigg@yahoo.com

<sup>\*</sup> 通信作者,E-mail:ndguowei@163.com

中国是世界上稀土资源最丰富的国家之一,在 世界稀土市场上具有支配和主导地位,这为稀土资 源应用于我国工农业发展提供了可靠的物质基础. 然而,稀土资源开发利用导致的生态破坏与环境污 染问题,一直被其应用价值特别是在农业方面的有 益作用所掩盖. 稀土矿藏长期无序、低技术含量地 开采导致矿区土壤中稀土元素含量超标,与矿物伴 生的重金属元素的存在,使土壤呈现出更为复杂、 严重的复合污染特征[1]. 调查显示,广东省河源市 和平县内的稀土矿区土壤中 Mn、Pb 和 Zn 这 3 种重 金属元素平均含量均超过了广东省和中国土壤背景 值,且 Pb 的含量(532.6 mg·kg<sup>-1</sup>)超过土壤环境质 量二级标准(250~350 mg·kg<sup>-1</sup>),Zn 的含量(182.5 mg·kg<sup>-1</sup>) 也接近了二级污染警戒值(200 mg·kg<sup>-1</sup>)<sup>[2]</sup>. 内蒙古包头市白云鄂博稀土尾矿区 土壤中稀土和重金属元素含量均显著高于对照,最 高 La(11 145 mg·kg<sup>-1</sup>)和 Pb 的含量(323 mg·kg<sup>-1</sup>) 分别为内蒙古土壤背景值的 340 倍和 22 倍[3]. 稀 土-重金属复合污染现象不仅存在于采矿区的土壤, 同时也存在于农田生态系统的土壤. 随着 1972 年 稀土微肥被应用于我国的农业生产,稀土农用在我 国是比较普遍的. 因农田土壤相较于旱地土壤对稀 土元素表现出更强的吸附能力,农田土壤稀土累积 迁移效应更为显著[4]. 温小军等[5]研究了赣南信丰 某稀土矿区耕作层的土壤环境,发现研究区土壤的 稀土元素地累积指数均较大,La、Ce、Y、Sm、Pr和 Gd 的全量超标率分别为 100%、97.3%、100%、 86.5%和100%.而长期过量地使用化学肥料和有 机肥料,使得 As、Cr、Cu、Ni 及其他重金属在整个 赣州地区农田土壤中均有积累[6]. 稀土-重金属复 合污染导致耕地退化、粮食减产、水体生物多样性 下降,周边居民的身体健康受到严重危胁[1]. 李小 飞等[7]研究发现,福建省长汀县稀土矿区蔬菜地土 壤中稀土元素含量(243 mg·kg<sup>-1</sup>)高于福建省土壤 背景值(223 mg·kg<sup>-1</sup>), 蔬菜中稀土含量(3.6 mg·kg<sup>-1</sup>) 超过了食品卫生标准限值(0.7 mg·kg<sup>-1</sup>),污染区居民血液中稀土总含量(633.1 μg·L<sup>-1</sup>)高于正常居民(4.1 μg·L<sup>-1</sup>),平均偏高 155.6 倍. 稀土污染地区儿童智商比对照地区明显 偏低[8],我国已将稀土元素确定为主要的环境污染 物. 因此,对稀土-重金属复合污染土壤进行修复研 究是当前的迫切需要并且具有十分重要的科学价值 和实际应用意义.

利用植物-微生物联合修复污染土壤是土壤科

学和环境科学领域一个重要研究方向. 在各类植物 共生的微生物中,菌根真菌是唯一直接联系土壤与 植物根系的一类土壤微生物,在植物矿质营养与逆 境生理中起着非常重要的作用[9]. 丛枝菌根 (arbuscular mycorrhizal, AM) 真菌广泛分布于土壤 生态系统中,能够与自然界80%以上的陆生维管植 物形成互惠共生体,菌根的形成对于重金属或稀土 元素而言,无论是作为矿质营养元素还是毒性污染 物质进入植物体,都发挥着关键性的选择和调控作 用[10]. 研究发现, AM 真菌能够分别增强宿主植物 对土壤环境中重金属和稀土胁迫的耐受性,其机制 涉及菌根生理、生态、细胞、分子等多个方面[11]. Słomka 等[12] 发现 AM 真菌能够帮助三色堇(Viola tricolor L.)降低对重金属的吸收从而保护植株的组 织和器官. Glomus mosseae 可以帮助香根草提高光 合作用效率从而适应 Pb 污染土壤[13]等. 此外, AM 真菌可以减轻稀土元素镧对紫云英(Astragalus sinicus L.)和铈对玉米(Zea mays L.)的毒害作用, 促进植物的生长和对矿质元素的吸收[14],可见, AM 真菌具有修复稀土-重金属复合污染土壤的潜 能. 迄今为止,有关 AM 真菌对稀土重金属复合污 染土壤的修复研究鲜有报道,当稀土和重金属作为 污染物同时存在于土壤中时,AM 真菌在其复合污 染土壤植物修复中所能发挥的作用、机制和影响因 素等都尚不清楚,因此需要进行系统深入地研究.

本研究采用温室盆栽试验的方法,选取 AM 真菌 Claroideoglomus etunicatum (CE)和 Rhizophagus intraradices (RI)作为试验菌种,模拟不同程度的稀土-重金属复合污染土壤,研究 AM 真菌对玉米菌根侵染率、生物量、矿质营养吸收、生态化学计量比及 La 和 Pb 吸收、转运的影响,探讨接种 AM 真菌在不同程度稀土-重金属复合污染土壤修复中所发挥的生态效应,旨在为今后菌根技术在稀土-重金属复合污染土壤植物修复中的应用提供基础数据和技术支持.

#### 1 材料与方法

#### 1.1 供试植物和菌种

供试植物为菌根模式植物玉米(高优 1 号),种子采购于内蒙古农牧科学研究院蔬菜研究所.播种前先对种子表面消毒,然后置于恒温培养箱中进行催芽,种子露白后即可播种.供试 AM 真菌为幼套球囊霉[Claroideoglomus etunicatum, CE, BGC XJ03C,1511C0001BGCAM0018,孢子 265 个·(10

g)  $^{-1}$ ] 和根内球囊霉[Rhizophagus intraradices, RI, BGC BJ09, 1511C0001BGCAM0042, 孢子 369 个  $\cdot$  (10 g)  $^{-1}$ ], 菌种由北京市农林科学院植物营养与资源研究所微生物室提供,接种菌剂是以玉米和白三叶草(Trifolium repens L.) 为宿主植物进行扩大繁殖而获得的内含真菌孢子、菌丝以及宿主植物繁殖体的根际砂土混合物.

#### 1.2 培养基质

供试的土壤采自内蒙古自治区呼和浩特市苗圃区无污染土壤,自然风干后过2 mm 土壤筛备用. 土壤基本理化性质见表1. 参照国家土壤环境质量标准(GB 15618-1995),并根据北方稀土尾矿区复合污染土壤中La和Pb的含量,向供试土壤中人为添加La(NO<sub>3</sub>)<sub>3</sub>和Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>溶液模拟轻度、中度和重度La-Pb复合污染土壤,使土壤中La和Pb的含

量(以干土计)均分别达到50、200 和800 mg·kg<sup>-1</sup>. 在不同程度的镧-铅复合污染土壤中加入相应量的硝酸铵(NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>)溶液,以平衡因加入 La(NO<sub>3</sub>)<sub>3</sub> 和Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 导致的处理间氮素背景差异. 为保证植物在生长期间能获得充足的养分,以溶液形式向不同程度镧-铅复合污染土壤中加入基础肥料:N为60 mg·kg<sup>-1</sup>,K为71.5 mg·kg<sup>-1</sup>,P为30 mg·kg<sup>-1</sup>,Ca为20.4 mg·kg<sup>-1</sup>,Mg为4.5 mg·kg<sup>-1</sup>,Zn为1.23 mg·kg<sup>-1</sup>,Cu为0.54 mg·kg<sup>-1</sup>,Mn为3.42 mg·kg<sup>-1</sup>,Mo为0.00935 mg·kg<sup>-1</sup>. 供试土壤加入基肥后混合均匀,进行为期30d的老化处理,期间采用称重法浇水,维持土壤基质的含水量为田间最大持水量的80%.平衡30天后,再过2 mm土壤筛,于121℃的条件下高压蒸汽灭菌2h,以杀灭土著的AM真菌.

#### 表 1 供试土壤基本理化性质1)

	_	_				_
Table 1	Physical	and	chemical	properties	of the	enil

				,	ar proportion or an			- 1 B
项目	镧 La	铅 Pb	На	有机质	全 N	全 P	速效 N	速效 P
火日	/mg·kg <sup>-1</sup>	/mg•kg <sup>-1</sup>	рп	/%	/%	/%	/mg⋅kg <sup>-1</sup>	/mg·kg <sup>-1</sup>
土壤	26. 49	8. 65	7. 44	1. 39	0. 079 95	0. 073 5	40. 5	3. 925

1) 表中数据为3个样本的算术平均值

#### 1.3 试验设计

本试验采用温室盆栽试验法. 本试验设置低、 中、高 3 种程度的 La-Pb 复合污染土壤(La 50 mg·kg<sup>-1</sup>, Ph 50 mg·kg<sup>-1</sup>; La 200 mg·kg<sup>-1</sup>, Ph 200 mg·kg<sup>-1</sup>和 La 800 mg·kg<sup>-1</sup>, Pb 800 mg·kg<sup>-1</sup>)和 3 种接种处理(不接种处理 CK、接种幼套球囊霉 CE、 根内球囊霉 RI),每种处理设6个重复,共计54盆, 随机排列. 以圆形塑料花盆(上口径16.5 cm×下口 径 10.5 cm×高度 13 cm)作为培养容器,内衬塑料 自封袋. 每盆装灭菌风干土壤 2 kg, AM 真菌接种处 理采用混接法,每盆加菌剂50g,与土壤基质充分混 合均匀后装盘,不接种处理采用相同方法加入等量 的灭菌菌剂. 选择颗粒饱满的玉米种子,每盆播种8 颗,出苗7d后间苗,每盆保留3株长势相近的植 株. 试验在内蒙古大学温室内进行,试验期间自然 采光,植物生长期间,采用称重法浇水,维持土壤基 质含水量为田间最大持水量的80%.自出苗之日 起,植物生长60 d后收获.

#### 1.4 样品制备及分析测定

收获时,将植物地上部分自茎基部剪下,先用自来水洗净玉米地上部和根系上的砂粒和土壤,然后用蒸馏水冲洗3次,70℃烘干,称重. 在收获时随机选取0.7g新鲜根段保存在50%的乙醇中,用于测

定菌根侵染率. 测定时,将根系样品用 0.05% 台盼蓝于乳酸甘油溶液染色,保存、制片,利用根段频率法计算菌根侵染率.

植物样品烘干称重后粉碎,每个样品称取 2~3 mg,利用元素分析仪(Vario ELIII, CHNOS Elemental Analyzer, Elementar Co Germany)测定植物地上部分和根部的 C 和 N 元素含量. 称取 0.5 g 左右的粉碎后的植物样品,加入5 mL BV(Ⅲ)级 HNO<sub>3</sub> 于 120℃开放式消煮 96 h,制备待测溶液. 利用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES, Optima 7000DV, PerkinElmer USA)测定消煮液中 P、K、Ca、Mg 的含量;用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, DRCE, PerkinElmer USA)测定消煮液中 La 和 Pb 的含量.

#### 1.5 数据分析

La 或 Pb 从地下部向地上部的转运率(Shoot La%或 Shoot Pb%) = 地上部吸收的 La 或 Pb 的总量/该盆中玉米植株吸收的 La 或 Pb 的总量(地上部+地下部).

所有试验数据均用 Excel 2003 进行平均值及标准误差的计算,用 SPSS 17.0 进行统计分析,Duncan新复极差检验法(Duncan's multiple range test, DMRT)检验每个处理平均值之间的差异的显著性(P < 0.05). 采用双因子方差分析 La-Pb 复合污染

程度和接种 AM 真菌的作用及二者之间的交互作用.

#### 2 结果与分析

## 2.1 接种 AM 真菌对 La-Pb 复合污染土壤上玉米 菌根侵染率和生物量的影响

在3种不同程度 La-Pb 复合污染土壤,接种 AM 真菌 CE 和 RI 对玉米菌根侵染率和生物量的影响如表2所示. 未接种处理玉米根系中未观察到菌根真菌的侵染,而接种 CE 和 RI 均与玉米建立了良好的共生关系,平均菌根侵染率为 26.7% ~95.8%. 随着土壤中 La-Pb 复合污染程度的增加,接种 CE 和 RI 玉米根系的侵染率显著降低(P < 0.001),与轻度 La-Pb 复合污染土壤相比,重度 La-Pb 复合污染土壤五米根系菌根侵染率分别降低了 69.4% 和51.9%. 在轻度 La-Pb 复合污染土壤,接种 CE 和 RI处理之间玉米菌根侵染率无显著性差异;而在中度和重度 La-Pb 复合污染土壤,接种 RI处理的玉米菌根侵染率显著高于接种 CE(P < 0.05). 土壤中 La-Pb 复合污染含量、接种 AM 真菌处理以及两者交互作用均对菌根侵染率有显著影响(P < 0.001).

由表 2 可知,随着土壤 La-Pb 复合污染程度的 增加,玉米地上部干重、根部干重和总干重都显著 降低(P<0.001). 在轻度 La-Pb 复合污染土壤,接 种 AM 真菌 CE 和 RI 对玉米地上部干重、根部干重 以及总干重均无显著影响. 在中度 La-Pb 复合污染 土壤,接种 AM 真菌 CE 和 RI 均显著增加了玉米地 上部干重、根部干重以及总干重(P<0.05),接种 CE 对玉米生长的促进作用优于接种 RI,分别增加 了 159.9%、106.4% 和 147.1%. 在重度 La-Pb 复 合污染土壤,接种 AM 真菌 CE 和 RI 显著增加了玉 米地上部干重和总干重,分别增加了44.7%、 38.5%和38.1%、30.8%(P<0.05),2种接种处理 间对玉米生长的促进作用差异不显著. 数据分析表 明(表2),土壤中 La-Pb 复合污染物含量显著地降 低了玉米地上部、根部生物量和总生物量(P< 0.001),而接种 AM 真菌显著增加了玉米地上部生 物量(P<0.001)、根部生物量(P<0.05)和总生物 量(P<0.001). 双因素分析表明,土壤中 La-Pb 复 合污染物的含量与接种 AM 真菌的交互作用显著地 影响了玉米地上部、根部生物量和总生物量(P< 0.05).

表 2 接种 AM 真菌对不同程度 La-Pb 复合污染土壤中玉米菌根侵染率和生物量的影响<sup>1)</sup>

Table 2 Effect of inoculation with AM fungi on mycorrhizal colonization and biomass of maize grown

in soils contaminated with three levels of La and Pb concentrations La-Pb 复合污染含量 菌根侵染率 地上部干重 根部干重 总干重 接种处理 1% /g·pot =1 /g•pot <sup>-1</sup> /mg•kg /g•pot <sup>−1</sup>  $0.00 \pm 0.00 \text{ b}$ 11.  $59 \pm 0.56$  a  $2.56 \pm 0.14$  a 14.  $14 \pm 0.67$  a CK 87.  $10 \pm 3.54$  a CE11.  $39 \pm 0.72$  a  $2.61 \pm 0.47$  a  $14.00 \pm 1.17$  a RI 94. 23 ± 2. 01 a  $10.97 \pm 0.72$  a  $13.00 \pm 0.62$  a  $2.03 \pm 0.18 \text{ a}$ CK  $0.00 \pm 0.00 \text{ c}$  $3.26 \pm 0.24 \text{ b}$  $0.94 \pm 0.12 \text{ b}$  $4.20 \pm 0.18 \text{ b}$ 200  $8.44 \pm 0.44$  a 1.94 ± 0.17 a 10.  $38 \pm 0.59$  a CE 82.  $16 \pm 2.82 \text{ b}$ RI95. 79 ± 1. 14 a  $7.28 \pm 0.44$  a  $1.67 \pm 0.10$  a  $8.96 \pm 0.52$  a CK  $0.00 \pm 0.00 c$  $2.26 \pm 0.04 \text{ b}$  $0.73 \pm 0.04$  a  $2.99 \pm 0.08 \text{ b}$ 800 CE $26.65 \pm 3.66 \text{ b}$  $3.27 \pm 0.19$  a  $0.86 \pm 0.09 a$  $4.13 \pm 0.27$  a RI $45.31 \pm 6.72$  a  $3.13 \pm 0.03$  a  $0.79 \pm 0.04 a$  $3.91 \pm 0.05$  a La-Pb 含量(C) \* \* \* \* \* \* 显著性分析 接种(I)  $C \times I$ \* \* \* \* \* \*

1) 表中数据为 6 次重复的平均值 ± 标准误差,同一列中对于同一基质不同字母表示在 P < 0.05 显著水平差异显著; \* 为 P < 0.05,表示差异显著; \* \* 为 P < 0.01,表示差异非常显著; \* \* 为 P < 0.001,表示差异极显著; NS表示无显著性差异,下同

# 2.2 接种 AM 真菌对 La-Pb 复合污染土壤上玉米 N、P、K、Ca 和 Mg 含量的影响

在3种不同程度的 La-Pb 复合污染土壤,接种 AM 真菌对玉米 N、P、K、Ca 和 Mg 含量的影响如表3 所示. 随着土壤 La-Pb 复合污染程度的增加,

玉米地上部 P 和 Mg、根部 P 和 Ca 的含量显著降低,而玉米地上部 N 和 Ca、根部 K 的含量则显著升高(P < 0.05). 接种 CE 和 RI 均显著增加了轻度 La-Pb 复合污染土壤上玉米地上部 N 含量(P < 0.05),接种 RI 处理对玉米 N 吸收的促进作用更显

tions of m	
Table 3 Effect of inoculation with AM fungi on the shoot and root N, P, K, Ca, and Mg concentrations in soils contaminated with three levels of La and Pb concentrations	

La-Pb 复合污染含量				地上部					根部		
/mg•kg <sup>-1</sup>	坂仲	$N/mg \cdot g^{-1}$	P/mg·g <sup>-1</sup>	K/mg·g <sup>-1</sup>	Ca/mg·g <sup>-1</sup>	$Mg/mg \cdot g^{-1}$	N/mg·g <sup>-1</sup>	P/mg·g <sup>-1</sup>	K/mg·g <sup>-1</sup>	Ca/mg·g <sup>-1</sup>	Mg/mg·g <sup>-1</sup>
	CK	$25.49 \pm 0.53$ c	$25.49 \pm 0.53 \text{ c}$ 0.78 $\pm 0.01 \text{ c}$	6.53 $\pm$ 0.29 a	$2.83\pm0.06~\mathrm{b}$	$5.61\pm0.15~\mathrm{c}$	$24.39 \pm 0.67 \text{ b}$	$0.56\pm0.02~\mathrm{c}$	2. 26 $\pm$ 0. 20 a	5.11 $\pm0.19$ b	$7.17 \pm 0.19$ a
50	CE	$28.80 \pm 0.29 \text{ b}$	$28.80 \pm 0.29 \text{ b}$ 1. $42 \pm 0.05 \text{ b}$	$6.27\pm0.13$ a	2.75 $\pm0.10$ b		6.76 $\pm 0.04$ b 27.57 $\pm 1.84$ ab 1.03 $\pm 0.04$ b	$1.03\pm0.04~\mathrm{b}$	$1.76\pm0.12$ a	$5.85 \pm 0.35 \text{ ab}$ 7.43 ± 0.52	$7.43 \pm 0.52 \text{ a}$
	RI	$32.07 \pm 0.41$ a	$32.07 \pm 0.41$ a $1.98 \pm 0.05$ a	$6.12 \pm 0.26$ a	3.37 $\pm$ 0.10 a	$7.25\pm0.17~\mathrm{a}$	29.98 $\pm 1.54$ a 1.36 $\pm 0.04$ a	$1.36 \pm 0.04$ a	$1.92 \pm 0.19$ a	$6.42 \pm 0.25 \text{ a}$	6. 48 $\pm$ 0. 09 a
	CK	34.89 ± 0.91 a	34.89 ± 0.91 a 0.72 ± 0.05 b	$5.38 \pm 0.21 \text{ b}$	5. 43 ± 0. 35 a	$5.21 \pm 0.12 \text{ b}$	30.32 ± 1.39 a	$0.51 \pm 0.02 \text{ b}$	2.99 ± 0.22 a	$5.45 \pm 0.06 \text{ b}$	7. 22 $\pm$ 0. 21 a
200	CE	29.54 $\pm$ 0.76 b	29.54±0.76 b 1.31±0.11 a	$6.43\pm0.41~\mathrm{a}$	3.31 $\pm$ 0.30 b	$6.53 \pm 0.41 a$	$26.53\pm0.28~\mathrm{b}$	$0.81\pm0.06~\mathrm{a}$	1.90 $\pm$ 0.10 a	$5.42\pm0.11~\mathrm{b}$	6.49 $\pm$ 0.27 a
	RI	$32.79 \pm 1.07$ a	32.79 ±1.07 a 1.43 ±0.03 a	$5.64\pm0.10$ ab	$3.33\pm0.16$ b		6.72 $\pm0.16$ a 28.73 $\pm0.55$ ab 0.91 $\pm0.03$ a	$0.91\pm0.03~\mathrm{a}$	$1.78\pm0.09~\mathrm{a}$	$5.88\pm0.10~\mathrm{a}$	6.51 $\pm 0.28$ a
	CK	34 04 + 1 74 a	34 04 + 1 74 a 0 62 + 0 01 c	5 50 + 0 31 a	5 74 +0 12 a	5 22 +0 17 b	5 22 +0 17 h 27 95 +0 98 a 0 53 +0 03 h	0 53 +0 03 b	2 53 + 0 21 a	5 85 +0 19 a 7 25 +0 66 a	7 25 +0 66 a
008	CE	33.81 ± 1.13 a	33.81 ±1.13 a 0.82 ±0.02 b	6.26 ± 0.21 a	5.16±0.16 a	$5.60 \pm 0.12 \text{ ab}$	$25.75 \pm 0.50 \text{ a}$	$0.66 \pm 0.03 \text{ a}$			6.96 $\pm 0.10 \text{ a}$
	RI	34.93 ± 0.22 a	34.93 ± 0.22 a 0.91 ±0.00 a	6.46 ± 0.42 a	$5.17 \pm 0.16$ a	$5.81 \pm 0.15 \text{ a}$	5.81 ± 0.15 a 26.56 ± 1.71 a	$0.68 \pm 0.05 \text{ a}$	$2.26 \pm 0.02$ a	4. 93 $\pm$ 0. 13 b 7. 00 $\pm$ 0. 45 a	$7.00 \pm 0.45 a$
	La-Pb 含量(C)	* *	* *	NS	*	* *	NS	* *	*	*	NS
显著性分析	接种(1)	*	* *	NS	* * *	* *	NS	* *	* *	NS	NS
	C×I	* *	* *	SN	*	SN	*	*	*	*	SZ

著,使玉米地上部和根部 N 含量分别增加 25.4% 和 22.9%; 而接种 CE 使中度 La-Pb 复合污染土壤上 玉米地上部和根部 N 含量显著减少了 6.0% 和 12.5% (P < 0.05). 接种 CE 和 RI 均显著增加了 3 种 La-Pb 复合污染土壤上玉米地上部和根部 P 含量 (P < 0.05); 其中接种 RI 处理对玉米 P 吸收的促 进作用更显著,分别使玉米地上部和根部 P 含量增 加了 46.7% ~ 153.8% 和 28.3% ~ 142.9%. 仅接种 CE 处理使中度 La-Pb 复合污染土壤上玉米地上部 K的含量显著增加了19.5% (P < 0.05). 接种RI 显著增加了轻度 La-Pb 复合污染土壤上玉米地上部 和根部 Ca 含量(P < 0.05),分别为 19.1% 和 25.6%,同时使中度 La-Pb 复合污染土壤上玉米根 部 Ca 含量显著增加了 7.9% (P < 0.05); 而接种 2 种 AM 真菌却显著降低了中度 La-Pb 复合污染土壤 上玉米地上部和重度 La-Pb 复合污染土壤玉米根部 Ca 含量. 接种 CE 和 RI 均显著增加了轻度和中度 La-Pb 复合污染土壤上玉米地上部 Mg 的含量(P < 0.05),分别为20.5%、29.2%和25.3%、29.0%; 对于重度 La-Pb 复合污染土壤,仅接种 RI 显著增加 了玉米地上部 Mg 的含量(P < 0.05). 数据分析表 明(表3),随着土壤中 La-Pb 复合污染物含量的增 加,显著影响了玉米地上部 N、P、Ca 和 Mg 的含量 及根部 P、K 和 Ca 的含量(P < 0.05), 而接种 AM 真菌显著增加了玉米地上部 N、P、Ca 和 Mg 含量及 玉米根部 P 和 K 的含量(P < 0.01). 双因素分析表 明,土壤中 La-Pb 复合污染物的含量与接种 AM 真 菌的交互作用对玉米地上部 N、P 和 Ca 的含量及玉

米根部对 N、P、K、Ca 的含量具有显著影响(P<

2.3 接种 AM 真菌对 La-Pb 复合污染土壤上玉米 C: N: P 生态化学计量比的影响

接种 AM 真菌对 La-Pb 复合污染土壤上玉米植 株的 C: N: P 生态化学计量比的影响如表4所示. 随 着 La-Pb 复合污染程度的增加,玉米植株地上部和 地下部的 C: P 和 N: P 显著增加, 而地上部 C: N 显 著降低(P < 0.001). 在轻度 La-Pb 复合污染土壤, 接种 CE 和 RI 均显著降低了玉米植株地上部的 C: N、C: P和N: P以及根部C: P和N: P(P<0.05),接 种 RI 相比 CE 的影响作用更显著. 在中度 La-Pb 复 合污染土壤,接种 CE 和 RI 处理均显著降低了玉米 植株地上部和根部的 C: P 和 N: P(P < 0.05),2 种 接种处理间无显著差异;而接种 CE 显著增加了玉 米地上部和根部的 C: N. 在重度 La-Pb 复合污染土 壤,接种CE和RI均显著降低了玉米植株地上部的 C: P(P < 0.05), 而 RI 对其影响作用更显著; 同时, 2种接种处理均显著降低了玉米植株地上部和根部 的 N: P(P < 0.05). 数据分析表明,土壤中 La-Pb 复 合污染程度的增加以及接种 AM 真菌对玉米地上部 C: N 具有显著影响(P < 0.001). 土壤中 La-Pb 复合 污染程度的增加显著地提高了玉米地上部和根部的 C: P及N: P(P<0.001),但接种AM真菌显著降低 了玉米地上部和根部的 C: P 及 N: P(P < 0.001). 双因素分析表明,土壤中La-Pb 复合污染程度和AM 真菌的交互作用对玉米植株地上部和根部 C: N: P 具有显著的影响(P < 0.05).

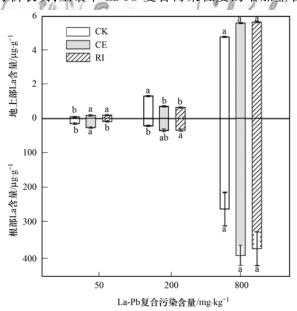
表 4 接种 AM 真菌对不同程度 La-Pb 复合污染土壤中玉米地上部和根部 C: N: P 比的影响

Table 4 Effect of inoculation with AM fungi on shoot and root C: N: P ratios of maize grown in soils contaminated

with three levels of La and Pb concentrations La-Pb 复合污染含量 地上部 根部 接种处理 /mg·kg<sup>-1</sup> C: P C: P C: NN: P C: NN: P CK $536.13 \pm 9.40 \text{ a}$   $32.70 \pm 0.18 \text{ a}$   $16.15 \pm 0.50 \text{ a}$ 702.65 ± 24.62 a  $16.40 \pm 0.34$  a  $43.55 \pm 1.38$  a 50 CE  $14.43 \pm 0.21$  b  $293.40 \pm 9.13$  b  $20.35 \pm 0.74$  b  $14.16 \pm 1.08$  a  $375.50 \pm 21.00 \text{ b}$  $26.70 \pm 0.97 \text{ b}$  $12.90 \pm 0.25 \text{ c}$   $209.57 \pm 6.12 \text{ c}$   $16.25 \pm 0.43 \text{ c}$   $13.32 \pm 0.95 \text{ a}$ RI $288.63 \pm 9.09 \text{ c}$  $21.92 \pm 1.27$  c  $11.42 \pm 0.32$  b  $557.01 \pm 30.47$  a  $49.07 \pm 3.71$  a  $12.30 \pm 0.69$  b CK 732.  $04 \pm 33.76$  a 60.  $12 \pm 4.66$  a 200 CE 14.  $04 \pm 0.37$  a 322.  $47 \pm 27.35$  b 22.  $99 \pm 1.89$  b 14.  $43 \pm 0.23$  a  $477.96 \pm 32.65 \text{ b}$   $33.08 \pm 2.02 \text{ b}$  $12.60 \pm 0.50 \text{ b}$   $288.81 \pm 6.10 \text{ b}$   $23.00 \pm 0.78 \text{ b}$   $13.19 \pm 0.47 \text{ ab}$   $415.64 \pm 19.17 \text{ b}$   $31.55 \pm 1.18 \text{ b}$ RICK  $11.81 \pm 0.69$  a  $648.97 \pm 16.62$  a  $55.24 \pm 1.96$  a  $13.40 \pm 0.73$  a 711.17 ±45.62 a 52.99 ±0.97 a 800 CE $11.69 \pm 0.48$  a  $482.25 \pm 16.92$  b  $41.36 \pm 1.50$  b  $14.99 \pm 0.45$  a 591. 38 ± 24. 83 a 39. 45 ± 1. 26 b  $11.34 \pm 0.11$  a  $437.55 \pm 1.86$  c  $38.60 \pm 0.47$  b  $14.65 \pm 0.76$  a  $580.76 \pm 47.07$  a  $39.57 \pm 2.08 \text{ b}$ RILa-Pb 含量(C) NS 显著性分析 接种(I) NS \* \* \*  $C \times I$ 

### 2.4 接种 AM 真菌对 La-Pb 复合污染土壤上玉米 吸收、转运 La 和 Pb 的影响

由图 1~3 可知,随着 La-Pb 复合污染程度的增 加,玉米地上部和根部 La 和 Pb 的含量都呈显著上 升趋势(P<0.001),Pb 从根到叶的转运率显著提 高(P<0.001). 在轻度 La-Pb 复合污染土壤,接种 CE 和 RI 均使玉米地上部 La 含量显著增加了 81.8% (P < 0.05), 却分别使 Pb 含量显著降低 32.8%和67.7%(P<0.05);而仅接种CE显著增 加了玉米根部 La 和 Pb 的含量(P < 0.05),分别为 78.2% 和 67.7%;接种 RI 显著提高了玉米 La 的地 上部转运率(P < 0.05),2种接种处理均显著降低了 Pb 的转运率(P < 0.05). 在中度 La-Pb 复合污染土 壤,接种CE和RI均显著降低了玉米地上部La和 Pb 的含量(P < 0.05),分别为 56.2%、62.8% 和 45.8%、67.7%,而仅接种 RI 显著增加了玉米根部 La 和 Pb 的含量(P < 0.05),分别为 88.5% 和 52.4%;接种 CE 和 RI 均显著降低了玉米 La 和 Pb 的转运率(P < 0.05). 在重度 La-Pb 复合污染土壤, 接种 CE 和 RI 均使玉米地上部 Pb 含量显著降低了 11.9% 和 16.9%,根部 Pb 含量显著增加了 92.6% 和 105.5%,2 种接种处理均显著降低了 Pb 的转运 率(P<0.05); 而对于玉米地上部和根部 La 含量以 及 La 的转运率,2 种接种处理均无显著影响. 数据 分析表明,土壤中 La-Pb 复合污染程度的增加显著



#### 图 1 接种 AM 真菌对不同程度 La-Pb 复合污染土壤中 玉米植株地上部和根部 La 含量的影响

Fig. 1 Effects of inoculation with AM fungi on shoot and root

La concentrations of maize grown in soils contaminated with

three levels of La and Pb concentrations

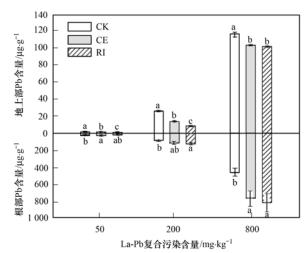


图 2 接种 AM 真菌对不同程度 La-Pb 复合污染土壤中 玉米植株地上部和根部 Pb 含量的影响

Fig. 2 Effects of inoculation with AM fungi on shoot and root

Pb concentrations of maize grown in soils contaminated with

three levels of La and Pb concentrations

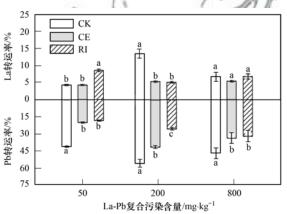


图 3 接种 AM 真菌对不同程度 La-Pb 复合污染土壤中 玉米植株 La 和 Pb 转运率的影响

Fig. 3 Effects of inoculation with AM fungi on La and Pb transport rate of maize grown in soils contaminated with three levels of La and Pb concentrations

地增加了玉米地上部和根部 La 和 Pb 的含量以及 Pb 从根到叶的转运率(P < 0.001). 接种 AM 真菌显著地降低了玉米地上部 Pb 含量,显著地增加了玉米根部 Pb 含量(P < 0.001),显著影响了 La 和 Pb 从根到叶的转运率(P < 0.05). 双因素分析表明,土壤中 La-Pb 复合污染程度与 AM 真菌的交互作用对玉米地上部和根部 Pb 含量的变化及 La 的转运率具有显著的影响(P < 0.001).

#### 3 讨论

侵染率可以表征 AM 真菌和宿主之间的亲和力,能够衡量其生态适应性<sup>[15]</sup>. 本试验结果表明,在不同程度的 La-Pb 复合污染土壤,接种 CE 和 RI

均与玉米植株建立了共生关系,菌根侵染率在 26.7%~95.8%之间,表明2种AM真菌对La-Pb 复合污染土壤环境具有一定的耐受性和适应性. 在 轻度和中度 La-Pb 复合污染土壤,玉米菌根侵染率 为82.2%~95.8%, 重度 La-Pb 复合污染显著抑制 了2种 AM 真菌的侵染,使平均侵染率降低了 60.4%. 班宜辉等[16]在研究铅锌复合污染区 AM 真 菌侵染特征时发现,当污染指数 P; 为 1.1 的尾矿荒 山和 $P_i$ 为2.7的尾矿坝植物根系侵染率相差不大, 分别为 12.2% 和 15.6%, 显著高于 P; 为 10.2 的废 弃冶炼厂植物的侵染率(3.2%). 陈秀华<sup>[9]</sup>的研究 显示当外源 La 含量小于 10 mg·kg<sup>-1</sup>,随着含量的增 大,接种 Gigaspora margarita 和 Glomus intraradices 对紫云英的侵染率没有显著变化; 而外源 La 含量 为20 mg·kg<sup>-1</sup>时,2 种真菌的侵染率平均下降了 45%. 王芳等[14]的研究发现,重度 Ce 污染(1000 mg·kg<sup>-1</sup>)土壤玉米根系菌根侵染率仅为轻度 Ce 污 染土壤(100 mg·kg<sup>-1</sup>)的 9.6%. 研究显示,污染土 壤中重金属或稀土等有害元素的存在对植物菌根侵 染率的影响具有一定的阈值范围, AM 真菌的侵染 受轻度、中度 La-Pb 复合污染的影响较小,而重度 La-Pb 复合污染会显著抑制 AM 真菌的侵染. 影响 菌根侵染率变化趋势的原因可能是由于高含量污染 物对玉米根内的 AM 真菌结构,尤其是 AM 真菌的 丛枝和泡囊结构(两者分别是 AM 真菌与宿主进行 养分交换、AM 真菌养分储存的结构),均具有明显 的抑制作用[17];另外,有研究发现根际 AM 真菌孢 子含量与污染物种类和含量等因素有关[16],孢子密 度会随土壤中污染物含量的增加呈现先升高后降低 的趋势. 在中度和重度 La-Pb 复合污染土壤, RI 接 种处理的玉米菌根侵染率显著高于 CE, 表明 RI 对 La-Pb 复合污染土壤的生态适应性较好. 有研究表 明,AM 真菌种间或菌株间的生态适应性不同可能 是由于存在功能上的差异导致的,造成差异的原因 除与真菌代谢活性有关,还与其菌丝分布、吸收的 空间特征有关[18].

本研究结果显示,随着土壤 La-Pb 复合污染程度的增加,玉米植株的生物量呈显著降低的趋势. Wang 等<sup>[19]</sup>比较了单一 La、Zn 胁迫对白菜(*Brassica campestris* L.)生长的影响,当 La 或 Zn 含量从 5 mg·kg<sup>-1</sup>增加到 100 mg·kg<sup>-1</sup>,对白菜根、茎及鲜重均具有明显抑制作用,且 La 的抑制作用较明显. 杨玉荣<sup>[20]</sup>研究发现,在 0 和 500 mg·kg<sup>-1</sup> Pb 胁迫水平下,刺槐(*Robinia pseudoacacia* L.)幼苗的株高、叶

片茎和根系干重均显著高于在1000 mg·kg-1和 2000 mg·kg<sup>-1</sup> Pb 胁迫水平下的生长指标. 王芳 等[14]研究结果显示, 当土壤中 Ce 的含量由 100 mg·kg<sup>-1</sup>增加至1000 mg·kg<sup>-1</sup>时,玉米的地上部干 重、根部干重分别降低了63.8%和56.8%.研究表 明,Pb对植物生长的影响是显著的,能减少根细胞 的有丝分裂速度,造成植物生长缓慢,Pb 在植物组 织中的累计可导致氧化过程、光合过程和脂肪代谢 过程强度减弱;同时,Pb 毒害还可引起根吸水量减 少,耗氧量增大,阻碍植物生长,甚至引起植物死 亡[21]. 过量的 La 对植物的毒害作用与重金属相 似,可抑制植物生长,降低叶绿素 a/b 的比值,增加 过氧化物酶的活性、细胞膜的透性和脯氨酸的含 量[22]. Pb 和 La 在土壤中单一累积会对植物生长产 生显著的抑制作用, La-Pb 复合污染土壤对植物生 长的毒害作用也随着其含量增加呈现一致的增强趋 势. 有研究表明,在重金属或稀土单一胁迫条件下, AM 真菌可以通过多种机制减轻重金属和稀土对植 物的毒害作用,促进植物生长[23]. 本研究显示,AM 真菌对中度和重度 La-Pb 复合污染土壤玉米的生长 均具有显著的促进作用,对中度 La-Pb 复合污染胁 迫下玉米生长的促进作用更显著. 陈则友等[24]研 究发现,接种 Glomus aggregatum 和 Glomus constrictum 可以使生长在稀土尾矿(同时含有重金 属和稀土元素)中的黑麦草(Lolium perenne L.)和狗 牙根(Cynodon dactylon(L.) Pers.) 株高、地上、地 下部干重分别提高 76%、203%、482% 和 119%、 291%、247%. Guo 等[25] 研究显示,接种 Glomus versiforme 使生长在稀土尾矿中的披碱草(Elymus dahuricus Turcz.) 地上部和根部干重增加了83%和 103%. AM 真菌对 La-Pb 复合污染胁迫下玉米植株 生长的促进作用,说明 AM 真菌能够提高复合污染 土壤上植物的抗逆性,减轻复合污染对植物的毒害 作用. 许多研究表明,AM 真菌提高宿主植物耐受污 染胁迫发挥的间接作用主要是通过影响宿主植物矿 质营养状况实现的[26],接种 AM 真菌可以促进植株 对矿质元素的吸收与转运,改善营养状况及其对植 物的生长效应,与本研究结果相符. 另外,AM 真菌 没有显著影响轻度 La-Pb 复合污染土壤玉米的生 长,可能的原因是稀土元素"低促高抑"的 Hormesis 效应, 低含量 La 能够对植物生长产生刺激作用[27], 在此基础上叠加菌根共生关系中的成本效益不平 衡,从而使 AM 真菌对植物生长的促进作用没有显 现出来.

矿质元素是植物正常生长发育所必需的,主要 包括大量元素氮(N)、磷(P)、钾(K),中量元素钙 (Ca)、镁(Mg)和微量元素铁(Fe)、锰(Mn)、铜 (Cu)等. 这些元素一方面可以作为植物组织的构 成成分或直接参与新陈代谢,另一方面在一定条件 下对重金属胁迫也具有一定的缓解作用. 本研究结 果显示, La-Pb 复合污染程度的增加显著抑制了玉 米植株对于 N、P、K、Ca、Mg 的吸收, 使玉米地上 部和根部 P 的含量分别降低了 20.5% 和 8.9%. 重 金属离子会造成植株矿质营养的胁迫伤害,通过拮 抗或协同作用造成植物体内矿质元素失调[28];而 过量的稀土元素可以聚集在植物细胞表面,从而改 变其微观结构及膜的渗透性,抑制矿质元素的吸 收<sup>[29]</sup>. 因此, 当土壤中 La 和 Pb 的含量过高时, 植 物对矿质元素的吸收会明显受到抑制. AM 真菌能 够不同程度地促进玉米在 La-Pb 复合污染胁迫下对 矿质元素的吸收,尤其是对 P 的吸收,提高植物对 复合污染的抗逆性. AM 真菌对不同矿质元素吸收 促进作用的机制不尽相同,其主要为 AM 真菌根外 菌丝不仅能有效拓展植物根系与土壤的接触面积, 而且能将吸收范围延伸至植物根系直接吸收土壤营 养而形成的营养匮乏区之外[30],或者通过分泌胞外 酶、球囊霉素等来提高土壤结构的稳定性,促进宿 主植物对矿质元素的吸收[31],该机制已经在紫云英 等植物上获得一致的结果<sup>[32]</sup>. AM 真菌提高了植物 对矿质元素的吸收转运效率,满足植物对矿质营养 的需要,从而增强了植物抗逆境胁迫的能力.

自从 Elser 等[33] 首先明确提出生态化学计量学 的概念以来,在验证不同生态系统是否存在恒定的 生态化学计量学特征[34]、生态系统限制养分的判 断[35]以及 C: N: P 与生物生长率的关系[36]等方面的 研究和应用十分广泛. 生长率假说是分子水平生态 化学计量学研究中极为典型的理论,其认为生物的 生长过程实质上是对 C、N、P 等元素的积聚与相对 比例的调节过程<sup>[37]</sup>,植物体内 P 含量快速增加极大 程度地促进了其生长速率,该特征通常与高含量的 核糖体 RNA 有联系. 因此,生长率高的植物体具有 较低的 C: P 和 N: P[33, 38], 对热带树木和藤蔓植物的 研究发现,高生长率时 N: P 生长率负相关[39]. 本研 究结果显示,随着 La-Pb 复合污染程度的增加,玉米 植株地上部和地下部的 C: P 和 N: P 显著增加(P < 0.001),接种 AM 真菌显著改变了玉米 C: N: P 生态 化学计量比,主要表现为 C: P 和 N: P 的降低,尤其 是 N: P, 更显著地促进了宿主植物对 P 的吸收, 试验 结果符合生长率假说. 任书杰等<sup>[40]</sup>的研究表明我国陆地植物的 N: P 高于全球平均值, 说明我国陆地植物相对国外更缺 P. 菌根的形成有利于植物增加磷酸酶的分泌量, 促进了植物对难溶性磷酸盐的吸收<sup>[41]</sup>, 而植株体内 P 含量的增加有利于核糖体RNA 的合成进而提高植株体内蛋白质含量<sup>[42]</sup>, 促进复合污染逆境中植株的生长. 郭伟等<sup>[43]</sup>研究稀土尾矿上接种 Glomus versiforme 对大豆的 C: N: P 的影响时, 也得到了一致的变化趋势.

本研究结果显示,玉米植株体内 La、Pb 含量与 复合污染土壤中 La、Pb 含量成正相关. 熊双莲 等[4]研究发现水培条件下雪菜幼苗体内 La、Pb 含 量与溶液中 La、Pb 含量正相关. 在不同程度的 La-Pb 复合污染土壤、接种 AM 真菌均显著降低了玉米 地上部 Pb 含量,显著增加了根部 Pb 含量,有效抑制 了 Pb 从根部向地上部的转运. 许多研究表明, AM 真菌与宿主植物形成的共生体可以通过催化合成植 物螯合态合成酶(PCs)螯合细胞质中的重金属离 子,并转移至植物液泡来有效提高植物对重金属的 耐受性[45];还可以通过球囊霉素的螯合作用和菌 丝的固持作用对重金属离子产生"过滤效应",使宿 主植物选择性地减少重金属污染物进入植物体内, 并显著降低重金属从根部向地上部的转运[46]. 杨 玉荣[20]的研究发现, Rhizophagus intraradices 可以影 响植物对 Pb 的富集特征,通过菌丝、泡囊等结构将 过量的 Pb 固定在根系部位,显著降低 Pb 从地下到 地上部分的转运率,有效抑制了过量的 Pb 对植株地 上部的毒害,减少叶片的自由基积累,维持正常的光 合作用,与本研究得出的结果相一致. 本研究发现, 接种 AM 真菌对 La-Pb 复合污染胁迫下玉米植株 La 含量的影响与土壤中污染物含量有关. 王芳等[14] 研究发现 AM 真菌对玉米植株 Ce 含量的影响也与 土壤中 Ce 的污染程度有关. 高含量 La (>5 mg·kg<sup>-1</sup>) 污染条件下,接种 AM 真菌 Gigaspora margarita 和 Glomus intraradices 显著降低了紫云英 地上部和根部 La 含量,而对低含量 La 没有显著影 响[9],且3种AM真菌与紫云英共生对其吸收La的 影响也不一致. 有研究表明,在土壤-植物系统中, 重金属和稀土之间存在一定的交互作用[43],且有明 显的含量效应关系[47], Pb 的含量也会影响植物对 La 的吸收. 有研究发现, La、Pb 在植株体内均属于 难迁移元素,大部分 La、Pb 累积在植株根部,而中 高含量 Pb 胁迫条件下, La 与 Pb 在根细胞壁中存在 竞争关系[44]. 因此,在 La-Pb 复合污染土壤中, AM 真菌对植物吸收稀土元素的影响,可能是 AM 真菌、稀土和重金属种类、含量等多因素交互作用的结果. 接种 AM 真菌对稀土-重金属复合污染土壤中植物吸收重金属和稀土元素的影响及其机制研究较少,应进一步深入研究,探明稀土-重金属复合污染环境中 AM 真菌影响植物吸收、转运和积累稀土元素和重金属的可能机制.

#### 4 结论

3924

- (1)在不同程度的镧-铅复合污染土壤上,接种AM 真菌 CE 和 RI 的玉米平均菌根侵染率为 26.7% ~95.8%,菌种 RI 对镧-铅复合污染土壤的生态适应性优于 CE,菌根侵染率随复合污染程度的增加而显著降低.
- (2)随着土壤中镧-铅复合污染含量的增加,玉 米植株生物量和矿质营养元素吸收显著降低,植株 C: P和 N: P显著增加.
- (3)接种 AM 真菌显著促进了镧-铅复合污染土壤上玉米的生长,改善了植株的营养状况,特别是增加了玉米对 P的吸收,显著降低了植株 C: P 和N: P.
- (4) 玉米植株内 La、Pb 含量随着土壤镧-铅复合污染含量增加而增加;接种 AM 真菌显著增加了3 种程度镧-铅复合污染土壤中玉米根部的 Pb 含量,而降低了地上部的 Pb 含量,显著抑制 Pb 从根部向地上部的转运; AM 真菌对玉米植株 La 含量和转运率的影响与土壤中镧-铅复合污染物的含量有关.参考文献:
- [1] 高志强, 周启星. 稀土矿露天开采过程的污染及对资源和生态环境的影响[J]. 生态学杂志, 2011, **30**(12): 2915-2922.
  - Gao Z Q, Zhou Q X. Contamination from rare earth ore strip mining and its impacts on resources and eco-environment [J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(12): 2915-2922.
- [2] 刘胜洪,张雅君,杨妙贤,等.稀土尾矿区土壤重金属污染与优势植物累积特征[J].生态环境学报,2014,**23**(6):1042-1045.
  - Liu S H, Zhang Y J, Yang M X, et al. Heavy metal contamination of soil and concentration of dominant plants in rare earth mine tailing area [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(6): 1042-1045.
- [3] 郭伟, 付瑞英, 赵仁鑫, 等. 内蒙古包头白云鄂博矿区及尾矿区周围土壤稀土污染现状和分布特征[J]. 环境科学, 2013, 34(5): 1895-1900.

  Guo W, Fu R Y, Zhao R X, et al. Distribution characteristic and current situation of soil rare earth contamination in the Bayan Obo mining area and baotou tailing reservoir in Inner Mongolia
- [J]. Environmental Science, 2013, 34(5): 1895-1900.[4] 张菊花. 赣南稀土矿区农田土壤稀土元素分布特征[D]. 赣州: 江西理工大学, 2013. 1-60.

- [5] 温小军,张大超.资源开发对稀土矿区耕作层土壤环境及有效态稀土的影响[J].中国矿业,2012,21(2):44-47,54. Wen X J, Zhang D C. Effect of resource exploitation on soil environment and rare earth bioavailable fractions in plough layer of mining area[J]. China Mining Magazine, 2012,21(2):44-47.54.
- [6] 蒋委红. 赣南脐橙园土壤重金属形态分析与污染评价[D]. 赣州: 赣南师范学院, 2013. 1-61.
- [7] 李小飞, 陈志彪, 张永贺, 等. 稀土矿区土壤和蔬菜稀土元素含量及其健康风险评价[J]. 环境科学学报, 2013, **33** (3): 835-843.
  - Li X F, Chen Z B, Zhang Y H, et al. Concentrations and health risk assessment of rare earth elements in soil and vegetables from a mining area in Fujian Province [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2013, 33(3): 835-843.
- [8] 范广勤,郑辉烈,袁兆康. 稀土暴露对儿童智商的影响[J]. 环境与健康杂志,2005,22(4):256-258. Fan G Q, Zheng H L, Yuan Z K. Effects of thulium exposure on IQ of children[J]. Journal of Environment and Health, 2005,22 (4):256-258.
- [9] 陈秀华. 丛枝菌根真菌对重金属、稀土元素污染土壤生物修复研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2007. 1-124.
- [10] 舒波, 李伟才, 刘丽琴, 等. 丛枝菌根(AM) 真菌与共生植物物质交换研究进展[J]. 植物营养与肥料学报, 2016, 22 (4): 1111-1117.

  Shu B, Li W C, Liu L Q, et al. Progress on material exchange between arbuscular mycorrhizal (AM) fungi and host plant: a review[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2016, 22
- [11] 李芳, 高萍, 段廷玉. AM 菌根真菌对非生物逆境的响应及 其机制[J]. 草地学报, 2016, 24(3): 491-500. Li F, Gao P, Duan T Y. Response and mechanism of arbuscular mycorrhizal fungi to abiotic stress [J]. Acta Agrestia Sinica, 2016, 24(3): 491-500.

(4): 1111-1117.

- [12] Słomka A, Kuta E, Szarek-Łukaszewska G, et al. Violets of the section Melanium, their colonization by arbuscular mycorrhizal fungi and their occurrence on heavy metal heaps[J]. Journal of Plant Physiology, 2011, 168(11): 1191-1199.
- [13] Punamiya P, Datta R, Sarkar D, et al. Symbiotic role of Glomus mosseae in phytoextraction of lead in vetiver grass [Chrysopogon zizanioides (L.)] [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 177(1-3): 465-474.
- [14] 王芳, 郭伟, 马朋坤, 等. 丛枝菌根真菌对铈污染土壤上玉米生长和铈吸收的影响[J]. 环境科学, 2016, **37**(1): 309-316.
  - Wang F, Guo W, Ma P K, *et al.* Effects of Arbuscular mycorrhizal fungi on the growth and Ce uptake of maize grown in Ce-contaminated soils [J]. Environmental Science, 2016, 37 (1): 309-316.
- [15] 王晓英,王冬梅,陈保冬,等. 丛枝菌根真菌群落对白三叶草生长的影响[J]. 生态学报, 2010, **30**(6): 1456-1462. Wang X Y, Wang D M, Chen B D, et al. Growth response of white clover to inoculation with different Arbuscular mycorrhizal fungi communities [J]. Acta Ecologica Sinica, 2010, **30**(6): 1456-1462.
- [16] 班宜辉,徐舟影,杨玉荣,等.不同程度铅锌污染区丛枝菌 根真菌和深色有隔内生真菌侵染特征[J].西北植物学报,

- 2012, 32(11): 2336-2343.
- Ban Y H, Xu Z Y, Yang Y R, et al. Colonization characteristics of arbuscular mycorrhizal fungi and dark septate endophytes in different degree Pb-Zn Polluted Areas [J]. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica, 2012, 32(11): 2336-2343.
- [17] 王宇涛, 邱丘, 李韶山, 等. 镉、铜复合污染下丛枝菌根真菌对玉米重金属吸收的影响[J]. 科技导报, 2014, **32**(21): 15-20.
  - Wang Y T, Qiu Q, Li S S, et al. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on heavy metal uptake of maize under Cd and Cu combined pollution conditions  $[\ J\ ]$ . Science & Technology Review, 2014, 32(21): 15-20.
- [18] Smith F A, Jakobsen I, Smith S E. Spatial differences in acquisition of soil phosphate between two arbuscular mycorrhizal fungi in symbiosis with *Medicago truncatula* [J]. New Phytologist, 2000, 147(2): 357-366.
- [19] Wang X, Liu D W, Liu T, et al. Physiological and biochemical responses of Chinese cabbage to La and Zn stresses [J]. Agricultural Science & Technology, 2013, 14(5): 767-770.
- [20] 杨玉荣. 丛枝菌根真菌(AMF)提高植物修复土壤重金属 Pb 污染的作用机制[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2015. 1-150.
  - Yang Y R. The mechanisms of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in improving phytoremediation efficiency of lead contiminated soil [D]. Yangling: Northwest A&F University, 2015. 1-150.
- [21] 李德明,郑昕,张秀娟. 重金属对植物生长发育的影响[J]. 安徽农业科学,2009,37(1):74-75.
- [22] Zeng Q, Zhu J G, Cheng H L, et al. Phytotoxicity of lanthanum in rice in haplic aerisols and cambisols [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2006, 64(2): 226-233.
- [23] Bano S A, Ashfaq D. Role of mycorrhiza to reduce heavy metal stress[J]. Natural Science, 2013, 5(12): 16-20.
  [24] 陈则友,曹学章,彭安萍,等. AM 真菌和水分条件对稀土尾
- [24] 陈则友,曹学章,彭安萍,等. AM 真菌和水分条件对稀土尾 矿堆中植物生长的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31 (11): 2101-2107.
  - Chen Z Y, Cao X Z, Peng A P, et al. Impacts of arbuscular mycorrhizal fungi and water conditions on plant growth in rare earth Tailings[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2012, 31(11): 2101-2107.
- [25] Guo W, Zhao R X, Yang H J, et al. Using native plants to evaluate the effect of arbuscular mycorrhizal fungi on revegetation of iron tailings in grasslands [J]. Biology and Fertility of Soils, 2013, 49(6): 617-626.
- [26] 林双双, 孙向伟, 王晓娟, 等. AM 真菌提高宿主植物耐受重 金属胁迫的生理机制[J]. 草业科学, 2013, **30**(3): 365-374
  - Lin S S, Sun X W, Wang X J, et al. Mechanism of plant tolerance to heavy metals enhanced by arbuscular mycorrhizal fungi[J]. Pratacultural Science, 2013, 30(3): 365-374.
- [27] Diatloff E, Smith F W, Asher C J. Effects of lanthanum and cerium on the growth and mineral nutrition of corn and mungbean [J]. Annals of botany, 2008, 101(7): 971-982.
- [28] 陈久耿, 晁代印. 矿质元素互作及重金属污染的研究进展 [J]. 植物生理学报, 2014, **50**(5): 585-590. Chen J G, Chao D Y. Advances in mineral element interactions

and heavy metal pollution [J]. Plant Physiology Journal, 2014,

- **50**(5): 585-590.
- [29] 姜照伟, 翁伯琦, 黄元仿, 等. 施用稀土元素镧对南非马唐生长及若干生理特性的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2008, 14(4): 713-720.
  - Jiang Z W, Weng B Q, Huang Y F, et al. Effects of applied rare earth elements lanthanum on the growth and some physiological characteristics of *Digitaria smutsii* [J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2008, 14(4): 713-720.
- [30] 吉春龙, 田萌萌, 马继芳, 等. 丛枝菌根真菌对植物营养代谢与生长影响的研究进展[J]. 浙江师范大学学报(自然科学版), 2010, **33**(3): 303-309.

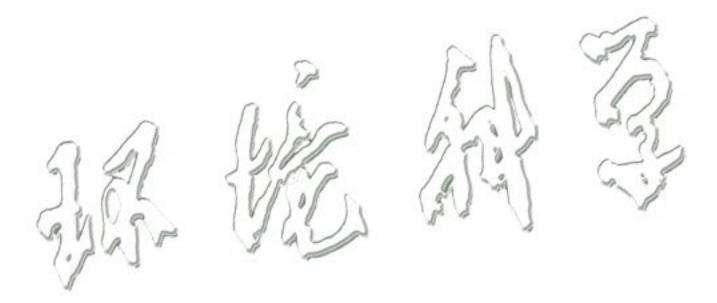
  Ji C L, Tian M, Ma J F, *et al.* Advances in the researches on
  - the effects of arbuscular mycorrhizal fungi on plant nutrition metabolism and growth effects [J]. Journal of Zhejiang Normal University (Natural Sciences), 2010, 33(3): 303-309.
- [31] Miller R M, Jastrow J D. Mycorrhizal fungi influence soil structure [A]. In: Kapulnik Y, Douds D D Jr (Eds.). Arbuscular Mycorrhizas: Physiology and Function [M]. Netherlands: Springer, 2000. 3-18.
- [32] Chen X H, Zhao B. Arbuscular mycorrhizal fungi mediated uptake of nutrient elements by Chinese milk vetch (Astragalus sinicus L.) grown in lanthanum spiked soil [J]. Biology and Fertility of Soils, 2009, 45(6): 675-678.
- [33] Elser J J, Sterner R W, Gorokhova E, et al. Biological stoichiometry from genes to ecosystems [J]. Ecology Letters, 2000, 3(6): 540-550.
- [34] Elser J J, Fagan W F, Denno R F, et al. Nutritional constraints in terrestrial and freshwater food webs [J]. Nature, 2000, 408 (6812): 578-580.
- [35] Koerselman W, Meuleman A F M. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation[J]. Journal of Applied Ecology, 1996, 33(6): 1441-1450.
- [36] Matzek V, Vitousek P M. N; P stoichiometry and protein; RNA ratios in vascular plants; an evaluation of the growth-rate hypothesis [J]. Ecology Letters, 2009, 12(8); 765-771.
- [37] Elser J J, Fagan W F, Kerkhoff A J, et al. Biological stoichiometry of plant production: metabolism, scaling and ecological response to global change [J]. New Phytologist, 2010, 186(3): 593-608.
- [38] Cernusak L A, Winter K, Turner B L. Leaf nitrogen to phosphorus ratios of tropical trees: experimental assessment of physiological and environmental controls [J]. New Phytologist, 2010, 185(3): 770-779.
- [39] He J S, Fang J Y, Wang Z H, et al. Stoichiometry and large-scale patterns of leaf carbon and nitrogen in the grassland biomes of China[J]. Oecologia, 2006, 149(1): 115-122.
- [40] 任书杰,于贵瑞,陶波,等.中国东部南北样带 654 种植物叶片氮和磷的化学计量学特征研究[J].环境科学,2007,28(12):2665-2673.
  - Ren S J, Yu G R, Tao B, *et al.* Leaf nitrogen and phosphorus stoichiometry across 654 terrestrial plant species in NSTEC[J]. Environmental Science, 2007, **28**(12): 2665-2673.
- [41] 刘进法,夏仁学,王明元,等.接种丛枝菌根真菌对枳吸收利用磷酸铝的影响[J].应用生态学报,2008,19(10):2155-2160.
  - Liu J F, Xia R X, Wang M Y, et al. Effects of inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi on AlPO<sub>4</sub> uptake by *Poncirus trifoli*

- $[\,J\,].$  Chinese Journal of Applied Ecology, 2008,  ${\bf 19}\,(\,10\,)\,;$  2155-2160.
- [42] 曾冬萍, 蒋利玲, 曾从盛, 等. 生态化学计量学特征及其应用研究进展[J]. 生态学报, 2013, 33(18): 5484-5492. Zeng D P, Jiang L L, Zeng C S, et al. Reviews on the ecological stoichiometry characteristics and its applications [J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(18): 5484-5492.
- [43] 郭伟, 赵仁鑫, 赵文静, 等. 丛枝菌根真菌对稀土尾矿中大豆生长和稀土元素吸收的影响[J]. 环境科学, 2013, 34 (5): 1915-1921.

  Guo W, Zhao R X, Zhao W J, et al. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on the growth and rare earth elements uptake of soybean grown in rare earth mine tailings[J]. Environmental
- [44] 熊双莲,熊治廷. 镧和铅相互作用对雪菜生长及其镧铅累积的影响[J]. 华中农业大学学报,2007,26(2): 199-202. Xiong S L, Xiong Z T. Interactive effects of La and Pb on plant

Science, 2013, 34(5): 1915-1921.

- growth and bioaccumulation of La and Pb in *Brassica juncea* var. *crispifolia* [J]. Journal of Huazhong Agricultural University, 2007, 26(2); 199-202.
- [45] Shim D, Kim S, Choi Y I, et al. Transgenic popular trees expressing yeast cadmium factor 1 exhibit the characteristics necessary for the phytoremediation of mine tailing soil [J]. Chemosphere, 2013, 90(4): 1478-1486.
- [46] Hildebrandt U, Regvar M, Bothe H. Arbuscular mycorrhiza and heavy metal tolerance [J]. Phytochemistry, 2007, 68(1): 139-146.
- [47] 梁利芳,张丽霞,杨肖伟,等.稀土镧及其配合物对植物铅、镉单一及复合污染的作用[J].广西师范学院学报(自然科学版),2002,**19**(1):69-73.
  - Liang L F, Zhang L X, Yang X W, et al. Study on the effect of rare earth La and its complex to raddish under the stress of Pb and Cd [J]. Journal of Guangxi Teachers College (Natural Science Edition), 2002,  $\mathbf{19}(1)$ : 69-73.



### **HUANJING KEXUE**

Environmental Science (monthly)

Vol. 38 No. 9 Sep. 15, 2017

### **CONTENTS**

Emission Characteristics of Vehicles from National Roads and Provincial Roads in China	WANG Ren-ije. WANG Kun, ZHANG Fan, et al. (3553)
Impact of Gusty Northwesterly Winds on Biological Particles in Winter in Beijing	• • • • • • • • • • • • • • • • • • • •
Characteristics of Particulate Matter and Carbonaceous Species in Ambient Air at Different Air Quality Levels	
Distribution and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Atmospheric Particulate Matter and Dust	
Observational Study of Air Pollution Complex in Nanjing in June 2014	
Distribution Characteristics of Air Pollutants and Aerosol Chemical Components Under Different Weather Conditions in Jiaxing · · ·	
Observations of Reactive Nitrogen and Sulfur Compounds During Haze Episodes Using a Denuder-based System	
Analysis of Anthropogenic Reactive Nitrogen Emissions and Its Features on a Prefecture-level City in Fujian Province	
Levels, Sources, and Health Risk Assessments of Heavy Metals in Indoor Dust in a College in the Pearl River Delta	CAI Yun-mei, HUANG Han-shu, REN Lu-lu, et al. (3620)
Influence of Noble Metal and Promoter Capacity in CDPF on Particulate Matter Emissions of Diesel Bus	
Spatial Distribution, Source and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in the Coastal Sediments of Northern Dongying City	LIU Qun-qun, MENG Fan-ping, WANG Fei-fei, et al. (3635)
Remote Sensing of Chlorophyll-a Concentrations in Lake Hongze Using Long Time Series MERIS Observations	LIU Ge, LI Yun-mei, LÜ Heng, et al. (3645)
Analysis of Spatial Variability of Water Quality and Pollution Sources in Lihe River Watershed, Taihu Lake Basin	
Distribution of Different Phosphorus Species in Water and Sediments from Gaocun to Lijin Reaches of the Yellow River	ZHAO Tun, JIA Yan-xiang, JIANG Bing-qi, et al. (3666)
Characterization of Phosphorus Fractions in the Soil of Water-Level-Fluctuation Zone and Unflooded Bankside in Pengxi River, T	hree Gorges Reservoir ·····
Distribution of n-alkanes from Lake Wanghu Sediments in Relation to Environmental Changes	
Hydrological Performance Assessment of Permeable Parking Lots in High Water Areas	
Analysis of the Characteristics of Groundwater Quality in a Typical Vegetable Field, Northern China	······ YU Jing, YU Min-da, LAN Yan, et al. (3696)
Composition, Evolution, and Complexation of Dissolved Organic Matter with Heavy Metals in Landfills	············· XIAO Xiao, HE Xiao-song, XI Bei-dou, et al. (3705)
Correlations Between Substrate Structure and Microbial Community in Subsurface Flow Constructed Wetlands	LI Zhen-ling, DING Yan-li, BAI Shao-yuan, et al. (3713)
Impact of Talc Ore Mining on Periphyton Community Structure and Water Environment	······· ZANG Xiao-miao, ZHANG Yuan, LIN Jia-ning, et al. (3721)
Physiological Characteristics and Nitrogen and Phosphorus Uptake of Myriophyllum aquaticum Under High Ammonium Conditions	LIU Shao-bo, RAN Bin, ZENG Guan-jun, et al. (3731)
Removal of Algal Organic Matter and Control of Disinfection By-products by Powder Activated Carbon	MIAO Yu, ZHAI Hong-yan, YU Shan-shan, et al. (3738)
Preparation and Pb <sup>2+</sup> Electrosorption Characteristics of Graphene Hydrogels Electrode ·····	WANG Yao, JI Qing-hua, LI Yong-feng, et al. (3747)
Influence of Current Densities on Mineralization of Indole by BDD Electrode	ZHANG Jia-wei, WANG Ting, ZHENG Tong, et al. (3755)
Mechanism of Photochemical Degradation of MC-LR by Pyrite	ZHOU Wei, FANG Yan-fen, ZHANG Yu, et al. (3762)
Enhanced Treatment of Printing and Dyeing Wastewater Using H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -Biochemical Method	YUE Xiu, TANG Jia-li, YU Guang-ping, et al. (3769)
Effects of Influent C/N Ratios on Denitrifying Phosphorus Removal Performance Based on ABR-MBR Combined Process	WU Peng, CHENG Chao-yang, SHEN Yao-liang, et al. (3781)
Start-up of a High Performance Nitrosation Reactor Through Continuous Growth of Aerobic Granular Sludge	······ GAO Jun-jun, QIAN Fei-yue, WANG Jian-fang, et al. (3787)
Activated Sludge Mineralization and Solutions in the Process of Zero-Valent Iron Autotrophic Denitrification	ZHANG Ning-bo, LI Xiang, HUANG Yong, et al. (3793)
Analysis of Respirogram Characteristics of Filamentous Bulking Caused by Low Dissolved Oxygen	
Aerobic Degradation and Microbial Community Succession of Coking Wastewater with Municipal Sludge	
Rapid Culture, Microbial Community Structure, and Diversity of High-Efficiency Denitrifying Bacteria	
Abundance of Cell-associated and Cell-free Antibiotic Resistance Genes in Two Wastewater Treatment Systems	
Effect of Biochar on $\mathrm{CH_4}$ and $\mathrm{N_2O}$ Emissions from Lou Soil $\cdots$	
Spatial Variability of C-to-N Ratio of Farmland Soil in Jiangxi Province	
Influence of Calcium Carbonate and Biochar Addition on Soil Nitrogen Retention in Acidified Vegetable Soil	
Comparison of Soil Hydraulic Characteristics Under the Conditions of Long-term Land Preparation and Natural Slope in Longtan C	Catchment of the Loess Hilly Region
Effects of Organic Carbon Content on the Residue and Migration of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil Profiles	
	······ FEI Jia-jia, ZHANG Zhi-huan, WAN Tian-tian, et al. (3871)
Major Factors Influencing the Cd Content and Seasonal Dynamics in Different Land Cover Soils in a Typical Acid Rain Region	
Application Potential and Assessment of Metallurgical Contaminated Soil After Remediation in Tongguan of Shaanxi	
Effects and Mechanisms of In-situ Cement Solidification/Stabilization on a Pb-, Zn-, and Cd-Contaminated Site at Baiyin, China	
Concentrations and Health Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soils and Vegetables influenced by	Facility Cultivation
Effects of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on the Growth and Uptake of La and Pb by Maize Grown in La and Pb-Contaminated Soil	
Effects of Straw Incorporation on Cadmium Accumulation and Subcellular Distribution in Rice	
Redox Transformation of Arsenic and Antimony in Soils Mediated by Pantoea sp. IMH	
Adsorption Characteristics of Biochar on Heavy Metals (Pb and Zn) in Soil	
Characteristics of Enteromorpha prolifera Biochars and Their Adsorption Performance and Mechanisms for Cr( VI)	
External Phosphorus Adsorption and Immobility with the Addition of Ignited Water Purification Sludge	
Preparation of Adsorption Ceramsite Derived from Sludge Biochar	
Construction of Graphitic Carbon Nitride-Bismuth Oxylodide Layered Heterostructures and Their Photocatalytic Antibacterial Performance of Construction of Graphitic Carbon Nitride-Bismuth Oxylodide Layered Heterostructures and Their Photocatalytic Antibacterial Performance of Carbon Nitride-Bismuth Oxylodide Layered Heterostructures and Their Photocatalytic Antibacterial Performance of Carbon Nitride-Bismuth Oxylodide Layered Heterostructures and Their Photocatalytic Antibacterial Performance of Carbon Nitride-Bismuth Oxylodide Layered Heterostructures and Their Photocatalytic Antibacterial Performance of Carbon Nitride-Bismuth Oxylodide Layered Heterostructures and Their Photocatalytic Antibacterial Performance of Carbon Nitride-Bismuth Oxylodide Layered Heterostructures and Their Photocatalytic Antibacterial Performance of Carbon Nitride-Bismuth Oxylodide Layered Heterostructures and Carbon Nitride-Bismuth Oxylodide	ormance
	HUANG Jian-hui, LIN Wen-ting, XIE Li-yan, et al. (3979)