

ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

生态学报

Acta Ecologica Sinica



第32卷 第7期 Vol.32 No.7 **2012**

中国生态学会
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

(SHENGTAI XUEBAO)

第 32 卷 第 7 期

2012 年 4 月 (半月刊)

目 次

城市生态景观研究的基础理论框架与技术构架	孙然好, 许忠良, 陈利顶, 等 (1979)
拟南芥芥子酸酯对 UV-B 辐射的响应	李 敏, 王 垠, 牟晓飞, 等 (1987)
蛋白核小球藻对 Pb(II) 和 Cd(II) 的生物吸附及其影响因素	姜 晶, 李 亮, 李海鹏, 等 (1995)
梨枣在果实生长期对土壤水势的响应	韩立新, 汪有科, 张琳琳 (2004)
产业生态系统资源代谢分析方法	施晓清, 杨建新, 王如松, 等 (2012)
基于物质流和生态足迹的可持续发展指标体系构建——以安徽省铜陵市为例	 赵卉卉, 王 远, 谷学明, 等 (2025)
河北省县域农田生态系统供给功能的健康评价	白琳红, 王 卫, 张 玉 (2033)
温郁金内生真菌 <i>Chaetomium globosum</i> L18 对植物病原菌的抑菌谱及拮抗机理	 王艳红, 吴晓民, 朱艳萍, 等 (2040)
基于稳定碳同位素技术的华北低丘山区核桃-小麦复合系统种间水分利用研究	 何春霞, 孟 平, 张劲松, 等 (2047)
云贵高原喀斯特坡耕地土壤微生物量 C、N、P 空间分布	张利青, 彭晚霞, 宋同清, 等 (2056)
水稻根系通气组织与根系泌氧及根际硝化作用的关系	李奕林 (2066)
苹果绵蚜对不同苹果品种春梢生长期生理指标的影响	王西存, 于 毅, 周洪旭, 等 (2075)
磷高效转基因大豆对根际微生物群落的影响	金凌波, 周 峰, 姚 涓, 等 (2082)
基于 MODIS-EVI 数据和 Symlet11 小波识别东北地区水稻主要物候期	 徐岩岩, 张佳华, YANG Limin (2091)
基于降水利用比较分析的四川省种植制度优化	王明田, 曲辉辉, 杨晓光, 等 (2099)
气候变暖对东北玉米低温冷害分布规律的影响	高晓容, 王春乙, 张继权 (2110)
施肥对巢湖流域稻季氨挥发损失的影响	朱小红, 马中文, 马友华, 等 (2119)
丛枝菌根真菌对枳根净离子流及锌污染下枳苗矿质营养的影响	肖家欣, 杨 慧, 张绍铃 (2127)
不同 R:FR 值对菊花叶片气孔特征和气孔导度的影响	杨再强, 张 静, 江晓东, 等 (2135)
神农架海拔梯度上 4 种典型森林凋落物现存量及其养分循环动态	刘 蕾, 申国珍, 陈芳清, 等 (2142)
黄土高原刺槐人工林地表凋落物对土壤呼吸的贡献	周小刚, 郭胜利, 车升国, 等 (2150)
贵州雷公山秃杉种群生活史特征与空间分布格局	陈志阳, 杨 宁, 姚先铭, 等 (2158)
LAS 测算森林冠层上方温度结构参数的可行性	郑 宁, 张劲松, 孟 平, 等 (2166)
基于 RS/GIS 的重庆缙云山自然保护区植被及碳储量密度空间分布研究	 徐少君, 曾 波, 苏晓磊, 等 (2174)

模拟氮沉降增加对寒温带针叶林土壤 CO₂ 排放的初期影响 温都如娜,方华军,于贵瑞,等 (2185)

桂江流域附生硅藻群落特征及影响因素..... 邓培雁,雷远达,刘 威,等 (2196)

小浪底水库排沙对黄河鲤鱼的急性胁迫..... 孙麓垠,白音包力皋,牛翠娟,等 (2204)

上海池塘养殖环境成本——基于双边界二分式 CVM 法的实证研究 唐克勇,杨正勇,杨怀宇,等 (2212)

稻纵卷叶螟绒茧蜂对寄主的搜索行为 周 慧,张 扬,吴伟坚 (2223)

农林复合系统中灌木篱墙对异色瓢虫种群分布的影响..... 严 飞,周在豹,王 朔,等 (2230)

苹果脱乙酰几丁质发酵液诱导苹果叶片对斑点落叶病的早期抗性反应.....

..... 王荣娟,姚允聪,戚亚平,等 (2239)

专论与综述

气候变化影响下海岸带脆弱性评估研究进展..... 王 宁,张利权,袁 琳,等 (2248)

外来红树植物无瓣海桑引种及其生态影响 彭友贵,徐正春,刘敏超 (2259)

问题讨论

城市污泥生物好氧发酵对有机污染物的降解及其影响因素..... 余 杰,郑国砥,高 定,等 (2271)

4 种绿化树种盆栽土壤微生物对柴油污染响应及对 PAHs 的修复 闫文德,梁小翠,郑 威,等 (2279)

研究简报

云南会泽铅锌矿废弃矿渣堆常见植物内生真菌多样性..... 李东伟,徐红梅,梅 涛,等 (2288)

南方根结线虫对不同砧木嫁接番茄苗活性氧清除系统的影响 梁 朋,陈振德,罗庆熙 (2294)

期刊基本参数:CN 11-2031/Q * 1981 * m * 16 * 322 * zh * P * ¥ 70.00 * 1510 * 37 * 2012-04



封面图说: 站立的仓鼠——仓鼠为小型啮齿类动物,栖息于荒漠、荒漠草原等地带的洞穴之中。白天他们往往会躲在洞穴中睡觉和休息,以避开天敌的攻击,偶尔也会出来走动,站立起来警惕地四处张望。喜欢把食物藏在腮的两边,然后再走到安全的地方吐出来,由此得仓鼠之名。它们的门齿会不停的生长,所以它们的上下门齿必须不断啃食硬东西来磨牙,一方面避免门齿长得太长,妨碍咀嚼,一方面保持门牙的锐利。仓鼠以杂草种子、昆虫等为食。

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

DOI: 10.5846/stxb201103250383

闫文德, 梁小翠, 郑威, 田大伦, 朱凡, 王光军. 4 种绿化树种盆栽土壤微生物对柴油污染响应及对 PAHs 的修复. 生态学报, 2012, 32(7): 2279-2287.

Yan W D, Liang X C, Zheng W, Tian D L, Zhu F, Wang G J. Remediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) using four greening tree species. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(7): 2279-2287.

4 种绿化树种盆栽土壤微生物对柴油污染 响应及对 PAHs 的修复

闫文德^{1,2,3,*}, 梁小翠^{1,3}, 郑威^{1,3}, 田大伦^{1,2,4}, 朱凡^{1,3}, 王光军^{1,4}

(1. 中南林业科技大学, 长沙 410004; 2. 南方林业生态应用技术国家工程实验室, 长沙 410004;

3. 城市森林生态湖南省重点实验室, 长沙 410004; 4. 湖南会同杉木林生态系统国家野外科学观测研究站, 会同 418307)

摘要: 采用室内盆栽实验, 利用柴油按不同比例混合土壤 0 g/kg (CK), 2 g/kg (L1), 10 g/kg (L2) 和 50 g/kg (L3) 制备了含不同浓度 PAHs 的污染土样, 选择 1 年生樟树 (*Cinnamomum camphora*)、广玉兰 (*Magnolia grandiflora*)、栎树 (*Koelreuteria bipinnata*)、马褂木 (*Liriodendron chinense*) 幼苗为供试植物, 进行了土壤微生物对柴油的响应及对 PAHs 的修复研究。结果表明: (1) 4 个树种土壤微生物区系组成以细菌占优势, 放线菌次之, 真菌最少。(2) 在各测定时间树种间土壤微生物总数对污染处理响应差异较大。栎树各污染处理组土壤微生物总数均高于对照组; 樟树各污染处理土壤微生物在实验前期低于对照; 广玉兰为污染处理组在 4 月份显著低于对照, 而在其他月份多高于对照; 马褂木在 4 月份均低于对照, 其他月份为 L1 处理低于对照, L2、L3 处理高于对照 (1 月 L2 除外)。(3) 4 个树种对照土壤中微生物总数随时间的变化都是从 10 月逐渐增加至翌年 4 月, 然后不断减少至 10 月; 污染处理土壤微生物总数呈现峰值提前或滞后现象, 主要出现在 1 月或 7 月。真菌是控制 PAHs 降解的重要因素。(4) 经过 1a 实验, 各树种 L1、L2 处理土壤中的 PAHs 浓度已与对照土壤相当; L3 处理各树种土壤中 PAHs 含量为马褂木 > 栎树 > 广玉兰 > 樟树。

关键词: 多环芳烃; 土壤微生物; 细菌; 真菌; 放线菌; 柴油; 植物修复

Remediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) using four greening tree species

YAN Wende^{1,2,3,*}, LIANG Xiaocui^{1,3}, ZHENG Wei^{1,3}, TIAN Dalun^{1,2,4}, ZHU Fan^{1,3}, WANG Guangjun^{1,4}

1 Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, China

2 National Engineering Laboratory for Applied Technology of Forestry & Ecology in South China, Changsha 410004, China

3 Key laboratory of Urban Forest Ecology of Hunan Province, Changsha 410004, China

4 Huitong Ecological Station for Chinese Fir Plantation, Huitong 418307, China

Abstract: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are an important group of persistent organic pollutants that are widespread in environment. With rapid growth of population, sustained industrial development and urbanization, PAHs have become a growing concern and received much attention. The reason is that PAHs have toxicity to humans and their possible harmful effect on animals, plants and microbes in aquatic and terrestrial ecosystems. In order to reveal the responses of tree species to PAHs and to examine the remediation methods of diesel-oil contaminated soils using higher plants, a pot experiment was conducted to compare degradation of PAH concentrations in diesel-oil contaminated soils under four tree species, and to investigate how soil microbial flora make contributions on such degradation. One-year old seedlings

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (31070410, 30870455, 30571487, 30771700); 教育部新世纪优秀人才支持计划 (NCET-10-0151)

收稿日期: 2011-03-25; **修订日期:** 2012-02-14

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: csfuywd@hotmail.com

of four tree species, *Cinnamomum camphora*, *Magnolia grandiflora*, *Koelreuteria bipinnat*, and *Liriodendron chinense* were selected and planted in PAH contaminated soils with different diesel-oil (0g/kg (control), 2g/kg (L1), 10g/kg (L2) and 50g/kg soil (L3)). The composition, abundance and dynamics of soil microbes in the four groups of soils were measured to provide theoretic evidences for assessing and selecting tree species for remediation of PAHs contamination. The results showed that (1) bacteria were the most dominant group in soil microbial flora in the four tree species, and accounted for 69.70%—93.87% of the total microorganism. The percentage of bacteria usually increased with increasing of diesel-oil concentration levels. Compared with in control treatments, the proportion of bacteria in soil microorganisms in PAH treatments were inhibited by diesel-oil concentrations, except in soil of *Koelreuteria bipinnat*. Actinomyces accounted for 2.71%—25.29% of total microbeorganisms, and the percentage decreased with the increases of diesel-oil concentrations in all treatments. For *Koelreuteria bipinnat* species, the percentages of Actinomyces in total soil microbial flora were smaller in contaminated treatments than in control. But the situation was opposite for *Cinnamomum camphora* species. The proportion of fungi in total soil microorganisms was 0.88%—5.83%, and the values were relatively promoted in low and medium diesel-oil concentration treated soils. (2) The microorganisms in the studied tree species soils exhibited different seasonal patterns to response to PAHs treatments. In *Koelreuteria bipinnat* soils, the number of total microbes was higher in contaminated treatments than in control; In *Cinnamomum camphora* soils, only at the early stage were the total microbes high in polluted treatments than in control. For *Magnolia grandiflora* species, the abundance of total microorganisms was higher in all diesel-oil treated soils than in control soils for the studied period, except in the month of April, when the number of microbes was higher in control than in other treatment soils. The total microbes were lower in polluted treatments than in control in *Liriodendron chinense* soils in April. But in other months, all treatment soils had higher microbes than in control except in L1 treatment. (3) In control soils, the quantity of total microbes gradually increased at the early stage of the study (from October, 2009), reaching the peaking value in April, 2010, and then decreased until in October, 2010. PAHs contaminations disturbed such dynamic patterns of microbial abundance. The maximum values of total microorganisms in were appeared in January or July in the treatments. It was found that fungi played an important role in controlling the degradation of PAHs in this study. One year later of the treatment, PAHs contents were similar in L1, L2 treatments' soils and in control soils for all four tree species plots. PAHs contents in L3 treatment's soils of each tree species were in the order of *Liriodendron chinense* > *Koelreuteria bipinnat* > *Magnolia grandiflora* > *Cinnamomum camphora*.

Key Words: PAHs; soil microbes; bacteria; fungi; actinomyces; diesel-oil; remediation

多环芳烃属于持久性有机污染物(POPs),难以降解,能在环境中长期停留,具有潜在环境危害^[1],在世界范围受到普遍关注^[2]。中国 PAHs(美国环保局 EPA 优先控制 16 种 PAHs)的排放量约占全球的 22%,居世界第一^[3],而 PAHs 已成为中国最严重的土壤污染物(达到 28 mg/kg 干土)^[4]。土壤中 PAHs 去除最重要的途径是土壤中微生物对 PAHs 的分解代谢。许多研究证明了 PAHs 降解微生物与 PAHs 含量密切关系^[5-7]。然而 PAHs 重度污染土壤会对土壤中微生物群落造成毒害,降低其修复效率^[8],因此许多研究通过向土壤中接种专性降解细菌或真菌,来提高修复效果^[9-10],但此法更适用于较小面积的点污染源,无法应对受到普遍污染的大尺度地域。

植物可以显著的增强微生物对 PAHs 的降解能力^[11-16],主要是通过改善微生物生长条件^[17]、提供营养^[18]、共生代谢作用^[19]等途径,植物本身也可以释放大量降解酶^[20]进入土壤。由于根系的促进作用,植物根系周围土壤中 PAHs 降解菌会出现选择性地增加^[21-24]。植物-微生物的联合降解系统不仅受根际微生物影响,也取决于宿主植物本身特性^[25]。植物物种间根系特征、分泌物组成(如碳源、表面活性剂)的差异会影响微生物的降解、土壤特性和 PAHs 转移^[26],同时植物本身吸收、同化 PAHs 的能力也有所不同^[27],因此,植物的选取成为植物修复的重要因素^[15-16]。

由于工业、交通以及集中的燃煤采暖,城市和工业区及其周边区域土壤中的 PAHs 污染水平高于山区、远郊区^[28],而目前植物-微生物修复 PAHs 污染的研究多见于草本^[15-16,29-32],对木本植物仅集中于柳树等少数树种^[33],当前研究结论难以适用于南方城市土壤污染修复。同时, Gunther 等指出理想的修复植物应具备:根系深,须根系强大;适应性强,生长旺盛,有较大的生物量等特点,所以木本植物拥有成为理想城市污染土壤修复植物的潜力。

本研究选择 4 种南方绿化植物幼苗为对象,研究其根部土壤中微生物数量特征及季节变化规律,并分析了与土壤中 PAHs 的降解率的关系。对筛选 PAHs 污染修复的优良绿化植物具有现实意义,为南方地区城市的绿化和环境保护、城市防污绿化带的营造以及对生态环境中 PAHs 的生态风险评价提供理论依据。

1 实验地概况与实验材料

1.1 实验地概况

实验地在长沙市中南林业科技大学城市生态站温室内,地处东经 112°48',北纬 28°03'。当地年平均气温 16.8℃,极端最高气温 40.6℃,最低气温-12℃。日照时数年均 1677.1 h,属典型的亚热带湿润季风气候。

1.2 实验材料

实验土壤分别采自湖南省株洲市夕阳红苗圃园和中南林业科技大学长沙校区,土壤为 0—20 cm 红壤表土(以 1:1 比例将两处土壤均匀混合,自然风干,过 1 mm 筛,待用。实验采用 4 种南方城市常见的绿化树种,樟树(*Cinnamomum camphora*)、广玉兰(*Magnolia grandiflora*)、栎树(*Koelreuteria bipinnata*)、马褂木(*Liriodendron chinense*),均为 1 年生实生苗。

供试污染物:市售 0 号柴油。将风干过筛后的实验土壤和柴油以 3 个浓度混合:2、10、50 g/kg 土,充分拌匀,放置 48 h 以充分平衡,可得到含不同浓度 PAHs 的土壤:低水平(L1)9.85 mg/kg、中水平(L2)23.59 mg/kg、高水平(L3)47.06 mg/kg,此处 PAHs 指美国环保局(EPA)优先控制的 16 种 PAHs:萘、苊烯、苊、芴、菲、蒽、荧蒽、芘、苯并(a)蒽、屈、苯并(b)荧蒽、苯并(k)荧蒽、苯并芘、茚并(1,2,3-cd)芘、二苯并(a,h)蒽、苯并(ghi)芘。

2 研究方法

将所制备的污染土壤分装到圆形塑料盆($\Phi 35$ cm $\times$ H30 cm)中,移栽生长发育良好且大小均一的 1 年生实生苗木。每个树种每个污染水平下重复 3 株,以原状实验土作为对照(CK)。实验期为 2009 年 10 月至 2010 年 10 月,分别于 2010 年 1 月、4 月、7 月、10 月取样测定土壤 PAHs 含量和微生物数量,取土时分上、中、下 3 层,然后将其混合均匀。实验期间苗木置于温室中培育,开窗对流使温室内外温度基本保持一致,采用自来水供给苗木生长水分需求。各处理土壤的基本理化性质见表 1。

致,采用自来水供给苗木生长水分需求。各处理土壤的基本理化性质见表 1。

土壤中 PAHs(EPA 标准 16 种 PAHs)的含量测定:样品前处理(超声提取、旋转蒸发、柱层析、氮吹),浓缩至 1 mL,用 Agilent 6890GC/5973MS 气质联用仪测定 PAHs 含量。仪器分析 PAHs 的基本参数为:60℃ $\rightarrow$ 15℃/min $\rightarrow$ 100℃(5 min) $\rightarrow$ 8℃/min $\rightarrow$ 210℃(3 min) $\rightarrow$ 2℃/min $\rightarrow$ 290℃(5 min)

色谱柱为 HP-5 毛细管色谱柱 30 m $\times$ 0.25 mm。不分流进样,气化温度 280℃,载气为高纯 He。

土壤 pH 值用 PXS-270 型离子计测定,有机碳采用重铬酸钾氧化法,全氮采用凯氏定氮法,含水量采用烘干法。

土壤微生物数量的测定用稀释平板菌落计数法。细菌采用牛肉膏蛋白胨培养基,真菌采用孟加拉红-马丁氏琼脂培养基,放线菌采用改良高氏一号培养基。细菌、真菌、放线菌均采用混菌法接种,接种后置 28—30℃生化培养箱内培养,分别在 24 h、48 h 及 4—5 d 内检查并进行 CFU(Colony Forming Unit)计数^[34]。菌落

表 1 供试土壤的 pH、碳、氮含量

Table 1 Content of total organic carbon, total nitrogen and pH in studied soils

处理 Treatment	pH	总有机碳 Total organic carbon /(g/kg)	全氮 Total nitrogen /(g/kg)
CK	4.84	17.21	1.33
L1	5.01	19.06	1.35
L2	4.98	23.36	1.29
L3	4.86	46.26	1.16

计数方法见《环境工程微生物检验手册》^[35]。微生物总数为细菌、真菌、放线菌三者数量之和。

实验数据采用 Excel、Origin7.5、SPSS13.0 软件进行作图和分析。不同浓度 PAHs 污染对不同树种各个时期的指标的差异采用 One-way ANOVA 方法检验,相关性分析采用 Pearson correlation sig. (2-tail) 方法分析, $P < 0.05$ 为显著相关, $P < 0.01$ 极显著相关。

3 结果与分析

3.1 污染处理对土壤微生物数量的影响

由图 1 可知,各处理土壤中微生物类群以细菌占优势,占总数的 69.70%—93.87%,所占比例随污染浓度的升高而变化趋势大体表现为增大;与对照处理相比,污染处理对栎树根际土壤中细菌所占比例起促进作用,但对于其他树种则主要为抑制作用。放线菌占微生物总数比例为 2.71%—25.59%,所占比例随污染浓度的升高的变化趋势与细菌相反,大体表现为减小;栎树污染处理中的放线菌所占比例均低于对照,樟树则相反,其他树种为 L1 处理均高于对照, L2、L3 处理低于对照。真菌在土壤微生物中只占 0.88%—5.83%。各树种低、中污染处理均促进了土壤中真菌所占比例的增大,高浓度处理对各树种影响不一致,真菌在低浓度处理中所占比例最大(马褂木除外)。

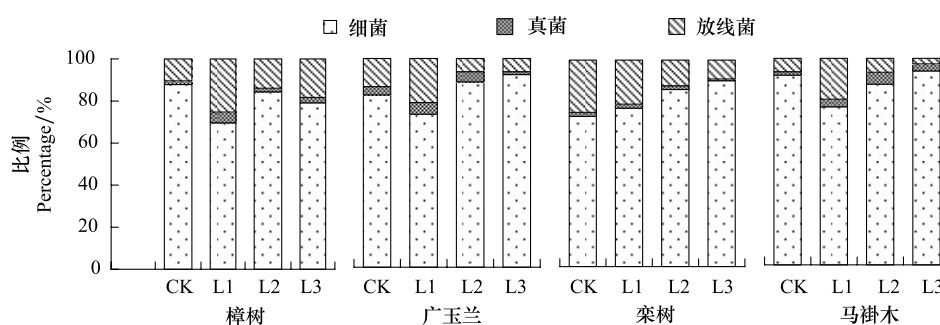


图 1 细菌、真菌和放线菌占土壤微生物总数比例

Fig. 1 Bacteria, fungi and actinomycetes accounted for the proportion of total soil microbial

4 次测定均值

从各季度来看(表 2),不同树种土壤微生物总数对污染处理响应差异较大。樟树各污染处理土壤微生物在 1、4、7 月份均低于对照,而在 10 月份随污染水平的升高而增加。广玉兰污染处理组土壤微生物总数在 4 月份显著低于对照,而在其他月份污染处理多高于对照,但组间无显著差异。栎树各污染处理组土壤微生物总数高于对照组,但组间无显著差异,而在整个研究过程中土壤微生物总数最大值在 L1、L2、L3 组均有出现。马褂木污染处理组土壤微生物总数在 4 月份均低于对照,其他月份为 L1 处理低于对照, L2、L3 组高于对照(1 月 L2 除外)。

如表 2 所示,4 个树种对照组土壤中微生物总数随时间的变化趋势一致,呈单峰型,峰值在 4 月份。但污染处理组土壤微生物总数变化趋势则因树种而不同。樟树、马褂木污染处理组与对照基本一致。广玉兰 L3 处理土壤微生物总数与对照相比峰值提前,出现在 1 月份; L1 处理峰值滞后,出现在 7 月份; L2 处理与对照变化趋势相同。栎树 L1、L3 处理土壤微生物总数变化趋势与对照相同, L2 峰值有滞后现象,出现在 7 月份。

3.2 不同树种土壤中 PAHs 的含量变化

图 2 为 4 种树种土壤中 PAHs 的含量变化情况。可以看出,随着时间的推移,各树种污染处理土壤中 PAHs 浓度均呈现逐渐降低趋势,但各树种情况有所差异。从 2009 年 10 月份实验设置至翌年 1 月份,栎树的 L3 处理 PAHs 浓度已处于较低水平,为 19.28 mg/kg,显著小于其他 3 个树种,马褂木表现较差(41.12 mg/kg); L1 处理各树种土壤中 PAHs 浓度为栎树>樟树>马褂木>广玉兰, L2 处理为樟树>马褂木>广玉兰>栎树;在实验初期阶段,栎树表现出优良的 PAHs 降解能力,对于中、高污染土壤 PAHs 降解尤为明显,但对低浓度污染降解效果不佳;而广玉兰对低、中污染土壤 PAHs 的降解良好,但对高浓度处理 PAHs 降解效果较差。

表 2 各时期不同浓度处理土壤微生物总数 (10⁴ cfu/g)
Table 2 Total microbes in different treated soils at each stage

		CK	L1	L2	L3
樟树	1 月	214.00a	36.53b	27.17b	20.87b
	4 月	432.18a	126.60b	100.35b	83.60b
	7 月	110.25a	49.75a	25.65b	61.72a
	10 月	16.55a	22.60a	35.10a	80.51b
广玉兰	1 月	30.25a	34.03a	27.85a	85.93a
	4 月	245.36a	42.72c	119.63b	59.49c
	7 月	31.61a	59.53a	39.38a	44.07a
	10 月	12.23a	37.16a	10.38a	36.62a
栎树	1 月	27.22a	39.33a	19.48a	32.48a
	4 月	47.83a	148.40a	89.43a	160.68a
	7 月	15.86a	25.31a	94.10a	61.58a
	10 月	21.24a	28.40ab	36.19ab	61.37b
马褂木	1 月	33.64ab	21.64a	29.53ab	35.77b
	4 月	323.75a	116.72ab	58.10b	227.23ab
	7 月	35.07a	33.88a	48.38ab	75.36b
	10 月	28.96a	18.22a	36.90a	46.44a

字母表示同月份处理间是否显著差异,字母相同两者无显著差异,反之则有 ($P<0.05$, one-way ANOVA, LSD)

通过分析翌年 10 月各树种土壤 PAHs 浓度可知,经过 1a 实验,各树种 L1、L2 处理土壤中的 PAHs 浓度已与对照土壤相当,说明低、中处理土壤中 PAHs 已实现完全降解;L3 处理各树种土壤中 PAHs 情况为马褂木>栎树>广玉兰>樟树,樟树土壤中 PAHs 浓度已降至 9.04 mg/kg,虽然樟树组在实验初期土壤中 PAHs 降解速率较低,但在其后时间中均保持了较高的降解速率。

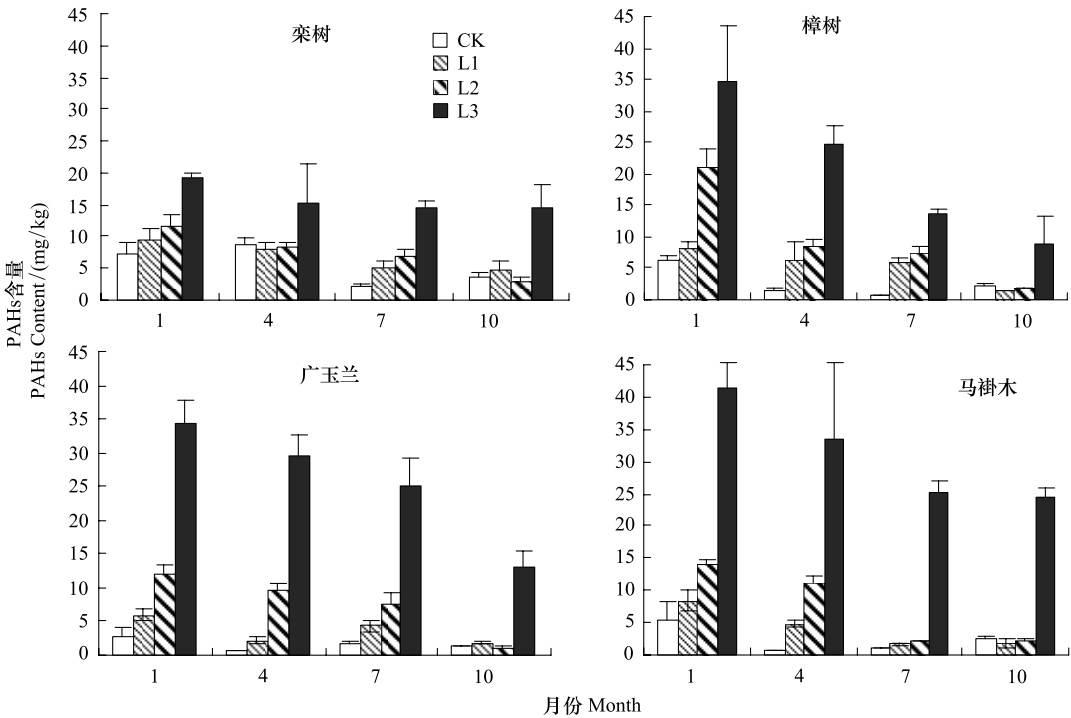


图 2 土壤中 PAHs 含量的变化
Fig. 2 Changes of PAHs content in soils

3.3 土壤微生物与 PAHs 的相关性分析

樟树幼苗土壤中真菌数量与 PAHs 初始浓度极显著负相关(表 3),表明污染初期 PAHs 对樟树土壤中真菌的繁殖产生了一定的抑制作用,但真菌与 PAHs 含量呈显著负相关,则表明在 PAHs 浓度降低过程中,真菌数量在随之增大。广玉兰幼苗土壤情况与樟树相似,PAHs 初始浓度、PAHs 含量与真菌数量显著相关(表 4),放线菌数量与 PAHs 初始浓度极显著负相关,表明在 PAHs 污染初期,真菌、放线菌受 PAHs 抑制作用较强,这与沈国清等^[5]的研究结果是一致的。栎树幼苗土壤微生物数量与 PAHs 之间的相关性不强(表 5)。马褂木幼苗土壤放线菌数量与 PAHs 初始浓度有显著负相关关系(表 6)。上述结果表明在 PAHs 污染初期,放线菌、真菌更易受到抑制,而细菌则受影响较小。

表 3 樟树幼苗土壤微生物和 PAHs 的相关性

Table 3 Correlations between soil microbes and PAHs of *Cinnamomum camphora* seedlings

项目 Item	PAHs 含量 PAHs concentration	PAHs 初始浓度 Initial concentration of PAHs	PAHs 去除率 Removal rate of PAHs	细菌 Bacteria	真菌 Fungi	放线菌 Actinomycetes
PAHs 初始浓度 Initial concentration of PAHs	0.670 **	1				
PAHs 去除率 Removal rate of PAHs	-0.266	0.242	1			
细菌 Bacteria	-0.221	-0.269	-0.193	1		
真菌 Fungi	-0.316 *	-0.405 **	-0.109	0.662 **	1	
放线菌 Actinomycetes	-0.091	-0.170	-0.403 **	0.361 *	0.478 **	1
微生物总数 Total microbe	-0.223	-0.280	-0.232	0.993 **	0.696 **	0.468 **

* * 代表相关性极显著 ($P<0.01$, Pearson Correlation, 2-tailed), * 代表相关性显著 ($P<0.05$, Pearson Correlation, 2-tailed)

表 4 广玉兰幼苗土壤微生物和 PAHs 的相关性

Table 4 Correlations between soil microbes and PAHs of *Magnolia grandiflora* seedlings

项目 Item	PAHs 含量 PAHs concentration	PAHs 初始浓度 Initial concentration of PAHs	PAHs 去除率 Removal rate of PAHs	细菌 Bacteria	真菌 Fungi	放线菌 Actinomycetes
PAHs 初始浓度 Initial concentration of PAHs	0.742 **	1				
PAHs 去除率 Removal rate of PAHs	-0.304	0.174	1			
细菌 Bacteria	0.119	0.025	0.077	1		
真菌 Fungi	-0.339 *	-0.388 *	0.181	0.188	1	
放线菌 Actinomycetes	-0.294	-0.501 **	-0.225	0.219	0.293	1
微生物总数 Total microbe	0.071	-0.042	0.060	0.993 **	0.254	0.321 *

表 5 栎树幼苗土壤微生物和 PAHs 的相关性

Table 5 Correlations between soil microbes, enzymes and PAHs of *Koelreuteria bipinnata* seedlings

项目 Item	PAHs 含量 PAHs concentration	PAHs 初始浓度 Initial concentration of PAHs	PAHs 去除率 Removal rate of PAHs	细菌 Bacteria	真菌 Fungi	放线菌 Actinomycetes
PAHs 初始浓度 Initial concentration of PAHs	0.726 **	1				
PAHs 去除率 Removal rate of PAHs	0.128	0.558 **	1			
细菌 Bacteria	0.244	0.299	0.178	1		
真菌 Fungi	-0.145	-0.131	0.033	0.341 *	1	
放线菌 Actinomycetes	-0.161	-0.170	0.100	0.274	0.640 **	1
微生物总数 Total microbe	0.212	0.264	0.182	0.992 **	0.417 **	0.389 *

表 6 马褂木幼苗土壤微生物和 PAHs 的相关性

Table 6 Correlations between soil microbes, enzymes and PAHs of *Liriodendron chinense* seedlings

项目 Item	PAHs 含量 PAHs concentration	PAHs 初始浓度 Initial concentration of PAHs	PAHs 去除率 Removal rate of PAHs	细菌 Bacteria	真菌 Fungi	放线菌 Actinomycetes
PAHs 初始浓度 Initial concentration of PAHs	0.798 **	1				
PAHs 去除率 Removal rate of PAHs	-0.307	0.074	1			
细菌 Bacteria	0.103	0.099	0.112	1		
真菌 Fungi	0.146	0.244	0.042	0.145	1	
放线菌 Actinomycetes	-0.215	-0.383 *	-0.221	0.015	0.055	1
微生物总数 Total microbe	0.093	0.082	0.098	0.998 **	0.175	0.078

4 讨论

(1) 4 个树种土壤微生物区系组成以细菌占优势,放线菌次之,真菌最少。土壤细菌、真菌、放线菌是土壤生态系统中微生物区系的主要组成成分,但不同植物之间在根系分泌物组成和含量上都存在较大的差异^[36],而且同一植物的分泌物在不同生育期也有变化,因此根区微生物表现出与植物种类、土壤及其他环境条件有关的特异性,并随植物生育期不同而呈现数量和优势种群的交替变化^[37]。在本研究中所有树种各处理土壤中微生物区系组成以细菌最多,放线菌次之,真菌最少。

(2) 4 个绿化树种对照土壤中微生物总数随时间的变化都是从 10 月到翌年 4 月逐渐增加,4 月到 10 月不断减少。污染处理下土壤微生物总数因为树种的差异及 PAHs 污染胁迫等级的不同表现为峰值提前或滞后现象,主要出现在 1 月或 7 月。亚热带地区 4 月份气候湿热,非常利于微生物生长,此时也是植物旺盛生长的季节有利于改善根系周围的土壤环境,促进微生物数量的增加,因此一般土壤中 4 月份微生物数量最多^[15],这与本实验研究结果相同。

研究表明,微生物遭受污染胁迫时其数量和生物量通常会受到抑制^[38-39],随着时间推移,对 PAHs 具有耐受性和降解性能的微生物将会逐渐增多,并对污染进行降解。本研究中,樟树、广玉兰和马褂木 PAHs 处理土壤中微生物总数在实验前期均低于对照,表明污染对微生物存在抑制作用,而栎树则高于对照,原因在于栎树根系能更快的促进土壤微生物种群的变化,使具有 PAHs 降解能力的微生物更快的适应污染并加速其降解过程,翌年 1 月栎树土壤中、高污染处理组中低浓度的 PAHs 也证实此点,表明此时栎树土壤微生物已经适应 PAHs 的初期抑制效应,并利用 PAHs 进行代谢,故 PAHs 处理微生物数量多于对照,而栎树的优良抗污、修复性能在锰矿尾渣废弃地修复中也有很好体现^[40]。

经过 1a 实验期后,在实验初期 PAHs 降解表现较差的樟树、广玉兰组对高污染处理中的 PAHs 降解效果最好,原因可能在于这两种树种对污染的初期适应能力较差,但由于两者均为常绿树种,其在 1a 中多数时间均有较好生长条件,而栎树、马褂木为落叶树种,其生长受季节、温度变化影响较大,所以其降解能力在跨季节时表现较差。

(3) 为了探讨土壤 PAHs 降解的控制因素,对 4 个树种 PAHs 降解率及细菌、真菌、放线菌进行了主成分分析,共获得了 2 个因子,分别解释了 39.17% 和 73.

82% 的变量(表 7)。因子 1 主要是由细菌组成,而 PAHs 降解率在该因子上的得分为负值,显示细菌与 PAHs 降解没有明显的正相关。因子 2 主要是由 PAHs 降解率和真菌组成,这说明真菌是控制 PAHs 降解的一个重

表 7 土壤 PAHs 因子载荷及贡献率

Table 7 The component matrix and cumulative percent of PAHs in soils

项目 Item	因子 Factors	
	1	2
PAHs 降解率 Removal rate of PAHs	-0.789	0.481
细菌 Bacteria	0.853	0.078
真菌 Fungi	0.464	0.600
放线菌 Actinomycetes	-0.038	-0.888
因子贡献率 Factor contribution/%	39.17	73.82

要因素,在分析中还表明放线菌与 PAHs 降解的关系不大。土壤微生物是陆地生态系统中最活跃的成分,是污染物降解的驱动力^[16]。许多细菌、真菌可以降解 PAHs,放线菌则鲜见于报道,本研究中真菌为降解 PAHs 重要因素。PAHs 污染胁迫下,真菌虽然 PAHs 的降解能力,但其数量却没有表现出明显的增加,可能是因为经过适应后,虽然 PAHs 专性降解菌生长会因为大量的碳源得到刺激,但其他菌种会受到污染抑制,导致总数上没有明显增加。

References:

- [1] Maliszewska-Kordybach B. Sources, concentrations fate and effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the environment. Part A: PAHs in air. *Polish Journal of Environmental Studies*, 1999, 8(3): 131-136.
- [2] Ribes A, Grimalt J O, Garcia C J T, Cuevas E. Polycyclic aromatic hydrocarbons in mountain soils of the subtropical Atlantic. *Journal of Environmental Quality*, 2003, 32(3): 977-987.
- [3] Zhang Y X, Tao S. Global atmospheric emission inventory of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for 2004. *Atmospheric Environment*, 2009, 43(4): 812-819.
- [4] Cai Q Y, Mo C H, Wu Q T, Katsoyiannis A, Zeng Q Y. The status of soil contamination by semivolatile organic chemicals (SVOCs) in China: a review. *Science of the Total Environment*, 2008, 389(2/3): 209-224.
- [5] Shen G Q, Lu Y T, Hong J B. Quantitative expression and effect of combined pollution of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons on soil enzyme. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2005, 11(4): 479-482.
- [6] Tian Y, Zheng T L. The application of an overlayer technique in evaluation of Pyrene contaminated sites. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2004, 12(1): 23-25.
- [7] Johnsen A R, Karlson U. PAH degradation capacity of soil microbial communities-does it depend on PAH exposure? *Microbial Ecology*, 2005, 50(4): 488-495.
- [8] Parrish Z D, Banks M K, Schwab A P. Effectiveness of phytoremediation as a secondary treatment for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in composted soil. *International Journal of Phytoremediation*, 2004, 6(2): 119-137.
- [9] Leyval C, Binet P. Effect of polyaromatic hydrocarbons in soil on arbuscular mycorrhizal plants. *Journal of Environmental Quality*, 1998, 27(2): 251-317.
- [10] Huang X D, El-Alawi Y, Penrose D M, Glick B R, Greenberg B M. A multi-process phytoremediation system for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soils. *Environmental Pollution*, 2004, 130(3): 465-476.
- [11] Aprill W, Sims R C. Evaluation of the use of prairie grasses for stimulating polycyclic aromatic hydrocarbon treatment in soil. *Chemosphere*, 1990, 20(1/2): 253-265.
- [12] Liste H H, Alexander M. Rapid screening of plants promoting phenanthrene degradation. *Journal of Environmental Quality*, 1999, 28(4): 1376-1377.
- [13] Liste H H, Felgentreu D. Crop growth, culturable bacteria, and degradation of petrolhydrocarbons (PHCs) in a long-term contaminated field soil. *Applied Soil Ecology*, 2006, 31: 43-52.
- [14] Huesemann M H, Hausmann T S, Fortman T J, Thom R M, Cullinan V. In situ phytoremediation of PAH-and PCB-contaminated marine sediments with eelgrass (*Zostera marina*). *Ecological Engineering*, 2009, 35: 1395-1404.
- [15] Meng L, Qiao M, Arp H P H. Phytoremediation efficiency of a PAH-contaminated industrial soil using ryegrass, white clover, and celery as mono- and mixed cultures. *Journal of Soils and Sediments*, 2011, 11(3): 482-490.
- [16] Wei S, Pan S. Phytoremediation for soils contaminated by phenanthrene and pyrene with multiple plant species. *Journal of Soils and Sediments*, 2010, 10(5): 886-894.
- [17] Adam G, Duncan H J. Effect of diesel fuel on growth of selected plant species. *Environmental Geochemistry and Health*, 1999, 21: 353-357.
- [18] Wang G H, Jin J, Xu M N, Liu X B. Effects of plant, soil and soil management on soil microbial community diversity. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(5): 550-556.
- [19] Chen L G, Ran Y. Recent Advances in phyto-remediation of soil contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Science and Technology*, 2004, 27(5): 99-102.
- [20] Salt D E, Smith R D, Raskin I. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 1998, 49(1): 643-668.
- [21] Parrish Z D, Banks M K, Schwab A P. Effect of root death and decay on dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of yellow sweet clover and tall fescue. *Journal of Environmental Quality*, 2005, 34(1): 207-216.

- [22] Rugh C L, Susilawati E, Kravchenko A N, Thomas J C. Biodegrader metabolic expansion during polyaromatic hydrocarbons rhizoremediation. *Zeitschrift Fur Naturforschung C-A Journal of Biosciences*, 2005, 60(3/4): 331-339.
- [23] Li H, Luo Y M, Song J, Wu L H, Christie P. Degradation of benzo[a]pyrene in an experimentally contaminated paddy soil by vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*). *Environmental Geochemistry and Health*, 2006, 28(1/2): 183-188.
- [24] Muratova A, Hübner T, Tischer S, Turkovskaya O, Möder M, Kusch P. Plant- rhizosphere - microflora association during phytoremediation of PAH-contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation*, 2003, 5(2): 137-151.
- [25] Adam G, Duncan H J. Effect of diesel fuel on growth of selected plant species. *Environmental Geochemistry and Health*, 1999, 21(4): 353-357.
- [26] Mueller K E, Shann J R. PAH dissipation in spiked soil: impacts of bioavailability, microbial activity, and trees. *Chemosphere*, 2006, 64(6): 1006-1014.
- [27] Harvey P J, Campanella B F, Castro P M L, Harms H, Lichtfouse E, Schaffner AR, Smrcek S, Werck-Reichhart D. Phytoremediation of polyaromatic hydrocarbons, anilines and phenols. *Environmental Science and Pollution Research*, 2002, 9(1): 29-47.
- [28] Nadal M, Schuhmacher M, Domingo J L. Levels of PAHs in soil and vegetation samples from Tarragona County, Spain. *Environmental Pollution*, 2004, 132(1): 1-11.
- [29] Liu S L, Luo Y M, Cao Z H, Wu L H, Ding K Q, Christie P. Degradation of benzo[a]pyrene in soil with arbuscular mycorrhizal alfalfa. *Environmental Geochemistry and Health*, 2004, 26(2): 285-293.
- [30] Wei S M, Wu X P, Li R Z. Phytoremediation of organic pollutants. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2006, 22(5): 384-388.
- [31] Binet P, Portal J M, Leyval C. Dissipation of 3—6-ring Polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32: 2011-2017.
- [32] Li H, Luo Y M, Song J, Wu L H, Christie P. Degradation of benzo[a]pyrene in an experimentally contaminated paddy soil by vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*). *Environmental Geochemistry and Health*, 2006, 28: 183-188.
- [33] Patryk Oleszczuk, Stanislaw Baran. Polycyclic aromatic hydrocarbons content in shoots and leaves of willow (*Salix Viminalis*) cultivated on the sewage sludge-amended soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2005, 168: 91-111.
- [34] Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. *Research Method of Soil Microorganism*. Beijing: Science Press, 1985: 44-46.
- [35] Yu Y X, Wu G Q, Meng X T. *Environmental Engineering microbiological testing manual*. Beijing: China Environmental Science Press, 1990: 136-138.
- [36] Hu Y L, Wang S L, Yan S K. Research advances on the factors influencing the activity and community structure of soil microorganism. *Chinese Journal of Soil Science*, 2006, 37(1): 170-176.
- [37] Yang S S, Zhou J C. *Biology of Microorganism*. Beijing: Science Press, 2004: 319-319.
- [38] Yu S, He Z L, Huang C Y. Advances in the research of soil microorganisms and their mediated processes under heavy metal stress. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(4): 618-622.
- [39] Fang C R, Shen D S, He Y H. Effect of metsulfuron on population ecology of rhizospheric microorganisms. *Chinese Journal of Soil Science*, 2003, 34(4): 340-342.
- [40] Fang X, Tian D L, Kang W X. Analysis of potted plant test of plant restoration in the slag wasteland in Xiangtan manganese mine. *Journal of Central South University of Forestry and Technology*, 2007, 27(1): 14-19.

参考文献:

- [5] 沈国清, 陆贻通, 洪静波. 重金属和多环芳烃复合污染对土壤酶活性的影响及定量表征. *应用与环境生物学报*, 2005, 11(4): 479-482.
- [6] 田蕴, 郑天凌. 应用双层平板技术评估海水沉积物中多环芳烃-芘的污染研究. *中国生态农业学报*, 2004, 12(1): 23-25.
- [18] 王光华, 金剑, 徐美娜, 刘晓冰. 植物、土壤及土壤管理对土壤微生物群落结构的影响. *生态学杂志*, 2006, 25(5): 550-556.
- [30] 卫士美, 武小平, 李润植. 有机污染物的植物修复. *中国农学通报*, 2006, 22(5): 384-388.
- [34] 中国科学院南京土壤研究所微生物室. *土壤微生物研究法*. 北京: 科学出版社, 1985: 44-46.
- [35] 俞毓馨, 吴国庆, 孟宪庭. *环境工程微生物检验手册*. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 136-138.
- [36] 胡亚林, 汪思龙, 颜绍馥. 影响土壤微生物活性与群落结构因素研究进展. *土壤通报*, 2006, 37(1): 170-176.
- [37] 杨苏声, 周俊初. *微生物生物学*. 北京: 科学出版社, 2004: 319-319.
- [38] 俞慎, 何振立, 黄昌勇. 重金属胁迫下土壤微生物和微生物过程研究进展. *应用生态学报*, 2003, 14(4): 618-622.
- [39] 方程冉, 沈东升, 贺永华. 有机毒物甲磺隆胁迫下根际微生物种群生态的动态变化研究. *土壤通报*, 2003, 34(4): 340-342.
- [40] 方晰, 田大伦, 康文星. 湘潭锰矿矿渣废弃物地植被修复盆栽试验. *中南林业科技大学学报: 自然科学版*, 2007, 27(1): 14-19.

ACTA ECOLOGICA SINICA Vol. 32, No. 7 April, 2012 (Semimonthly)

CONTENTS

Theoretical framework and key techniques of urban ecological landscape research	SUN Ranhao, XU Zhongliang, CHEN Liding, et al (1979)
Response of sinapate esters in <i>Arabidopsis thaliana</i> to UV-B radiation	LI Min, WANG Yin, MU Xiaofei, et al (1987)
Biosorption of lead (II) and cadmium (II) from aqueous solution by <i>Chlorella pyrenoidsa</i> and its influential factors	JIANG Jing, LI Liang, LI Haipeng, et al (1995)
Response of pear jujube trees on fruit development period to different soil water potential levels	HAN Lixin, WANG Youke, ZHANG Linlin (2004)
An approach for analyzing resources metabolism of industrial ecosystems	SHI Xiaoqing, YANG Jianxin, WANG Rusong, et al (2012)
Establishment of environmental sustainability assessment indicators based on material flow and ecological footprint model in Tongling City of Anhui Province	ZHAO Huihui, WANG Yuan, GU Xueming, et al (2025)
Health status evaluation of the farmland supply function at county level in Hebei Province	BAI Linhong, WANG Wei, ZHANG Yu (2033)
Inhibition effects and mechanisms of the endophytic fungus <i>Chaetomium globosum</i> L18 from <i>Curcuma wenyujin</i>	WANG Yanhong, WU Xiaomin, ZHU Yanping, et al (2040)
Water use of walnut-wheat intercropping system based on stable carbon isotope technique in the low hilly area of North China	HE Chunxia, MENG Ping, ZHANG Jinsong, et al (2047)
Spatial heterogeneity of soil microbial biomass carbon, nitrogen, and phosphorus in sloping farmland in a karst region on the Yunnan-Guizhou Plateau	ZHANG Liqing, PENG Wanxia, SONG Tongqing, et al (2056)
Relationship among rice root aerenchyma, root radial oxygen loss and rhizosphere nitrification	LI Yilin (2066)
Effects of <i>Eriosoma lanigerum</i> (Hausmann) on physiological indices of different apple cultivars	WANG Xicun, YU Yi, ZHOU Hongxu, et al (2075)
Effects of P-efficient transgenic soybean on rhizosphere microbial community	JIN Lingbo, ZHOU Feng, YAO Juan, et al (2082)
Detecting major phenological stages of rice using MODIS-EVI data and Symlet11 wavelet in Northeast China	XU Yanyan, ZHANG Jiahua, YANG Limin (2091)
Cropping system optimization based on the comparative analysis of precipitation utilization in Sichuan Province	WANG Mingtian, QU Huihui, YANG Xiaoguang, et al (2099)
The impacts of global climatic change on chilling damage distributions of maize in Northeast China	GAO Xiaorong, WANG Chunyi, ZHANG Jiquan (2110)
Effect of fertilization on ammonia volatilization from paddy fields in Chao Lake Basin	ZHU Xiaohong, MA Zhongwen, MA Youhua, et al (2119)
Effects of arbuscular mycorrhizal fungus on net ion fluxes in the roots of trifoliate orange (<i>Poncirus trifoliata</i>) and mineral nutrition in seedlings under zinc contamination	XIAO Jiaxin, YANG Hui, ZHANG Shaoling (2127)
The effect of red:far red ratio on the stomata characters and stomata conductance of <i>Chrysanthemum</i> leaves	YANG Zaiqiang, ZHANG Jing, JIANG Xiaodong, et al (2135)
Dynamic characteristics of litterfall and nutrient return of four typical forests along the altitudinal gradients in Mt. Shennongjia, China	LIU Lei, SHEN Guozhen, CHEN Fangqing, et al (2142)
Aboveground litter contribution to soil respiration in a black locust plantation in the Loess Plateau	ZHOU Xiaogang, GUO Shenli, CHE Shengguo, et al (2150)
Life history and spatial distribution of a <i>Taiwania flousiana</i> population in Leigong Mountain, Guizhou Province, China	CHEN Zhiyang, YANG Ning, YAO Xianming, et al (2158)
The feasibility of using LAS measurements of the turbulence structure parameters of temperature above a forest canopy	ZHENG Ning, ZHANG Jinsong, MENG Ping, et al (2166)
Spatial distribution of vegetation and carbon density in Jinyun Mountain Nature Reserve based on RS/GIS	XU Shaojun, ZENG Bo, SU Xiaolei, et al (2174)
Early nitrogen deposition effects on CO ₂ efflux from a cold-temperate coniferous forest soil	WENDU Runa, FANG Huajun, YU Guirui, et al (2185)
Epilithic diatom assemblages distribution in Gui River basin, in relation to chemical and physiographical factors	DENG Peiyan, LEI Yuanda, LIU Wei, et al (2196)
Acute stress caused by sand discharging on Yellow River Carp (<i>Cyprinus carpio</i>) in Xiaolangdi Reservoir	SUN Luyin, Baiyinbaoligao, NIU Cuijuan, et al (2204)
Environmental cost of pond aquaculture in Shanghai: an empirical analysis based on double-bounded dichotomous CVM method	TANG Keyong, YANG Zhengyong, YANG Huaiyu, et al (2212)
Host searching behaviour of <i>Apanteles cypris</i> Nixon (Hymenoptera: Braconidae) ...	ZHOU Hui, ZHANG Yang, WU Weijian (2223)
The effect of hedgerows on the distribution of <i>Harmonia axyridis</i> Pallas in agroforestry systems	YAN Fei, ZHOU Zaibao, WANG Shuo, et al (2230)
Induction of early resistance response to <i>Alternaria alternata</i> f. sp. <i>mali</i> in apple leaves with apple and chitosan fermentation broth ...	WANG Rongjuan, YAO Yuncong, QI Yaping, et al (2239)
Review and Monograph	
Research into vulnerability assessment for coastal zones in the context of climate change	WANG Ning, ZHANG Liquan, YUAN Lin, et al (2248)
Introduction and ecological effects of an exotic mangrove species <i>Sonneratia apetala</i>	PENG Yougui, XU Zhengchun, LIU Minchao (2259)
Discussion	
Degradation of organic contaminants with biological aerobic fermentation in sewage sludge dewatering and its influencing factors	YU Jie, ZHENG Guodi, GAO Ding, et al (2271)
Remediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) using four greening tree species	YAN Wende, LIANG Xiaocui, ZHENG Wei, et al (2279)
Scientific Note	
Diversity of endophytic fungi from six dominant plant species in a Pb-Zn mine wasteland in China	LI Dongwei, XU Hongmei, MEI Tao, et al (2288)
Effects of <i>Meloidogyne incognita</i> on scavenging system of reactive oxygen species in tomato seedlings grafted with different rootstocks ...	LIANG Peng, CHEN Zhende, LUO Qingxi (2294)

《生态学报》2012 年征订启事

《生态学报》是中国生态学学会主办的自然科学高级学术期刊,创刊于 1981 年。主要报道生态学研究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;新书评介和学术、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,280 页,国内定价 70 元/册,全年定价 1680 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

编辑部主任 孔红梅 执行编辑 刘天星 段 靖

生 态 学 报

(SHENGTAI XUEBAO)

(半月刊 1981 年 3 月创刊)

第 32 卷 第 7 期 (2012 年 4 月)

ACTA ECOLOGICA SINICA

(Semimonthly, Started in 1981)

Vol. 32 No. 7 2012

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	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
主 编	冯宗炜	Editor-in-chief	FENG Zong-Wei
主 管	中国科学技术协会	Supervised by	China Association for Science and Technology
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	Sponsored by	Ecological Society of China Research Center for Eco-environmental Sciences, CAS Add:18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China
出 版	科 学 出 版 社 地址:北京东黄城根北街 16 号 邮政编码:100071	Published by	Science Press Add:16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷	北京北林印刷厂	Printed by	Beijing Bei Lin Printing House, Beijing 100083, China
发 行	科 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	Distributed by	Science Press Add:16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China Tel:(010)64034563 E-mail:journal@cspg.net
订 购	全国各地邮局	Domestic	All Local Post Offices in China
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	Foreign	China International Book Trading Corporation Add:P. O. Box 399 Beijing 100044, China
广告经营 许 可 证	京海工商广字第 8013 号		



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 70.00 元