

文章编号:1000-5641(2009)02-0050-11

重金属污染下台湾相思和尾叶桉根区 土壤微生物群落多样性

康敏明^{1,2}, 陈红跃², 陈传国³, 达良俊¹, 吴启堂⁴, 何淑琼⁵

(1. 华东师范大学 环境科学系, 上海 200062; 2. 华南农业大学 林学院, 广州 510642;

3. 广东省林业调查规划院, 广州 510520; 4. 华南农业大学 资源与环境学院,

广州 510642; 5. 广州市黄埔区农林水利局, 广州 510700)

摘要: 利用 BIOLOG 微平板技术对广州市黄埔区龟山重金属污染下台湾相思(*Acacia confusa*)和尾叶桉(*Eucalyptus urophylla*)根区土壤微生物群落多样性进行了研究. 结果表明, 广州市黄埔区龟山土壤重金属污染严重, 其中全 Cd 和全 Zn 含量大大超出广州市背景值, 并对微生物群落产生最大负效应. 土壤环境的恶化导致细菌数量减少, 微生物代谢活性滞后, 对酯类和氨基酸类碳源利用低, 多样性指数降低. 黄埔区台湾相思和尾叶桉根区土壤细菌数量和微生物多样性显著高于裸地. 由于重金属污染对根区土壤的影响较大, 台湾相思和尾叶桉根区土壤的细菌数量、微生物碳源利用类型以及群落多样性指数均无显著差异. 然而, 台湾相思根区土壤微生物的代谢活性随着培养时间的延长, 呈迅速上升趋势, 并较其他供试土壤具有更高的代谢能力; 另外, 台湾相思不仅可以稳定土壤中的 Cu 和 Pb, 还能吸收 Cd 和 Zn, 并且其固氮能力能有效增加土壤养分含量, 对土壤条件进行改良, 也是广州市常用的造林先锋树种, 适合作为广州市黄埔区重金属污染地植被重建材料.

关键词: 重金属污染; 根区土壤; 微生物群落多样性; 台湾相思; 尾叶桉

中图分类号: X171.5 **文献标识码:** A

Microbial diversity in root zone soils of *Acacia confusa* and *Eucalyptus urophylla* polluted by heavy metals

KANG Min-ming^{1,2}, CHEN Hong-yue², CHEN Chuan-guo³,

DA Liang-jun¹, WU Qi-tang⁴, HE Shu-qiong⁵

(1. Department of Environment Science, East China Normal University, Shanghai 200062, China; 2. College of Forestry, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China; 3. Academy of Forestry Survey and Planning of Guangdong Province, Guangzhou 510520, China; 4. College of Environment and Resources Sciences, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China; 5. Guangzhou Huangpu Agriculture, Forestry and Water Conservancy Bureau, Guangzhou 510700, China)

Abstract: Using BIOLOG microplate technique, the microbial diversity in root zone soils of

收稿日期:2008-07

基金项目:“黄埔区龟山植被恢复样地试验”项目(4400-H06079)

第一作者:康敏明,女,博士研究生. E-mail:minmingkang@163.com.

通讯作者:陈红跃,男,教授,研究方向为森林培育学及污染生态学. E-mail:chenyue@scau.edu.cn.

Acacia confusa and *Eucalyptus urophylla* polluted by heavy metals in Guishan of Huangpu area (Guangzhou) were studied. The results show that the soil of Guishan in Huangpu area is mainly polluted by total Cd and Zn, which have the badly negative influence on soil microbial community. The worse soil condition reduces bacterial amounts, delays microbial metabolic activity, lowers microbial carbohydrates and amino acids utilization and reduces microbial diversity indexes. Bacterial amounts and Microbial diversity in root zone soils are higher than soils without plant. However, because of the heavy metal pollution in Huangpu area, the bacterial amounts, microbial substrate utilization patterns and diversity indexes in the root zone soils of *Acacia confusa* show no significant difference with that of *Eucalyptus urophylla*. While, at the late stage of incubation, microbial metabolic activity in the root zone soils of *Acacia confusa* increases sharply and has higher metabolic capability than other soil samples. Moreover, *Acacia confusa* can not only stabilize the Cu and Pb in soil, but also absorb Cd and Zn. And its nitrogen fixation can enhance soil nutrients. Therefore, *Acacia confusa*, a popular pioneer tree in Guangzhou, is suitable for the vegetation rebuilding in the heavy metals polluted site in Huangpu area, Guangzhou.

Key words: heavy metal pollution; root zone soil; microbial community diversity; *Acacia confusa*; *Eucalyptus urophylla*

0 引 言

严重的重金属污染是工业化进程中城市土壤的一重要特征,城市土壤重金属污染问题受到越来越多的重视^[1].国内研究集中于城市土壤重金属元素的含量、分布、结合形态及评价等方面,对土壤微生物学特性研究较少^[2-4].土壤微生物是土壤环境的重要组分,土壤微生物群落多样性能敏感地反映生态环境胁迫等的影响,可揭示土壤中微生物种类和功能的差异^[5,6].以 BIOLOG 微平板碳源利用为基础的定量分析能简单、快速反映微生物群落功能和结构多样性的变化情况,被广泛应用于评价土壤微生物群落多样性^[7,8].

广州作为我国重要的工业城市之一,由于多年来粗放型的增长方式和畸形的工业化进程,造成了城市土壤不同程度的污染.黄埔工业区位于广州市东部珠江沿岸,珠江三角洲北缘,西邻天河区,北靠白云区,东接增城市,南与番禺区隔江相望,是广州市重工业和化工业所在地.其东南部的龟山(约65.3 hm²)由于长期受硫酸厂、化工厂排放物的影响,森林植被受到不同程度的破坏,人工植被只剩下少量台湾相思林(*Acacia confusa*)和尾叶桉林(*Eucalyptus urophylla*).水土流失严重,表土丧失,板结化明显,土壤环境质量大大下降.本文拟采用 BIOLOG 微平板技术,对黄埔龟山污染区和华南农业大学树木园清洁区台湾相思和尾叶桉根区土壤微生物群落多样性进行研究,旨在揭示广州市工业区重金属污染对土壤微生物群落多样性的影响,并为广州黄埔区工业污染下城市林地建设与管理提供参考.

1 材料与方 法

1.1 研究地概况

广州市处于北回归线以南,面临南海,属南亚热带季风气候,年平均气温21~22℃,最冷月(1月)平均气温13℃左右,最热月(7月)平均气温29℃左右.年平均降水量

1 670 mm,一般4-9月为多雨期,10月至翌年3月为旱季.地貌类型为缓坡低丘,土壤为花岗岩赤红壤.

调查地分两个地点.一是位于广州市黄埔工业区东南部的龟山,另外选择离黄埔区污染源在20 km左右,周围无工厂污染源的天河区华南农业大学树木园作为对照清洁区,其土壤作为相应清洁对照土壤.

1.2 样品采集与处理

选择台湾相思(10年)和尾叶桉(15年)为研究树种,调查点基本情况见表1.

表1 调查点基本情况

Tab.1 Characteristics of the plots for collecting soil samples

土样号	调查区	采样点	坡度	坡向	坡位
HPT	黄埔龟山,距离厂区500 m范围内的迎面山坡	台湾相思根区	10°	南偏东 85°	中部
HPW		尾叶桉根区	10°	北	中上部
HPO		裸露地	10°	南偏东 25°	中部
CKT	华南农业大学树木园	台湾相思根区	5°	南偏东 50°	中部
CKW		尾叶桉根区	5°	北偏东 20°	中上部

2005年12月7日,在上述各调查点,每树种选择6株标准木,分别在其根区(距树干0.5 m)的0~20 cm土层范围内采集土壤样品,每株树在上坡和下坡方向各采集1个土样,每两株树的土样混合成1个样品,因而每树种的6株标准木共得3个土壤样品.另在黄埔区龟山调查区无植被的裸露地随机采集6个土样,两两混合成3个土壤混合样品.土壤装入无菌封口袋内,带回实验室.将一部分新鲜土壤研磨过2 mm尼龙网筛,调节土壤水分至田间持水量的45%左右,装入无菌封口袋,置于4℃冰箱内保存以供土壤微生物指标分析.另一部分土壤于室内自然风干,研磨、过筛(2 mm孔径),供土壤重金属含量分析.

1.3 测定方法

用pH计测土壤pH值(水:土=2.5:1.0);有机质用重铬酸钾容量法测定;全N用半微量凯氏法测定;有效N用碱解扩散法测定^[9].

采用王水—高氯酸消化、原子吸收分光光度法测定供试土壤样品的Cu,Zn,Pb,Cd含量;相对应的有效态重金属含量则采用25℃下0.1 mol·L⁻¹的HCl提取(液:土=5:1),在磁力搅拌器上搅拌2 h,离心机分离后,过滤,制成待测液,再用原子吸收分光光度法测定^[10].

细菌数量的测定采用牛肉膏-蛋白胨培养基培养,平板涂抹法计数^[11].

微生物群落多样性类型采用ECO微平板(Biolog公司),每个样品测试31种碳源,应用BIOLÓG方法进行测定^[12].每个样品3个重复.将接种好的平板于28℃培养,每隔24 h用590 nm波长,在F039300读数器(TECAN公司)上读数,培养时间共为168 h.

1.4 数据处理方法

土壤微生物群落BIOLÓG微平板的每孔颜色平均变化率(Average well color development, AWCD)表示土壤微生物代谢能力的高低,是反映土壤微生物群落多样性的一个重要指标^[6].Garland等^[12]认为,土壤微生物群落BIOLÓG微平板反应速度和最终能达到的程度与群落内能利用单一碳底物的微生物数目和种类相关,从而可以反映其土壤微生物群落

组成上的差异. AWCD值的计算方法为^[12]: AWCD值 = $\sum(C-R)/31$, 式中 C 为各反应孔在 590 nm 下的吸光值, R 为对照孔 A1 的吸光值.

土壤微生物在 BIOLOG ECO 板上培养 72 h 时, 利用碳源的能力比较稳定, 故以此时各样品的每孔相对吸光值 ($C-R$) 进行碳源利用类型的主成分分析, 并计算微生物群落多样性指数. 土壤微生物群落多样性指数包括丰富度 (S)、Shannon 多样性指数和 Shannon 均匀度. 丰富度 (S) 用微平板颜色变化孔的数目代表; Shannon 多样性指数计算方法为: $H = -\sum p_i \ln p_i$, 其中 p_i 为第 i 孔相对吸光值 ($C-R$) 与整个平板相对吸光值总和的比率; Shannon 均匀度计算方法为 $E = H/\ln S$, S 为颜色变化的孔的数目, 即丰富度^[13,14].

利用 Duncan 检验对各项数据进行多重比较, 并对所有供试土壤的养分、重金属含量、细菌数量以及微生物群落多样性各指标 (72 h 时的 AWCD 值、丰富度 (S)、Shannon 多样性指数和 Shannon 均匀度) 进行相关性分析. 试验数据分析均采用 SAS(V 8.0) 统计软件.

2 结果与分析

2.1 土壤养分及重金属含量

由表 2 可知, 黄埔区较对照土壤 pH 值有所下降, 而有机质、全氮和有效氮含量显著低于对照. 黄埔区台湾相思根区土壤养分含量高于尾叶桉, 黄埔区裸地土壤养分含量最低.

表 2 土壤养分及重金属含量

Tab. 2 Nutrients and Heavy metal contents of soil sample

土样号	HPT	HPW	HPO	CKT	CKW	背景值 ^[15]	
pH(H ₂ O)	4.30 ± 0.01 ^E	5.06 ± 0.01 ^B	4.63 ± 0.01 ^D	5.76 ± 0.01 ^A	4.80 ± 0.01 ^C		
有机质/(g · kg ⁻¹)	30.00 ± 0.07 ^C	26.65 ± 0.05 ^D	21.00 ± 0.08 ^E	46.32 ± 0.09 ^B	109.03 ± 0.38 ^A		
全氮/(g · kg ⁻¹)	1.14 ± 0.01 ^C	0.97 ± 0.00 ^D	0.61 ± 0.01 ^E	2.15 ± 0.02 ^B	3.14 ± 0.01 ^A		
有效氮/(mg · kg ⁻¹)	74.42 ± 0.23 ^C	70.88 ± 0.45 ^D	46.86 ± 0.23 ^E	146.77 ± 0.71 ^B	216.30 ± 1.59 ^A		
重金属 全量/ (mg · kg ⁻¹)	Cu	25.93 ± 0.07 ^B	35.90 ± 0.04 ^A	21.93 ± 0.18 ^C	8.62 ± 0.11 ^E	10.94 ± 0.19 ^D	21.8
	Zn	308.67 ± 1.31 ^C	653.03 ± 2.65 ^A	505.63 ± 6.82 ^B	58.82 ± 0.27 ^E	78.74 ± 0.43 ^D	62
	Pb	184.33 ± 2.53 ^B	198.13 ± 2.98 ^A	126.33 ± 3.72 ^C	45.40 ± 0.37 ^D	34.01 ± 0.16 ^E	47.1
	Cd	3.66 ± 0.01 ^C	7.13 ± 0.06 ^A	6.15 ± 0.15 ^B	0.15 ± 0.00 ^E	0.18 ± 0.00 ^D	0.144
有效态重 金属含量/ (mg · kg ⁻¹)	Cu	6.31 ± 0.01 ^B	13.03 ± 0.09 ^A	6.30 ± 0.06 ^B	0.87 ± 0.01 ^D	1.73 ± 0.02 ^C	
	Zn	23.17 ± 0.15 ^C	173.90 ± 0.73 ^A	156.97 ± 0.69 ^B	8.49 ± 0.07 ^D	23.02 ± 0.11 ^C	
	Pb	58.81 ± 0.09 ^B	115.50 ± 0.53 ^A	38.19 ± 0.18 ^C	8.09 ± 0.02 ^E	10.06 ± 0.09 ^D	
	Cd	0.34 ± 0.00 ^C	2.36 ± 0.01 ^A	1.85 ± 0.00 ^B	0.09 ± 0.00 ^E	0.13 ± 0.01 ^D	

注: 字母不相同的数据(平均值 ± 标准误)表示它们之间差异显著 ($P < 0.05$)

黄埔区土壤重金属含量显著高于对照区, Cu, Zn, Pb 和 Cd 的平均含量分别是广州市背景值的 1.3, 7.9, 3.6 和 39.2 倍. 对照区 Cd 含量和 CKW 的 Zn 含量略高于广州市背景值. HPW 重金属含量, HPT Cu 和 Pb 全量以及有效态含量高于 HPO, 而 HPT Zn 和 Cd 全量及有效态积累量低于 HPO. 总体上, 两调查区中台湾相思根区土壤重金属含量均低于尾叶桉.

2.2 土壤细菌数量

黄埔区单位质量干土中的土壤细菌数量显著低于对照区(见表3),不同调查区台湾相思根区土壤细菌数量均高于尾叶桉.其中对照区台湾相思细菌数量最多,而黄埔区裸地细菌数量最少.

2.3 土壤微生物群落多样性

2.3.1 BIOLOG ECO 微平板平均颜色变化率(AWCD)

由土壤微生物群落培育过程中 AWCD 值变化曲线可知(见图1),不同调查区土壤微生物群落 AWCD 值变化趋势具有显著差异.在0~24 h 间各样品 AWCD 值都很小,此时碳源基本上未被利用.对照区土壤微生物群落 AWCD 值从24 h 开始明显升高,代谢活性显著大于黄埔区,并于144 h 达到最高值,之后开始下降.黄埔区土壤在48 h 后,代谢剖面才具有明显升高的趋势.

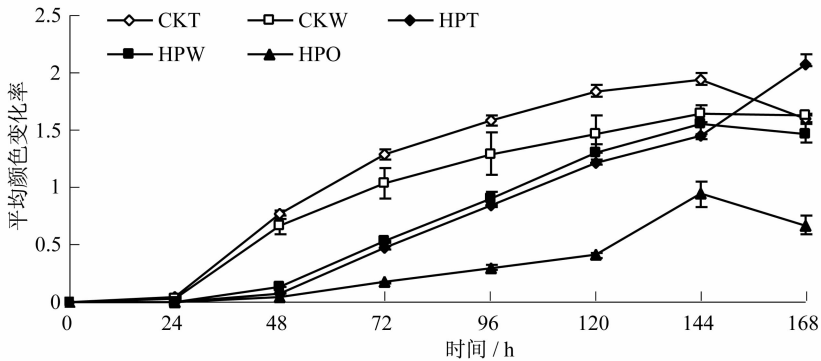


图1 供试土壤微生物群落温育过程中 AWCD 值的变化(平均值 ± 标准误)

Fig. 1 Variation in AWCD over time in ECO plates (mean value ± standard error)

不同树种根区土壤微生物代谢活性也具有显著差异. CKT 土壤微生物活性显著高于 CKW; HPT 和 HPW 根区土壤微生物活性在0~144 h 间变化趋势相同, HPT 代谢活性略比 HPW 低,但144 h 后 HPT 代谢活性呈迅速上升趋势. 黄埔区裸地土壤微生物的代谢活性远低于植被覆盖区域.

2.3.2 土壤碳源利用类型的主成分分析

根据主成分分析的结果,第一主成分的方差贡献率为56.66%,是最重要的主成分;第二主成分的方差贡献率为13.51%,是仅次于第一主成分的重要主成分;第一和第二主成分累计方差贡献为70.17%,只需要保留前两个主成分即足以代表原变量的大部分信息.表4分别列出与第一主成分和第二主成分具有较高相关系数的各种碳源及其因子载荷量.对主成分1和主成分2起分异作用的主要碳源分别是酯类和羧酸类.

从主成分分析的平面坐标系上的散点图(见图2)可看出,不同调查区土壤微生物群落利用碳源的方式具有明显的空间分异,对照区土壤位于 PC1 的正端,CKT 和 CKW 分别位于 PC2 的正端和负端;而黄埔区土壤均位于 PC1 的负端, HPO 位于 PC2 的正端, HPT 和

表3 供试土壤的细菌数量

Tab. 3 Bacterial amounts of tested soil samples

土样号	细菌数量/(10 ⁵ cfu · g ⁻¹)
HPT	342.32 ± 15.85 ^{BC}
HPW	137.11 ± 5.86 ^C
HPO	12.83 ± 0.59 ^C
CKT	3 602.62 ± 274.74 ^A
CKW	738.12 ± 70.78 ^B

注:字母不相同的数据(平均值 ± 标准误)表示它们之间差异显著(P < 0.05)

HPW 位于 PC2 的负端.

表 4 与 PC1 和 PC2 相关显著的主要培养基

Tab. 4 Main substrates with high correlation coefficients to PC1 and PC2 of diversity patterns

PC1	<i>r</i>	PC2	<i>r</i>
糖类		糖类	
β-甲基-D-葡萄糖苷	0.247	α-D-乳糖	0.252
D-木糖	0.324	羧酸类	
i-赤藻糖醇	0.224	4-羟基苯甲酸	0.414
N-乙酰基-D-葡萄糖胺	0.275	D-半乳糖醛酸	-0.262
D-纤维二糖	0.323	D-葡萄糖胺	-0.428
羧酸类		衣糖酸	0.377
D-半乳糖内酯	0.239	聚合物	
氨基酸类		吐温 80	0.215
L-天冬酰胺酸	0.236		
L-丝氨酸	0.240		
胺类			
腐胺	0.253		
其他类			
葡萄糖-1-磷酸盐	0.296		

注:选择因子载荷量 $r < -0.2$ 或 $r > 0.2$ 的数据列于表中

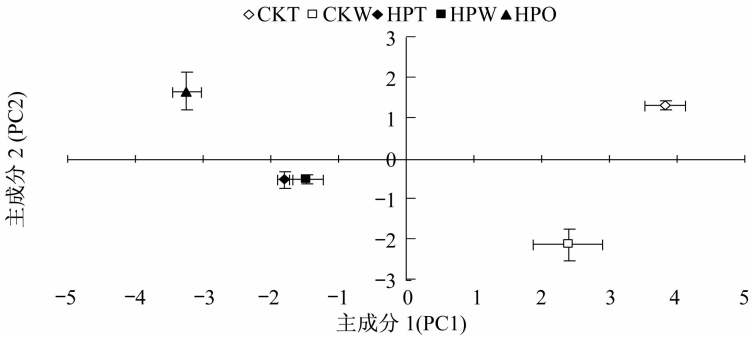


图 2 土壤微生物碳源利用类型的主成分分析(平均值 ± 标准误差)

Fig. 2 PC scores for substrate utilization data at 72 h (mean value ± standard error)

2.3.3 土壤微生物群落多样性指数

从表 5 可知,对照区土壤微生物丰富度和 Shannon 多样性指数均显著高于黄埔区. 黄埔区的裸地土壤微生物群落丰富度指数以及 Shannon 指数显著低于植物根区,但其 Shannon 均匀度较高. 各调查区内,不同植物根区土壤微生物多样性指数间无显著差异.

2.4 土壤养分、重金属含量与微生物群落多样性相关性分析

土壤养分、重金属含量与微生物群落多样性相关性分析表明(见表 6),土壤有机质、全氮、有效氮和重金属含量间存在显著负相关. 土壤 pH、有机质、全氮和有效氮与土壤细菌数量、微生物群落多样性各指标之间存在正相关性,而土壤重金属含量与细菌数量、微生物群落多样性各指标之间存在显著负相关性. 土壤养分对土壤细菌数量、微生物群落丰富度指数以及 Shannon 多样性指数的正效应大于土壤重金属含量对这些指标的负效应. 而土壤重金

属含量对 AWCD(72 h)和 Shannon 均匀度的负效应则大于土壤养分对其的正效应。

表 5 土壤微生物群落多样性指数

Tab. 5 Diversity indices of soil microbial communities

土样号	丰富度指数	Shannon 多样性指数	Shannon 均匀度
HPT	14 ± 1 ^B	2.563 ± 0.043 ^B	0.972 ± 0.003 ^{AB}
HPW	15 ± 1 ^B	2.635 ± 0.077 ^B	0.968 ± 0.001 ^B
HPO	5 ± 0 ^C	1.650 ± 0.055 ^C	0.977 ± 0.005 ^A
CKT	23 ± 1 ^A	3.087 ± 0.026 ^A	0.980 ± 0.001 ^A
CKW	21 ± 2 ^A	2.965 ± 0.153 ^A	0.977 ± 0.004 ^A

注:字母不相同的数据(平均值 ± 标准误)表示它们之间差异显著($P < 0.05$)

表 6 土壤性质与微生物群落多样性相关性分析

Tab. 6 The relationships between soil characteristics and microbial community functional diversity

	pH	有机质	全氮	有效氮	细菌数量	AWCD (72 h)	丰富度指数	Shannon 多样性指数	Shannon 均匀度
pH	-	-	-	-	0.839**	0.724**	0.614*	0.531*	0.314
有机质	-	-	-	-	0.166	0.626*	0.602*	0.567*	0.297
全氮	-	-	-	-	0.455	0.832**	0.792**	0.747**	0.391
有效氮	-	-	-	-	0.444	0.826**	0.782**	0.734**	0.391
全 Cu	-0.425	-0.635*	-0.756**	-0.750**	-0.690**	-0.734**	-0.522*	-0.402	-0.728**
全 Zn	-0.332	-0.695**	-0.839**	-0.820**	-0.684**	-0.811**	-0.702**	-0.638*	-0.601*
全 Pb	-0.497	-0.738**	-0.823**	-0.829**	-0.625*	-0.760**	-0.552*	-0.423	-0.661**
全 Cd	-0.388	-0.741**	-0.887**	-0.870**	-0.696**	-0.861**	-0.767**	-0.706**	-0.572*
有效 Cu	-0.292	-0.598*	-0.715**	-0.701**	-0.645**	-0.675**	-0.482	-0.376	-0.710**
有效 Zn	-0.153	-0.549*	-0.705**	-0.672**	-0.594*	-0.698**	-0.678**	-0.668**	-0.433
有效 Pb	-0.242	-0.569*	-0.650**	-0.642**	-0.562*	-0.573*	-0.344	-0.222	-0.737**
有效 Cd	-0.130	-0.596*	-0.732**	-0.701**	-0.574*	-0.687**	-0.639*	-0.614*	-0.486

注:* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$

3 讨 论

3.1 重金属污染对土壤微生物群落多样性的影响

广州市黄埔工业区土壤污染严重,尤其是全 Cd, Zn 和 Pb 含量大大超过广州市土壤背景值.由相关性分析可知,由于土壤重金属的毒害,以及土壤重金属污染对植被生长的影响所导致土壤养分含量的下降,再加上土壤酸化,黄埔区土壤微生物群落与对照间存在显著差异.

黄埔区土壤环境质量的恶化不仅导致土壤细菌数量显著低于对照,其土壤微生物活性也发生了显著变化. AWCD 是反映土壤微生物代谢活性的一个重要指标^[16],由图 1 可见,土壤微生物代谢活性随培养时间的延长而提高,但黄埔区土壤微生物代谢过程较对照变得缓慢,延至培养 48 h 时,其代谢速率才明显增加,微生物群落生长受到抑制,这与大部分研究结果相符合^[17-19].而杨元根等^[4]对英国阿伯丁市城市土壤重金属积累与微生物效应的研究中发现,城市土壤对能源碳消耗速度显著升高.这可能由于本研究中黄埔区土壤 Zn 和 Cd 的含量较高导致微生物代谢缓慢.适度重金属污染有利于增强土壤微生物群落的生理代谢活性,而重度污染土壤会大大降低土壤微生物群落对碳源的代谢能力^[6].

土壤重金属污染不但会对微生物代谢活性有影响,而且会改变微生物群落结构和多样性,使土壤微生物产生代谢变异性,从而对碳源的利用选择发生转移.由图2可以看出,黄埔区和对照区土壤微生物对碳源的利用方式存在明显分异.对照区和黄埔区土壤微生物对碳源利用的差异主要体现在PC1上,对照区和黄埔区土壤样品分别分布于PC1的正端和负端,表明对照区土壤微生物对PC1所代表的醣类、氨基酸类、羧酸类等碳源具有较高的利用,而黄埔区土壤微生物由于土壤环境的改变,导致其对碳源的利用选择发生变化,对PC1所代表的碳源利用较低.Gremion等^[20]在研究中发现,重金属污染下的土壤微生物对氨基酸类、胺类以及氨基化合物碳源利用低,表明微生物对重金属的适应可能是以降低某种特殊或稀有的代谢能力为代价的^[18].

同样,对照区土壤微生物丰富度和Shannon多样性指数均显著高于污染区,表明污染降低了土壤微生物多样性,这和Knight^[21],Yao^[22]等的研究结论是一致的.但也有研究表明,污染状态下土壤微生物群落多样性比清洁区高,认为是由于土壤微生物对污染环境的长期适应的结果^[23].

从相关性分析结果可知,供试土壤重金属Cu,Zn,Pb和Cd全量以及有效态含量中,对土壤微生物群落多样性影响最大的是全Cd和全Zn,其次是有效Zn,影响最小的是有效Pb.本研究结论与腾应等^[24]的研究结果大体一致,腾应等对重金属污染下红壤微生物群落结构变化的研究中发现,Cd,Cu对供试土壤微生物学指标的毒性影响较为明显,Zn次之,Pb的影响最小.

3.2 根区土壤微生物对重金属污染的响应

土壤微生物群落多样性受许多环境因子的影响,如土壤类型、养分、污染状况以及植物种类等方面,其中由于植物根际所分泌的多种有机化合物是微生物利用碳源的主要来源^[25],是刺激根际微生物生长的主要因素,能有效提高根际微生物的数量、活性和多样性^[26,27],因而,植物种类成为影响植物根际环境微生物多样性的一个关键性因素^[28,29].重金属污染下根际土壤微生物的代谢活性和群落多样性较非根际、裸地会有所提高^[6,20,30],Kozdrój等^[31]研究发现人工根际分泌物同样可以支持重金属污染土壤中细菌群落的生长.本研究中,重金属污染下,黄埔区植物根区土壤细菌数量、微生物代谢活性和群落多样性同样比裸地显著提高,说明植物不仅在根际范围内影响微生物群落,而且在根区较大范围内对其都具有显著影响.

然而,不同植物种类根系分泌物的不同决定了根际微生物种类的不同,定殖于一种植物根际上的微生物不一定能定殖于另一种植物的根际上^[32].另外,不同植物种类其归还土壤的物质在数量和类型上的不同造成了土壤微生物区系也不同^[33,34].对照区台湾相思根区土壤细菌数量、微生物代谢活性较高,利用碳源的模式也和尾叶桉具有显著差异.可能是因为台湾相思具有固氮能力,能有效地改善土壤条件^[35,36],而尾叶桉由于其枝叶、枯落物、根系分泌物中含有的生化他感物质,对土壤微生物的群落起到抑制作用^[37-39].然而在黄埔区,台湾相思和尾叶桉根区土壤细菌数量,土壤微生物碳源利用类型以及群落多样性指数均无显著差异,这可能是由于污染物对根区土壤的影响较大所造成的.但台湾相思土壤微生物的代谢活性在培养144 h后呈显著上升趋势,并大大超过其他供试土壤,表明台湾相思根区土壤微生物虽然在重金属污染下对碳源的代谢活性受到明显的延滞,但随着培养时间的延长,却具有更高的代谢能力.

另外,从表 2 可以看出,黄埔区台湾相思根区土壤除 Cu, Pb 的全量以及有效态含量显著高于裸地外, Cd, Zn 的全量以及有效态含量显著低于裸地, 表明台湾相思除了对土壤中的重金属具有稳定作用以外, 还具有一定的吸收作用. 姜必亮等^[40]盆栽试验结果表明, 经 1 年的垃圾填埋场渗滤液浇灌后, 台湾相思对渗滤液有较强的耐性, 并对重金属 Cu, Zn, Pb 和 Cd 均具有不同程度的吸收积累作用, 对渗滤液污染的土壤有较好的净化修复能力, 适合作为垃圾填埋场植被重建材料.

4 结 论

广州市黄埔区龟山土壤重金属污染严重, 其中全 Cd 和全 Zn 含量大大超出广州市背景值, 并对微生物群落产生最大负效应, 土壤环境的恶化导致细菌数量减少, 微生物代谢活性滞后, 对醌类和氨基酸类碳源利用低, 多样性降低, 黄埔区台湾相思和尾叶桉根区土壤细菌数量和微生物多样性显著高于裸地, 但可能由于重金属污染对根区土壤的影响较大, 台湾相思和尾叶桉根区土壤细菌数量、土壤微生物碳源利用类型以及群落多样性指数均无显著差异, 但台湾相思根区土壤微生物的代谢活性随着培养时间的延长, 呈迅速上升趋势, 并较其他供试土壤具有更高的代谢能力, 另外, 台湾相思不仅可以稳定土壤中的 Cu, Pb, 还能吸收 Cd, Zn, 并且其固氮能力能有效增加土壤养分含量, 对土壤条件进行改良, 也是广州市常用的造林先锋树种, 适合作为广州市黄埔区重金属污染地植被重建材料.

[参 考 文 献]

- [1] 张甘霖, 朱永官, 傅伯杰. 城市土壤质量演变及其生态环境效应[J]. 生态学报, 2003, 23(3): 539-546.
ZHANG G L, ZHU Y G, FU B J. Quality changes of soil in urban and suburban areas and its eco-environmental impacts——a review[J]. Acta Ecologica Sinica, 2003, 23(3): 539-546.
- [2] 刘乃瑜, 马小凡, 谢忠雷, 等. 长春市城市土壤中重金属元素的积累及其微生物特性研究[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2004, 34: 134-138.
LIU N Y, MA X F, XIE Z L, et al. The accumulation of heavy metals and microbial characteristics in urban soils of Changchun[J]. Journal of Jilin University (Earth Science Edition), 2004, 34: 134-138.
- [3] 王焕华, 李恋卿, 潘根兴, 等. 南京市不同功能城区表土微生物碳氮与酶活性分析[J]. 生态学杂志, 2005, 24(3): 273-277.
WANG H H, LI L Q, PAN G X, et al. Topsoil microbial carbon and nitrogen and enzyme activity of different city zones in Nanjing, China[J]. Chinese Journal of Ecology, 2005, 24(3): 273-277.
- [4] 杨元根, PATERSON E, CAMPBELL C. 城市土壤中重金属元素的积累及其微生物效应[J]. 环境科学, 2001, 22(3): 44-48.
YANG Y G, PATERSON E, CAMPBELL C. Accumulation of heavy metals in urban soils and impacts on microorganisms[J]. Environmental Science, 2001, 22(3): 44-48.
- [5] KELLY J J, TATE R L. Effects of heavy metal contamination and remediation on soil microbial communities in the vicinity of a zinc smelter[J]. Journal of Environmental Quality, 1998, 27: 609-617.
- [6] 滕应, 黄昌勇, 龙健, 等. 复垦红壤中牧草根际微生物群落功能多样性[J]. 中国环境科学, 2003, 23(3): 295-299.
TENG Y, HUANG C Y, LONG J, et al. Functional diversity of microbial community in herbage rhizosphere of reclaimed red soils[J]. China Environmental Science, 2003, 23(3): 295-299.
- [7] 郑华, 欧阳志云, 方治国, 等. BIOLOG 在土壤微生物群落功能多样性研究中的应用[J]. 土壤学报, 2004, 41(3): 456-461.
ZHENG H, OUYANG Z Y, FANG Z G, et al. Application of biolog to study on soil microbial community functional diversity[J]. Acta Pedologica Sinica, 2004, 41(3): 456-461.

- [8] PRESTON-MAFHAM J, BODDY L, RANDERSON P F. Analysis of microbial community functional diversity using sole-carbon-source utilisation profiles - a critique[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2002, 42: 1-14.
- [9] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海:上海科学技术出版社, 1978.
Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. Analysis of Soil Physical and Chemical Properties[M]. Shanghai: Shanghai Scientific & Technical Publishers, 1978.
- [10] 鲁如坤. 土壤农业化学分析法[M]. 北京:中国农业科技出版社, 1999: 107-240.
LU R K. Analytical Methods of Agricultural Soil Chemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 1999: 107-240.
- [11] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤微生物研究法[M]. 北京:科学出版社, 1985.
Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. Analysis of Soil Microorganisms[M]. Beijing: Science Press, 1985.
- [12] GARLAND S J, MILLS A L. Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon-source utilization[J]. *Applied Environmental Microbiology*, 1991, 57: 2351-2359.
- [13] 杨永华, 姚健, 华晓梅. 农药污染对土壤微生物群落功能多样性的影响[J]. *微生物学报*, 2000, 20(2): 23-25.
YANG Y H, YAO J, HUA X M. Effect of pesticide pollution against functional microbial diversity in soil[J]. *Journal of Microbiology*, 2000, 20(2): 23-25.
- [14] 蔡燕飞, 廖宗文, 董春, 等. 番茄青枯病的土壤微生态防治研究[J]. *农业环境保护*, 2002, 21(5): 417-420.
CAI Y F, LIAO Z W, DONG C, et al. Soil microbial regulation for controlling bacterial wilt of toma[J]. *Agro-environmental Protection*, 2002, 21(5): 417-420.
- [15] 广东省环境监测中心站. 广东省土壤环境背景值调查研究[R]. 广州:广东省环保局, 1990.
Guangdong Environmental Monitoring Center. Investigation of soil environment background values[R]. Guangzhou: Environmental Protection Agency, Guangdong, 1990.
- [16] ZABINSKI C A, GANNON J E. Effect of recreational impacts on soil microbial communities[J]. *Environmental Management*, 1997, 21(2): 233-238.
- [17] WENDEROTH D F, STACKEBRANDT E, REBER H H. Metal stress selects for bacterial ARDRA-types with a reduced catabolic versatility[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, 33: 667-670.
- [18] WENDEROTH D F, REBER H H. Correlation between structural diversity and catabolic versatility of metal-affected prototrophic bacteria in soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1999, 31: 345-352.
- [19] 王秀丽, 徐建民, 姚槐应, 等. 重金属铜、锌、镉、铅复合污染对土壤环境微生物群落的影响[J]. *环境科学学报*, 2003, 23(1): 22-27.
WANG X L, XU J M, YAO H Y, et al. Effects of Cu, Zn, Cd and Pb compound contamination on soil microbial community[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2003, 23(1): 22-27.
- [20] GREMION F, CHATZINOTAS A, KAUFMANN K, et al. Impacts of heavy metal contamination and phytoremediation on a microbial community during a twelve-month microcosm experiment[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2004, 48: 273-283.
- [21] KNIGHT B P, MCGRATH S P, CHAUDRI A M. Biomass carbon measurements and substrate utilization patterns of microbial populations from soils amended with cadmium, copper, or zinc[J]. *Applied Environmental Microbiology*, 1997, 63: 39-43.
- [22] YAO H Y, XU J M, HUANG C Y. Substrate utilization pattern, biomass and activity of microbial communities in a sequence of heavy metal-polluted paddy soils[J]. *Geoderma*, 2003, 115: 139-148.
- [23] AVIDANO L, GAMALERO E, COSSA G P, et al. Characterization of soil health in an Italian polluted site by using microorganisms as bioindicators[J]. *Applied Soil Ecology*, 2005, 30: 21-33.
- [24] 腾应, 黄昌永, 骆永明, 等. 重金属复合污染下红壤微生物活性及其群落结构的变化[J]. *土壤学报*, 2005, 42(5): 819-828.
TENG Y, HUANG C Y, LUO Y M, et al. Changes in microbial activities and its community structure of red earths

- polluted with mixed heavy metals[J]. *Acta Pedologica Sinica*,2005,42(5):819-828.
- [25] 杨玉盛,何宗明,邹双全,等. 格氏栲天然林与人工林根际土壤微生物及其生化特性的研究[J]. *生态学报*,1998,18(2):198-202.
- YANG Y S, HE Z M, ZOU S Q, et al. A study on the soil microbes and biochemistry of rhizospheric and total soil in natural forest and plantation of *Castanopsis Kauakamii*[J]. *Acta Ecologica Sinica*,1998,18(2):198-202.
- [26] 黄维南. 植物根系的分泌生理及其在农业上的意义[J]. *植物生理学通讯*,1987(6):66-70.
- HUANG W N. Physiology of root excretions and its significance in agriculture[J]. *Plant Physiology Communications*,1987(6):66-70.
- [27] STEER J, HARRIS J A. Shift in the microbial community in rhizosphere and non-rhizosphere soils during the growth of *Agrostis stolonifera* [J]. *Soil Biology & Biochemistry*,2000,32:869-878.
- [28] GARLAND J L. Patterns of potential C source utilization by rhizosphere communities[J]. *Soil Biology and Biochemistry*,1996,28:223-230.
- [29] CAMPBELL C D, GRAYSTON S J, HIRST D J. Use of rhizosphere carbon sources in sole carbon source tests to discriminate soil microbial communities[J]. *Journal of Microbiological Methods*,1997,30(1):33-41.
- [30] 龙健,黄昌勇,滕应,等. 几种牧草对铜尾矿重金属的抗性及其微生物效应[J]. *环境科学学报*,2004,24(1):159-164.
- LONG J, HUANG C Y, TENG Y, et al. Resistance to heavy metals by several forage grass and its microbial effects from copper mine tailings[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*,2004,24(1):159-164.
- [31] KOZDRÓJ J, VAN ELSAS J D. Response of the bacterial community to root exudates in soil polluted with heavy metal assessed by molecular and cultural approaches[J]. *Soil Biology & Biochemistry*,2000,32:1405-1417.
- [32] GRAYSTON S J, WANG S, CAMPBELL C D, et al. Selective influence of plant species on microbial diversity in the rhizosphere[J]. *Soil Biology & Biochemistry*,1998,30(3):369-378.
- [33] SANGER L J, ANDERSON J M, LITTLE D. Phenolic and carbohydrate signatures of organic matter in soils developed under grass and forest plantation following changes in land use[J]. *European Journal of Soil Science*,1997,48:311-317.
- [34] 杨风,潘超美,李幼菊,等. 亚热带赤红壤不同林型对土壤微生物区系的影响[J]. *热带亚热带森林土壤科学*,1996,5(1):20-26.
- YANG F, PAN C M, LI Y J, et al. Effects of different forest type on microflora in subtropical latered soils[J]. *Tropical and Subtropical Soil Science*,1996,5(1):20-26.
- [35] 杨加志,苏志尧,许月明. 东莞大屏嶂森林公园的现状植被及林分改造对策[J]. *生态科学*,2004,23(2):144-146.
- YANG J Z, SU Z Y, XU Y M. Vegetation of dapingzhang forest park and the strategies for forest rehabilitation [J]. *Ecologic Science*,2004,23(2):144-146.
- [36] 任海,彭少麟,余作岳. 马占相思的生态生物学特征[J]. *生态学杂志*,1996,15(4):1-5.
- REN H, PENG S L, YU Z Y. The ecological and biological characteristics of *Acacia mangium*[J]. *Chinese Journal of Biology*,1996,15(4):1-5.
- [37] 潘超美,杨风,蓝佩玲,等. 南亚热带赤红壤地区不同人工林下的土壤微生物特性[J]. *热带亚热带植物学报*,1998,6(2):158-165.
- PAN C M, YANG F, LAN P L, et al. Characteristics of soil microbes in south subtropical lateritic red earth under artificial forests[J]. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*,1998,6(2):158-165.
- [38] SOUTO X C, BOLANO J C, GONZALEZ L, et al. Allelopathic effects of tree species on some soil microbial populations and herbaceous plants[J]. *Biologia Plantarum*,2001,44:269-275.
- [39] 刘小香,谢龙莲,陈秋波,等. 桉树化感作用研究进展[J]. *热带农业科学*,2004,24(2):54-61.
- LIU X X, XIE L L, CHEN Q B, et al. A review of allelopathic researches on *Eucalyptus*[J]. *Chinese Journal of Tropical Agriculture*,2004,24(2):54-61.
- [40] 姜必亮,蓝崇钰,王伯荪. 垃圾填埋场渗滤液灌溉后重金属的生态效应[J]. *中国环境科学*,2001,21(1):18-23.
- JIANG B L, LAN C Y, WANG B S. Heavy metal's ecological effects of irrigation with landfill site leachate[J]. *China Environmental Science*,2001,21(1):18-23.