

南方几种水稻土重金属污染下的土壤呼吸及微生物学效应

周 通, 潘根兴, 李恋卿, 常 上

(南京农业大学农业资源与生态环境研究所, 江苏 南京 210095)

摘 要:采集南方几种重金属污染下的水稻土,通过室内培养的方法研究土壤 CO_2 排放的动态变化以及微生物学指标的差异。结果表明,在 60 d 的培养期内,前 7 d 土壤呼吸速率较高,占了整个排放量的 30.89%~64.37%,并且这一阶段重金属对土壤呼吸速率的影响最大。重金属对土壤微生物生物量的影响表现出增加、抑制与无显著性差异的结果,而重金属对微生物熵及微生物代谢熵($q\text{CO}_2$)的影响却是极显著的,同时表现出增加与降低的不同结果。这说明土壤呼吸以及不同的微生物学指标,在长期的复合重金属污染条件下,其表现并不一致,微生物熵与代谢熵用于基本性质差异较大的土壤时,对重金属的响应更为灵敏。此外,土壤重金属的累积还能提高土壤中有机碳的含量。

关键词:水稻土;重金属污染;土壤呼吸;微生物学指标

中图分类号:S152.6 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2009)12-2568-06

Effects of Heavy Metals on Soil Respiration and Microbial Indices in Paddy Field of South China

ZHOU Tong, PAN Gen-xing, LI Lian-qing, CHANG Shang

(Institute of Resource, Ecosystem and Environment of Agriculture, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: Soil samples were collected from heavy metals contaminated paddy fields of south China, the CO_2 fluxes and the different variables on microbial indices in high polluted and low polluted soils were investigated under laboratory condition. During 60 days incubation, the rate of CO_2 released from soil was high and changed quickly in the first 7 days, then came to a steady and lowly rate. The effects of heavy metals on the emission of CO_2 from soil were the greatest in the first 7 days, and about 30.89%~64.37% of the total amounts $\text{CO}_2\text{-C/OC}$ were released in this period. Soil microbial biomass had a complicated response to heavy metals contaminated in different areas, it could be lower or higher in high pollution soils, nothing differences also be seen between high polluted and low polluted soils. Heavy metals also had remarkably effects on the microbial quotient($C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$) and metabolic quotient($q\text{CO}_2$) in these areas, 4 area's $q\text{CO}_2$ had a positive and 5 area's microbial quotient had a negative relation with heavy metals. Compared to microbial biomass, microbial quotient and $q\text{CO}_2$ were more sensitive to heavy metal stresses, so when analyzed the soil respiration and microbial indices in different kind of soils and heavy metals stresses, microbial quotient and $q\text{CO}_2$ were the first choose. The accumulation of heavy metals in paddy soil could also improve the contents of soil organic carbon.

Keywords: paddy soil; heavy metal pollution; soil respiration; microbial indices

中国南方是水稻的主产区,由于冶金、采矿业的发展,稻田土壤重金属污染日趋严重。土壤中重金属的积累不但可以影响到地上作物的生长,还可导致土壤中微生物生物量的变化,改变土壤的微生物熵($C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$)与代谢熵($q\text{CO}_2$),影响到土壤中有机碳的矿

化^[1]。多数研究者^[2-3]通过人为添加外源的重金属来模拟污染土壤,但这并不能准确地反映出土壤长期逐步积累的金属胁迫而导致的微生物种群规模、活性及适应性的变化^[4]。即使是从野外采集长期重金属污染下的土壤,由于重金属污染种类与程度的不同,以及采样点多集中于某一地区,所得到的结论常存在差异,这些结论并不能代表基本性质差异较大的不同土壤类型^[5-6]。目前对于林地、草地及旱地农田的监测已有较多的报道,而稻田土作为一种固碳能力较强的农业土壤^[7],研究重金属污染下不同稻田土壤的微生物学效

收稿日期:2009-09-22

基金项目:国家自然科学基金面上项目(40671180)

作者简介:周 通(1986—),男,硕士研究生,主要从事全球气候变化与土壤碳循环研究。E-mail:zhoutong023@126.com

通讯联系:潘根兴 E-mail:panggenxing@yahoo.com.cn

应及有机碳矿化变化的报道还较少。本实验所用土样均采自中国南方不同土壤类型与重金属污染条件下的稻田土壤,通过研究不同的微生物学指标及室内培养下的土壤呼吸,分析重金属污染对稻田土壤碳固定以及微生物的影响,以丰富稻田土壤碳固定这一领域的研究结果。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤为中国南方的稻田土壤,采样地点分别为浙江富阳(简称 FY),江西德兴铜矿(简称 DX),江西大余(简称 DY),广东大宝山(简称 DBS),湖南郴州(简称 CZ),湖南株洲(简称 ZZ)。这些地区的水稻土都受到不同程度重金属的污染,每个地区根据采样点距污染源的远近,分别采集相对污染程度高(简称 RH)与相对污染程度低(简称 RL)的土壤样品,采样深度为 0~10 cm。采集的土壤带回实验室风干,剔除可见的植物残体与石块,过筛后,混匀备用。

1.2 测定方法

1.2.1 重金属的测定

土壤样品中全量 Pb、Cd、Cu、Zn 的测定采用 HF-HClO₄-HNO₃ 消煮,原子吸收分光光度法测定。

1.2.2 微生物量碳、氮

采用 CHCl₃ 熏蒸-K₂SO₄ 浸提法。称取过 2 mm 筛的风干土样 100.00 g 于 500 mL 的烧杯中,调节土壤含水量到 60%WHC,在 25 ℃下好气培养 1 周。称取预培养后的土壤样品,加入无醇氯仿,在 25 ℃下暗室熏蒸培养 24 h,同时做土样的不熏蒸处理。熏蒸与未熏蒸处理后的土样用 0.5 mol·L⁻¹ K₂SO₄,以液土比 4:1 进行浸提。提取液中的碳采用 TOC 分析仪(Jena Multi N/C 2100)测定,提取液中氮的测定参照土壤农业化学分析方法。

$$C_{mic}=E_c/0.45 \quad N_{mic}=F_N/0.54$$

式中: E_c 、 F_N 分别表示熏蒸与未熏蒸土壤释放的碳、氮之差。

1.2.3 土壤基本理化性质的测定

土壤 pH(水土比 2.5:1,质量比)值用 pH 计测定,土壤有机碳的测定采用重铬酸钾容量法-外加加热法测定,土壤全氮测定用半微量开氏法,WHC 的测定参照蔡祖聪的方法^[8]。

1.2.4 有机碳矿化培养实验

实验采用室内恒温好气培养。称取 20.00 g 过 2 mm 筛的风干土样,放入 125 mL 的培养瓶中,加去离

子水调节土壤含水量到 60%WHC。培养瓶用硅胶塞密封,硅胶塞内插入直径 5 mm 的 Turflon 小管,管上方再套一根带塞的小管作气样采集口。把密封好的培养瓶放入 25 ℃的恒温培养中,在黑暗条件下培养。抽取气体样品时,用针孔注射器通过硅胶塞上的采集口采气。每次抽完气样后,拔下硅胶塞,充入高纯空气以驱瓶内气体,接着通过称重法补充土壤水分,盖上硅胶塞,而后再放入培养箱中。按照排好的时间表,如此反复进行测定,每个土壤样品设置 3 个重复,同时做不加土壤的培养瓶作为对照,培养时间为 60 d。采集气体样品中的 CO₂ 用 Agilent 公司的 GC-4890D 气相色谱仪测定。

1.3 数据统计

应用 SPSS 16.0 和 Microsoft Excel for Windows 2003 进行数据分析。

2 结果与讨论

2.1 土壤理化性质与重金属全量

所采土壤样品的基本性质列于表 1,从中可看出所有样品的基本性质差异较大,即使同一地区的两个采样点间性质也不相同。土壤有机碳与全氮分别变化于 14.47~25.94 g·kg⁻¹ 和 1.59~2.61 g·kg⁻¹ 之间,土壤平均的 C/N 为 9.62,供试土壤 pH 值介于 4.16~7.65 之间,整体呈中性偏弱酸性。

表 2 为供试水稻土中 Pb、Cd、Cu、Zn 的全量,从中可看出这 6 个地区的土壤都存在着不同程度的重金属污染,Pb、Cd、Cu、Zn 全量分别在 9.86~778.00 mg·kg⁻¹、0.81~10.07 mg·kg⁻¹、33.62~470.06 mg·kg⁻¹、94.57~803.39 mg·kg⁻¹ 之间。除了株洲地区两个土壤样品的全量 Pb、Cu、Zn 无显著性差异外,其他各个地区所采集的两个土壤样品的 4 种重金属全量间都存在着显著性差异。由于采样地区的污染源以及污染程度的不同,这些地区的重金属污染多属于复合性污染,主要的污染物种类也不同,其中 Cd 为普遍性的污染物,大余的 Cu、郴州的 Pb、富阳的 Zn 污染也比较严重。

综合表 1 与表 2 中的数据,还可以看出,每个地区重金属污染程度相对高的样品,土壤有机碳含量也高,这说明土壤重金属污染可以增加土壤有机碳的积累。在对橡树叶进行室内分解培养实验时发现,相对于初始质量,在整个培养期内对照与重金属污染的样品,有机碳的累积流失量分别为 40%和 29%,这种重金属污染抑制有机物质的分解,促进土壤碳累积的结

表 1 土壤基本理化性质
Table 1 Basic physical and chemical properties of soil

样品号	采样点位置	SOC/g·kg ⁻¹	TN/g·kg ⁻¹	pH(H ₂ O)	WHC/%	土壤 C/N
FY-RL	N29°57'414"E119°56'698"	15.97	1.73	5.24	0.56	9.21
FY-RH	N29°57'158"E119°55'538"	22.92	2.20	7.65	0.66	10.43
DX-RL	N29°04'158"E117°43'811"	19.90	2.28	4.16	0.81	8.73
DX-RH	N29°03'775"E117°42'673"	22.30	1.96	5.18	0.61	11.40
DY-RL	N25°24'116"E114°18'782"	19.84	2.32	5.48	0.65	8.56
DY-RH	N25°24'229"E114°18'955"	20.80	2.27	5.34	0.63	9.17
DBS-RL	N24°28'235"E113°48'454"	14.47	1.59	5.70	0.52	9.12
DBS-RH	N24°28'241"E113°48'439"	18.15	1.81	5.04	0.57	10.01
CZ-RL	N25°47'479"E113°08'830"	22.90	2.27	5.54	0.60	10.08
CZ-RH	N25°47'192"E113°09'271"	25.94	2.61	6.49	0.66	9.93
ZZ-RL	N27°49'808"E113°01'873"	17.46	1.87	5.45	0.56	9.34
ZZ-RH	N27°49'011"E113°02'843"	23.72	2.50	4.86	0.73	9.49

注:WHC=water holding capacity

表 2 供试土壤重金属含量
Table 2 Total heavy metal contents of soil

样品号	Pb/mg·kg ⁻¹	Cd/mg·kg ⁻¹	Cu/mg·kg ⁻¹	Zn/mg·kg ⁻¹
FY-RL	50.88±3.00	1.57±0.03	47.07±1.96	138.43±50.92
FY-RH	180.95±12.92	3.90±0.34	158.77±10.70	803.39±43.53
DX-RL	9.86±6.06	0.81±0.14	459.61±19.11	94.57±17.21
DX-RH	63.61±2.41	1.53±0.08	470.06±11.79	163.90±15.41
DY-RL	64.87±2.35	1.20±0.03	36.09±1.04	99.22±17.97
DY-RH	146.01±1.29	10.07±0.20	107.41±1.75	418.26±4.50
DBS-RL	64.37±2.90	0.80±0.04	33.62±0.05	122.06±3.12
DBS-RH	143.70±4.16	1.08±0.13	244.14±5.40	233.87±23.55
CZ-RL	514.38±5.68	3.11±0.08	70.72±1.70	377.07±39.78
CZ-RH	778.00±33.97	5.16±0.16	113.34±3.73	632.92±28.62
ZZ-RL	115.14±3.85	2.26±0.07	52.82±3.20	256.23±14.33
ZZ-RH	121.48±4.78	3.87±0.11	48.98±2.00	258.20±8.97

注:表中数据为平均值±标准差,n=3。mean±standard deviation,n=3。

果也被众多研究所证实^[9-12]。

2.2 土壤培养过程 CO₂ 释放动态变化

图 1 给出的是 6 个地区不同程度重金属污染下土壤呼吸速率的变化曲线图。在 60 d 的培养期内,土壤有机碳矿化所排放的 CO₂ 速率呈整体下降的趋势,前 7 d 土壤释放出的 CO₂(mg·g⁻¹OC)总量较高,约占整个培养期释放总量的 30.89%~64.37%,7 d 后所有土壤的 CO₂ 释放速率降低并达到一个稳定的水平。这是因为样品培养的初期,在适宜的温度与水分管理条件下,土壤中的微生物活性迅速恢复,种群数量与规模增大,微生物为了其生存则需要大量的碳源作为能量,此时土壤中大量的可矿化有机碳暴露并对微生物有效,这部分碳被微生物快速分解利用,从而使得这一阶段的土壤呼吸速率较高,这部分可矿化的碳用完后,碳源成为限制性因素,而不再是微生物活性,因此培养后期,土壤释放 CO₂ 的速率降低

并趋于相等与稳定^[13]。

此外,土壤重金属在培养前期对于有机碳分解的影响要显著高于后期^[9],在培养的前 7 d 中,各地区不同程度重金属污染下的土壤呼吸速率差异最大,之后趋于相等,差异不再明显。从图 1 还可以看出,德兴地区 DX-RH 和 DX-RL、株洲的 ZZ-RH 以及大余的 DY-RH 4 个土壤样品,相对于其他土壤样品需要 2~3 d 不等的时间才能恢复到最大的土壤呼吸速率。大余、株洲地区的这两个土壤样品,较该地区的另外两个样品,其重金属污染程度都较高,这说明重金属的累积可以抑制土壤微生物活性的恢复。而德兴的两个土壤恢复能力都较低,这可能是因为该地区土样中重金属 Cu 的含量比其他地区的土壤高,而 Cu 可能是影响微生物活性恢复能力的一个重要因子。

2.3 土壤微生物量及呼吸强度指标

重金属污染会影响土壤中微生物生物量的报道已有很多,但得到的结论不一致^[5,14-15]。本实验中(表 3),不同地区不同重金属污染程度下,大宝山地区的微生物量最低,富阳、郴州地区微生物量碳、氮,污染高的显著高于污染低的土壤,而德兴、大余地区的微生物量碳、氮则和以上两地区结果相反,大宝山与株洲地区微生物量碳、氮则没有显著性差异。土壤中微生物量的 C/N 在 5.41~12.37 之间,变异较大,其中只有富阳地区不同污染程度条件下的土壤存在着显著性差异。这说明土壤重金属的复合污染对土壤微生物生物量影响的复杂性与不确定性。

与微生物生物量相似,重金属污染对于土壤呼吸的影响也没有表现出一致的趋势。富阳、株洲两地区,重金属污染程度高的土样,土壤基础呼吸显著的高于相对污染程度低的土壤,而大宝山地区则相反,德兴、

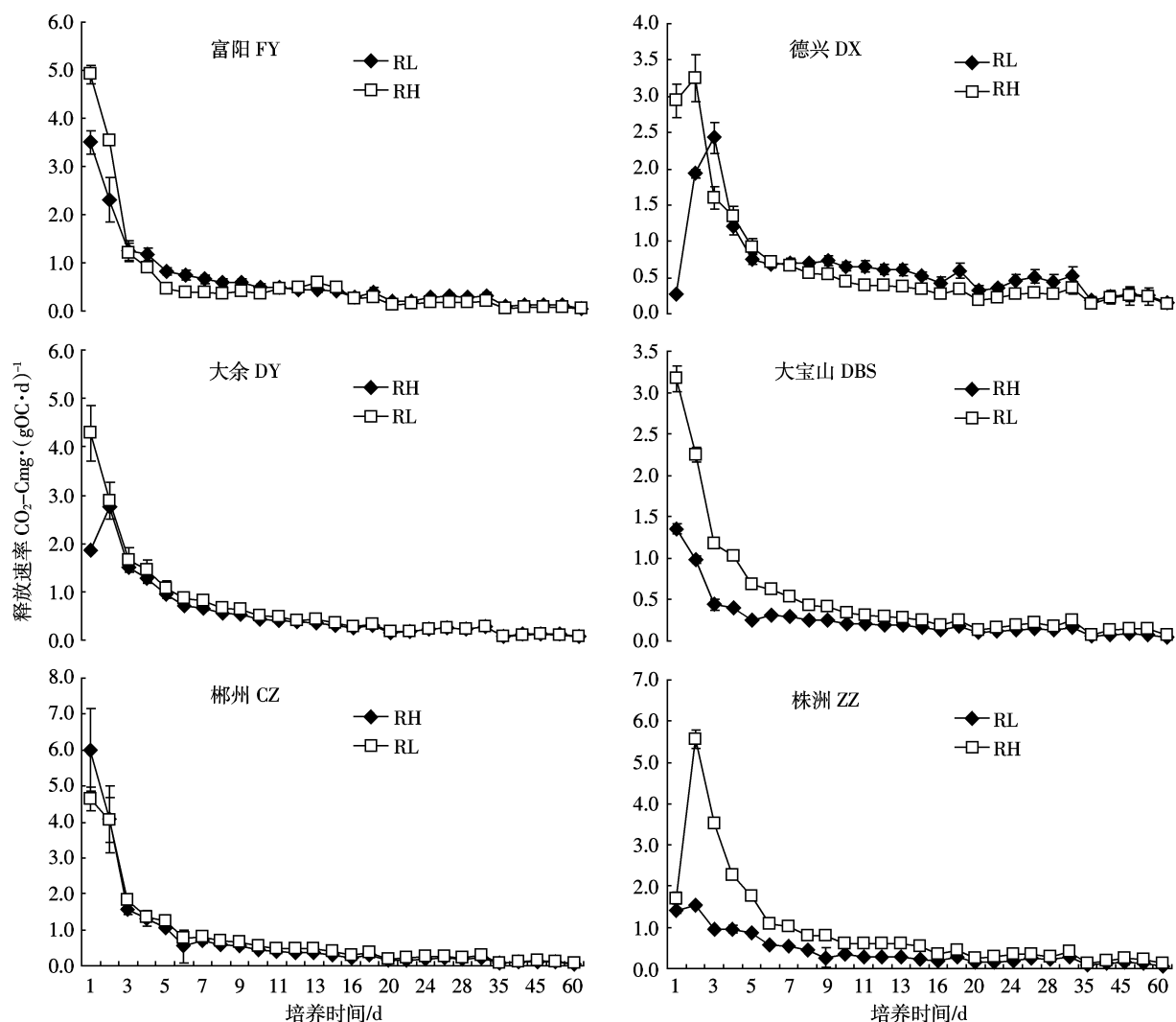


图1 供试土壤在60 d培养期内有机碳矿化率变化曲线图

Figure 1 Soil organic carbon mineralization rate during incubation time

大余和郴州地区的土壤基础呼吸则无显著性差异。通常在农业土壤中,土壤呼吸与土壤重金属污染间并没有什么明显的趋势^[4],当土壤中的重金属含量在欧盟限定的允许量范围内时,微生物的呼吸并不受到重金属的影响,只有当土壤中Cd、Zn、Cu的含量达到欧盟限定的最大允许值2倍或更高的浓度时,重金属才会对微生物产生不利的影响,土壤中CO₂的排放量才会下降^[16-17]。更有研究认为,只有土壤中Cd的含量达到400~500 mg·kg⁻¹时,才能对有机碳的矿化产生抑制作用^[18],这种抑制作用一方面是重金属与有机质形成复杂的复合物,降低基质的生物有效性,另一方面就是对微生物产生毒害作用,进而杀死微生物^[19]。还有学者持相反的观点,他们认为在重金属的胁迫下,微生物需要获得更多的能量才能生存下去,因此在重金属污染条件下土壤会释放出更多的CO₂^[20]。由此可

见,通过土壤呼吸这一参数来评价重金属污染环境效应并不都是有效的^[21]。

微生物熵是指微生物量碳与土壤有机碳的比值,它可以作为土壤有机碳转化成微生物量碳的换能效率及有机碳在分解过程中损失量的重要指标,并且在应用的时候可以避免在不同有机碳含量的土壤进行比较时出现问题^[22]。表3中微生物熵在6个不同地区都存在着显著性的差异,其中富阳、德兴、大余、大宝山和株洲地区重金属污染程度高的土壤微生物熵显著低于污染程度低的,下降幅度达19.7%~38.8%,只有郴州这一地区污染程度高,微生物熵也高,这说明土壤重金属污染对于微生物的影响要明显的高于对土壤有机碳的影响。Aceves^[23]在对一矿区土壤研究时发现,随着土壤中Zn浓度的升高,微生物熵在下降,下降幅度在38%~68%之间,有效Cu、有效Zn的含量

表 3 土壤微生物学指标
Table 3 Soil microbial indices

样品号	微生物量碳/mg·kg ⁻¹	微生物量氮/mg·kg ⁻¹	微生物量 C/N	土壤基础呼吸/CO ₂ -C mg·kg ⁻¹ soil	微生物代谢熵/×1 000·h ⁻¹	微生物熵/C _{mic} /C _{org} ×100
FY-RL	283.63±9.16b	27.65±4.90b	10.47±1.84a	345.27±60.38b	0.84±0.14b	1.78±0.06a
FY-RH	327.33±16.55a	62.05±13.17a	5.41±0.99b	458.28±5.38a	0.97±0.04a	1.43±0.07b
DX-RL	240.89±4.09a	25.15±2.88a	9.58±0.16a	515.47±90.90a	1.69±0.22b	1.21±0.02a
DX-RH	153.48±3.37b	12.79±2.95b	12.37±2.41a	549.07±63.31a	2.48±0.26a	0.74±0.02b
DY-RL	734.15±12.49a	65.07±2.57a	11.22±0.22a	454.26±59.13a	0.43±0.05b	3.70±0.06a
DY-RH	177.11±6.55b	17.63±3.30b	10.03±1.54a	398.98±40.74a	1.56±0.10a	0.85±0.03b
DBS-RL	91.56±10.58a	14.78±2.89a	6.37±1.60a	261.66±33.90a	1.99±0.16a	0.63±0.07a
DBS-RH	87.78±10.07a	11.41±3.15a	7.91±1.19a	174.98±12.57b	1.39±0.06b	0.48±0.06b
CZ-RL	199.85±19.98b	18.23±5.71b	11.62±3.21a	587.82±88.84a	2.04±0.13a	0.87±0.09b
CZ-RH	367.41±29.75a	54.88±7.56a	6.80±1.21a	617.05±96.33a	1.16±0.08b	1.42±0.11a
ZZ-RL	224.96±14.68a	30.85±8.43a	7.87±2.47a	276.07±26.19b	0.85±0.04b	1.29±0.08a
ZZ-RH	221.63±19.55a	23.68±3.93a	9.47±1.10a	767.21±39.97a	2.41±0.09a	0.93±0.08b

注:同列同一地区土样间不同的小写字母表示该地区该指标 *t* 检验差异达显著水平($P<0.05$),表中数据为平均值±标准差, $n=3$ 。
Note: different letters following means in one column of the same area indicated significant differences by T-test($P<0.05$), mean ± standard deviation, $n=3$.

与微生物熵也呈显著负相关^[24]。这表明土壤重金属的累积,降低微生物量的同时,也增加了土壤中有机碳的含量。这可能是由于重金属长期胁迫,影响了土壤微生物生物量及其对基质的利用能力,使土壤有机质矿化率下降所导致^[25]。土壤微生物对能源碳的利用效率降低,土壤中的 C/N 也将随之发生变化^[26],表 1 中的数据表明这 5 个地区污染程度高的土壤 C/N 都要高于污染程度低的。

微生物代谢熵($q\text{CO}_2$)是指微生物用于维持微生物正常代谢活动所消耗的能量与微生物用于合成生物量所需能量的比率,反映了单位生物量的微生物在单位时间时的呼吸作用强度。它将微生物生物量的大小与微生物的生物活性和功能有机地联系起来,目前已作为重金属污染对微生物活性影响的一个敏感指标^[27]。对于重金属污染对微生物代谢熵影响的研究,一些学者认为相对于未污染的土壤,高浓度的重金属污染下 $q\text{CO}_2$ 也高^[28],而另外的一些报道则持不同的观点^[19],但是对于土壤性质差异较大的样品来说, $q\text{CO}_2$ 是一个评价重金属污染效应比较好的指标^[29]。表 3 中富阳、德兴、大余、株洲这 4 个地区的土壤,污染程度高的微生物代谢熵显著高于低污染土壤,这说明土壤重金属积累,对土壤微生物产生胁迫作用,土壤微生物为了生存,则需要从维持生长和繁殖的能量中分流出一部分去补偿由于环境胁迫所需要付出的额外能量,因而必然会提高微生物生长所需要的维持能^[30]。大宝山和郴州这两地区的微生物代谢熵,污染程度高的却显著的低于污染程度低的土壤样品,这可能是由于在长期的逆境条件下,土壤中已被较多的耐性微生物所替代,这些微生物可以用很少的能量来维

持其生存,而污染程度相对较低的土壤中的微生物并没有受到影响,甚至较低的重金属含量还可以刺激土壤中微生物的活性。

3 结论

(1)在稻田土壤的室内矿化培养实验中,土壤中释放 CO₂ 的速率不断下降,有机碳在培养前 7 d 的有机碳矿化量占全部总量的 30.89%~64.37%,重金属污染对于稻田土壤有机碳矿化的影响,在培养的前期要高于后期,高浓度的污染对于微生物活性的恢复也起到一定的抑制作用。

(2)在重金属污染条件下,稻田土壤的不同微生物学指标表现出的灵敏度并不相同,微生物熵、微生物代谢熵对于重金属的胁迫作用灵敏度要高于土壤的微生物生物量与土壤基础呼吸,微生物熵与 $q\text{CO}_2$ 表现出不同程度的升高与下降。

(3)稻田土壤重金属污染通过对土壤微生物活性及微生物所需基质的影响,提高了土壤中有机碳含量。

参考文献:

[1] 李永涛, Becquer T, Benedetti M, 等. 酸性矿山废水污染的水稻土壤中重金属的微生物学效应[J]. 生态学报, 2004, 24(11): 2430-2436.
LI Yong-tao, Becquer T, Benedetei M, et al. Effects of heavy metals on microbial biomass and activity in subtropical paddy soil contaminated by acid mine drainage[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(11): 2430-2436.
[2] 李江遐, 杨肖娥, 何振立, 等. 铅污染水稻土的微生物活性[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(5): 1198-1201.
LI Jiang-xia, YANG Xiao-e, HE Zhen-li, et al. Effects of lead on microbial activities in paddy soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*,

- 2006, 25(5):1198-1201.
- [3] Akmal M, Xu Jian-ming, Li Zhao-jun, et al. Effects of lead and cadmium nitrate on biomass and substrate utilization pattern of soil microbial communities[J]. *Chemosphere*, 2005, 60:508-514.
- [4] Giller K E, Witter E, McGrath S P. Toxicity of heavy metals to micro-organism and microbial processes in agricultural soils: A review[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, 30:1389-1414.
- [5] Dai Jun, Becquer T, Rouiller J H, et al. Influence of heavy metals on C and N mineralization and microbial biomass in Zn, Pb, Cu and Cd contaminated soils[J]. *Applied Soil Ecology*, 2004, 25:99-109.
- [6] Shukurov N, Mouratov S P, Steinberger Y. The influence of soil pollution on soil microbial biomass and nematode community structure in Navoiy Industrial Park, Uzbekistan[J]. *Environment International*, 2006, 32:1-11.
- [7] 潘根兴, 赵其国. 我国农田土壤碳库演变研究: 全球变化和国家粮食安全[J]. *地球科学进展*, 2005, 20(4):384-393.
PAN Gen-xing, ZHAO Qi-guo. Study on evolution of organic carbon stock in agricultural soils of China: facing the challenge of global change and food security[J]. *Advance in Earth Sciences*, 2005, 20(4):384-393.
- [8] 蔡祖聪, Mosier A R. 土壤水分状况对 CH_4 氧化, N_2O 和 CO_2 排放的影响[J]. *土壤*, 1999, 31(6):289-294.
CAI Zu-cong, Mosier A R. The effects of soil moisture on CH_4 oxidation and emission of $\text{N}_2\text{O}/\text{CO}_2$ [J]. *Soil*, 1999, 31(6):289-294.
- [9] Cotrufo M F, Santo A V D, Alfani A. Effects of urban heavy metal pollution on organic matter decomposition in *Quercus ilex* L. woods[J]. *Environmental Pollution*, 1995, 89:81-87.
- [10] Pugh G J F, Williams J L. Effect of an organo-mercury fungicide on saprophytic fungi and on litter decomposition[J]. *Transactions of the British Mycological Society*, 1971, 57(1):164-166.
- [11] 章明奎, 王丽平. 重金属污染对土壤有机质积累的影响[J]. *应用生态学报*, 2007, 18(7):1479-1483.
ZHANG Ming-kui, WANG Li-ping. Impact of heavy metals pollution on soil organic matter accumulation[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(7):1479-1483.
- [12] Chander K, Brookes P C. Effects of heavy metals from past applications of sewage sludge on microbial biomass and organic matter accumulation in a sandy loam and a silty loam UK soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1991, 23(10):927-932.
- [13] 陆志敏, 潘根兴, 郑聚峰, 等. 不同状态样品培养下太湖地区黄泥土好气呼吸与 CO_2 产生潜力[J]. *生态环境*, 2007, 16(3):987-993.
LU Zhi-min, PAN Gen-xing, ZHENG Ju-feng, et al. Change in CO_2 production potential by soil respiration from a paddy soil under aerobic incubation by using differently disturbed samples[J]. *Ecology and Environment*, 2007, 16(3):987-993.
- [14] Kuperman R G, Carreiro M. Soil heavy metal concentration, microbial biomass and enzyme activities in a contaminated grassland ecosystem[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1997, 29(2):179-190.
- [15] 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 Xiu-li, XU Jian-min, YAO Huai-ying, et al. Effects of Cu, Zn, Cd and Pb compound contamination on soil microbial community[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2003, 23(1):22-27.
- [16] Brookes P C, Mc Grath S P. Effect of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass[J]. *Journal of Soil Science*, 1984, 35:341-346.
- [17] Chander K, Brookes P C. Microbial biomass dynamic during decomposition of glucose and maize in metal-contaminated and non-contaminated soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1991, 23(10):917-925.
- [18] Niklinska M, Laskowski R, Maryanski M. Effect of heavy metals and storage time on two types of forest litter: basal respiration on rate and exchangeable metals[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1998, 41(1):8-18.
- [19] Landi L, Renella G, Moreno J I. Influence of cadmium on the metabolic quotient, $\text{L} - \text{D}$ -glutamic acid respiration ratio and enzyme activity: Microbial biomass ratio under laboratory conditions[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 32:8-16.
- [20] 张玲, 叶正钱, 李廷强, 等. 铅锌矿区污染土壤微生物生物活性研究[J]. *水土保持学报*, 2006, 20(3):136-140.
ZHANG Ling, YE Zheng-qian, LI Ting-qiang, et al. Studies on soil microbial activity in areas contaminated by tailing from Pb, Zn mine[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2006, 20(3):136-140.
- [21] Vallaes T, Courde L, Chaussod R. Assessing side effects of micropollutants on the soil microflora[J]. *Analisis Magazine*, 1997, 25:60-66.
- [22] Sparling G P. Ratio of microbial carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter[J]. *Australian Journal of Soil Research*, 1992, 30:195-207.
- [23] Aceves M B, Grace C, Ansorena J, et al. Soil microbial biomass and organic C in a gradient of zinc concentrations in soils around a mine spoil tip[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31:867-876.
- [24] 王秀丽, 徐建民, 谢正苗, 等. 重金属铜和锌对土壤环境质量生物学指标的影响[J]. *浙江大学学报(农业与生命科学版)*, 2002, 28(2):190-194.
WANG Xiu-li, XU Jian-ming, XIE Zheng-miao, et al. Effects of Cu and Zn contaminated on soil biological indicators of environments quality[J]. *Journal of Zhejiang University(Agric. & Life Sci.)*, 2002, 28(2):190-194.
- [25] Baath E. Effect of heavy metals in soil on microbial processes and populations: A review[J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 1989, 47:335-379.
- [26] Odum E P. Trends expected in stressed ecosystems[J]. *Bioscience*, 1985, 35(7):419-422.
- [27] Brookes P C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1995, 19:269-279.
- [28] Moreno J I, Hernandez T, Garcia C. Effects of a cadmium-contaminated sewage sludge compost on dynamics of organic matter and microbial activity in an arid soil[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1999, 28:230-237.
- [29] Insam H, Hutchinson T C, Reber H H. Effects of heavy metal stress on the metabolic quotient of the soil microflora[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, 28:691-694.
- [30] 龙健, 黄昌勇, 滕应, 等. 矿区重金属污染对土壤环境质量微生物学指标的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2003, 22(1):60-63.
LONG Jian, HUANG Chang-yong, TENG Ying, et al. Effects of heavy metal pollution on microbial indicators in soil of mining[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2003, 22(1):60-63.