

不同程度重金属污染对水稻土团聚体组成的影响^①

张玉娇, 陈敏瑶, 张旭辉*, 贺 枫, 刘晓雨, 卞荣军, 程 琨, 李恋卿, 潘根兴

(南京农业大学农业资源与生态环境研究所, 南京 210095)

摘 要:以太湖地区长期受重金属污染的稻麦轮作条件下的水稻土为研究对象, 分别采取水稻收获期和小麦收获期不同重金属污染水平的土壤和临近非污染土壤(对照土壤), 利用低能量超声分散分离技术将原状土进行团聚体分级, 并结合土壤碳库分析, 研究不同程度重金属污染对水稻土团聚体组成的影响。结果表明: 随着重金属污染程度的增加, 小麦收获期土壤 2 ~ 0.2 mm 与 0.2 ~ 0.02 mm 粒级的团聚体含量呈显著降低趋势, 0.02 ~ 0.002 mm 与 <0.002 mm 粒级团聚体含量显著增加, 但这种趋势在水稻收获期表现不显著; 重金属污染降低了水稻季团聚体平均重量直径(MWD), 从而降低了土壤的团聚程度, 但这在小麦季并未表现出显著的降低作用; 而小麦季重金属污染对原土及团聚体中有机碳含量没有显著影响, 水稻季重金属污染则显著增加了土壤有机碳的含量。这些结果表明不同重金属污染程度对土壤团聚体组成的影响在不同的作物收获期表现不同, 这可能与土壤团聚体周转过程受农田水分管理等措施影响有关, 尚需深入研究。

关键词: 重金属污染; 稻麦轮作; 水稻土; 团聚体组成; 有机碳

中图分类号: S158.3 **文献标识码:** A

土壤团聚体是土壤组成中最基本的功能单元, 是土壤有机碳、水分和养分的存储与转化器, 也是土壤微生物区系的栖息地^[1-2]。同时, 土壤团聚体的形成过程中依赖于土壤有机质和真菌等有机胶结剂的作用, 因此, 土壤团聚体的形成作用被认为是土壤有机碳固定和维持稳定的重要物理机制, 同时也是评价生态系统是否健康的一个重要指标^[3-5]。不同粒径的团聚体颗粒由于与有机物和矿物质结合的方式不同, 它们在对土壤养分的吸附与分布、对重金属和有机毒物的束缚能力以及生物有效性等方面都存在差异^[6]。

土壤团聚体的形成主要是无机、有机胶结物质链接土壤中不同大小单粒和复粒的过程, 其中通过对水分对团聚体的结构影响研究^[7]表明, 由于冷浸田长期淹水, 金属氧化物处于还原状态, 从而不能作为胶结剂作用于土壤团聚体。水稻土常年的干湿交替有助于改善土壤氧化还原条件, 使土壤黏粒和金属氧化物形成有机无机复合体, 从而增加土壤大团聚体含量, 重金属对团聚体的影响主要体现在重金属污染水平的不同可能会导致微生物种类及群落结构的改变, 从而影响团聚体的团聚过程。

目前, 农田土壤受到的重金属污染日益严重, 土壤重金属的积累会影响土壤微生物的活性和有机碳、氮的分解, 但影响方式较为复杂^[8]。有研究^[9]报道指出, 长期施用污泥后, 由于重金属在土壤中积累, 土壤微生物生物量下降, 重金属污染可能通过影响碳输入及微生物活性从而影响稻田土壤有机碳库积累, 降低了土壤有机碳库的稳定性; 但也有研究^[10]表明, 土壤中较低浓度的重金属污染可刺激土壤呼吸和土壤碳代谢作用, 因此重金属污染程度不同, 可能对微生物对土壤有机碳的利用和积累产生不同的影响。已有的研究表明, 重金属污染水稻田土壤有机碳含量较未污染土壤可以降低 10%, 并且重金属污染降低了土壤中大团聚体的含量, 增加了细粒级团聚体的含量^[11], 但是这种趋势在不同程度重金属污染水平下的表现形式是否一致还不清楚。

本研究采集了长期受不同程度重金属污染(距离污染源下风向不同距离)和相邻非污染水稻土的表土样品, 对其进行团聚体分组, 并测定土壤中重金属和有机碳含量, 探讨不同重金属污染程度对土壤团聚体稳定性及不同有机碳形态的变化趋势, 从而为重金属

①基金项目: 国家自然科学基金项目(41471193)资助。

* 通讯作者(xuhui Zhang@njau.edu.cn)

作者简介: 张玉娇(1989—), 女, 山东潍坊人, 硕士研究生, 主要从事土壤碳氮循环研究。E-mail: z532154166@163.com

污染环境下农田土壤的碳评估和管理提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验选择江苏省宜兴市宜丰镇地形和农业管理措施相同的非污染(31°24'N, 119°41'E)和污染(31°24'N, 119°41'E)两个稻田土壤为采样区, 污染采样区位于一个 20 世纪 60 年代末发展起来的金属冶炼和加工产业区的厂址附近, 以工厂旧址为污染源原点, 分别选取距离污染源 80、60、30、10 m 4 个重金属污染水平, 记为 I、II、III、IV。土壤类型为太湖地区第四纪湖积物发育的典型脱潜型水稻土——乌泥土, 当地年均气温 15.7℃, 年均降水量 1 177 mm。

1.2 样品采集与处理

土壤样品分别在 2014 年 6 月小麦收获期与 11 月水稻收获期采集。采样深度 0~15 cm, 用不锈钢铁铲采集, 采用混合样品采样法, 在距离污染源相同距离土壤中取 3 个重复, 每个重复分别随机采取 3 个样品, 野外混匀, 采用四分法获得混合样, 将其置于直径为 15 cm 的圆形密封不锈钢样盒中, 所采土壤样品分为 2 份, 其中一份用于土壤团聚体分级, 直接储放于 4℃ 冰箱中保存待用; 另一份使其自然风干, 挑去土壤中植物残体与其他侵入体, 磨细过筛, 混匀备用。

1.3 样品制备

1.3.1 土壤团聚体分级与样品制备 土壤的团聚体颗粒组分离依据 Stemmer 等^[12]的方法并略作修改, 采用国际制将土壤团聚体分成 2~0.2 mm(砂粒)、0.2~0.02 mm(细砂粒)、0.02~0.002 mm(粉砂)以及<0.002 mm(黏粒)4 个粒级。分离方法如下: 称取 4℃ 冰箱保存土样 50 g, 按水土比 5:1 将土样置于盛有 250 ml 蒸馏水的烧杯中并且浸泡过夜。次日用探针式超声波发生器(型号 JYD-650)低能量(170 J/ml)超声分散 5 min 后, 用湿筛法分离出 2~0.2 mm 粒径的土壤团聚体颗粒组, 然后用沉降虹吸法分离出 0.2~

0.02 mm 粒径的土壤团聚体颗粒组, 同时采用离心法分离出 0.02~0.002 mm 土壤团聚体颗粒组和<0.002 mm 粒径的土壤颗粒组, 制得各粒径的样品冷冻干燥后过 60 目筛。分离过程中所用的水均为一级纯净水。

为了分析团聚体分布特征, 计算了土壤团聚体的平均重量直径(weighted mean diameter, MWD)。MWD 的计算可以应用公式^[13]:

$$MWD = \sum_{i=1}^n X_i \times W_i$$

式中: X_i 为 i 土壤团聚体组分的平均颗粒直径(mm), 在数值上等于两级筛孔的平均值; W_i 为 i 土壤团聚体组分干重的百分比(%)。

1.3.2 土壤重金属样品消化^[14] 称风干磨细过 0.15 mm 筛的土样 0.5 000 g(精确到小数点后 4 位)于 30 ml 聚四氟乙烯坩埚内, 加几滴超纯水使其浸润, 然后用注射器加入 10 ml HF 和 5 ml HNO₃:HClO₄ (1:1 优级纯)混合酸, 加盖后通风橱放置过夜; 首先在砂浴低温(100℃以下)消化 1 h 以后, 升高炉温度(200℃)消化 1 h, 最后使温度继续升高(250℃左右)继续消化至大量冒烟, 取下冷却, 再加入 5 ml HF 和 5 ml 混合酸, 消化至 HClO₄ 大量冒烟并呈糊状, 再加 5 ml HNO₃ 消解最终至约 2 ml, 若剩余液不清亮透明需补加 HF, 直至消解完全, 冷却后用超纯水 25 ml 定容, 过滤待测。消解的每批样品中都附有 3 个空白和 3 个标准样品(购自国家标准物质中心)。测定过程中所用试剂均为优级纯, 标准样品测定结果在允许误差范围之内。

1.4 分析与测定

1.4.1 土壤基本理化性质的测定 土壤理化性质测定参照《土壤农化分析》^[16]。土壤 pH 测定水土比为 1:2.5, 电位法测定; 土壤有机质测定采用重铬酸钾容量法——外加热法; 土壤全氮测定采用半微量凯氏定氮法; 土壤有效磷测定采用 NH₄F-HCl 浸提, 钼锑抗比色法; 土壤速效钾采用 NH₄OAC 浸提, 火焰光度计测定; 供试土壤基本性质见表 1。

表 1 供试土壤基本性质(0~15 cm)
Table 1 Basic properties of studied soil (0~15 cm)

土壤	pH(H ₂ O)	电导率(μS/cm)	有机质(g/kg)	全氮(g/kg)	速效钾(mg/kg)
CK	5.20	41.4	25.58	2.18	135.33
I	5.67	37.77	22.84	1.97	90.33
II	5.38	39.27	20.17	1.73	85.33
III	4.86	38.63	24.98	2.22	80.33
IV	4.76	40.7	24.81	2.20	84.33

注: I、II、III、IV 分别为距离污染源 80、60、30、10 m 土壤, CK 为未污染土壤, 下表同。

1.4.2 土壤重金属含量的测定 土壤总 Pb、Cd、Cu 和 Zn 以及有效态 Pb、Cd 分别采用原子吸收分光光度法测定，其中 Pb、Cu 和 Zn 采用火焰原子吸收分光光度法(FAAS, TAS-986, China)测定，Cd 采用石墨炉原子吸收分光光度法(GFAAS, SpectrAA220Z, Varian, USA)测定。

1.4.3 土壤重金属污染评价 采用内梅罗污染指数^[15]表示。内梅罗指数的计算公式如下： $P_n = \{[(P_i)_{\text{均}}]^2 + (P_i)_{\text{最大}}^2\} / 2\}^{1/2}$ ，式中 P_i 均 和 P_i 最大 分别是平均单项污染指数和最大单项污染指数，内梅罗指数的计算参照国家土壤环境质量标准(GB15618—2008)。

1.5 数据处理

数据处理采用 Microsoft Excel 2003 和 SPSS 16.0 软件，所有数据测定结果均以平均值±标准差的形式表示。采用 LSD 法进行差异显著性比较，α = 0.05。

2 结果与分析

2.1 水稻土重金属含量及内罗梅指数

Pb 和 Cd 是有害的重金属元素，Cu 和 Zn 虽然是作物生长的必需元素，但含量过高也会影响作物生长及其产品品质的安全性^[17]。Pb 进入土壤中多以卤化物的形态存在，其在土壤中会逐渐转化为难溶的化合物，从而降低了 Pb 在土壤中的移动性^[18]。剖面土壤 Cd 与 Pb 的规律非常相似，具有较强的表聚

性，同属于表层富集型，Cd 是重金属中最瞩目的问题之一。

研究区域稻田土壤中重金属含量见表 2。从表中可以看出，小麦收获期稻田土壤中 Pb 和 Cd 的含量距离污染源越近，含量越高；土壤中 Cu 的含量在无污染稻田最低(平均 36.62 mg/kg)，在距离污染源 30 m 外的样区中略高(67.97 ~ 71.93 mg/kg)，在污染源附近最高(平均 108.71 mg/kg)；土壤 Zn 的含量在无污染稻田和距离污染源点 30 m 外的稻田中无显著差异(处于 171.84 ~ 227.07 mg/kg 之间)，而在污染源点附近稻田中(样区 IV)最高(平均 761.32 mg/kg)。水稻收获期稻田土壤重金属含量与小麦收获期类似。综合评价指标内梅罗指数的计算结果表明，无污染稻田内梅罗指数最低，污染区域越靠近污染源点的稻田，内梅罗指数越高。同时表中数据显示，污染土壤内梅罗指数最大值高于 20，根据国家土壤环境质量标准，其污染等级已超过第五级，且主要污染因子为 Cd 和 Pb。同时表 2 中显示小麦季各土壤中有效态 Pb、Cd 含量均大于水稻季有效态 Pb、Cd 含量，内梅罗指数土壤 I 与土壤 IV 小麦季要大于水稻季，而在土壤 III 与土壤 II 中水稻季要大于小麦季。土壤 II 与土壤 IV 中小麦季全量 Pb 含量要显著高于水稻季相应土壤，而在土壤 I、III 中呈相反趋势；全量 Cd 与 Pb 呈相同趋势。

表 2 不同重金属污染水平下土壤重金属含量(mg/kg)和内梅罗指数
Table 2 Concentrations of heavy metals (mg/kg) and Nemero indexes in different soils during wheat and rice seasons

土壤	小麦季						
	重金属全量				有效态重金属		内梅罗指数
	Pb	Cd	Cu	Zn	Pb	Cd	
CK	46.52 ± 3.54d	2.06 ± 0.28e	36.62 ± 0.76c	191.15 ± 28.34b	0	0.07 ± 0.008d	1.6
I	248.31 ± 16.53c	10.02 ± 0.20d	67.97 ± 3.16b	227.07 ± 35.42b	0.07 ± 0.02d	2.85 ± 0.05c	7.54
II	431.08 ± 3.6b	15.85 ± 0.43c	71.93 ± 8.31b	171.84 ± 26.56b	0.21 ± 0.04c	3.47 ± 0.15c	11.9
III	463.08 ± 51.03b	19.67 ± 0.61b	69.81 ± 9.80b	207.01 ± 41.91b	0.50 ± 0.01b	8.52 ± 0.75b	14.69
IV	646.57 ± 46.99a	40.02 ± 2.34a	108.71 ± 10.17a	761.32 ± 37.20a	0.82 ± 0.10a	16.89 ± 1.67a	29.74
土壤	水稻季						
	重金属全量				有效态重金属		内梅罗指数
	Pb	Cd	Cu	Zn	Pb	Cd	
CK	4.22 ± 0.45c	0.35 ± 0.06e	29.84 ± 1.70c	16.23 ± 2.20e	0	0.06 ± 0.05d	0.28
I	345.71 ± 2.56b	9.43 ± 0.52d	83.00 ± 2.00b	193.00 ± 1.74d	0.041 ± 0.004b	0.42 ± 0.07cd	7.19
II	392.15 ± 7.10b	16.47 ± 0.43c	85.90 ± 1.66b	219.60 ± 4.94c	0.069 ± 0.008b	0.86 ± 0.12c	12.34
III	480.64 ± 7.76a	22.64 ± 0.89b	90.44 ± 1.31b	246.07 ± 2.89b	0.081 ± 0.02b	2.04 ± 0.14b	16.88
IV	555.23 ± 25.11a	36.60 ± 0.66a	119.29 ± 4.61a	495.85 ± 10.98a	0.166 ± 0.02a	2.89 ± 0.32a	27.15

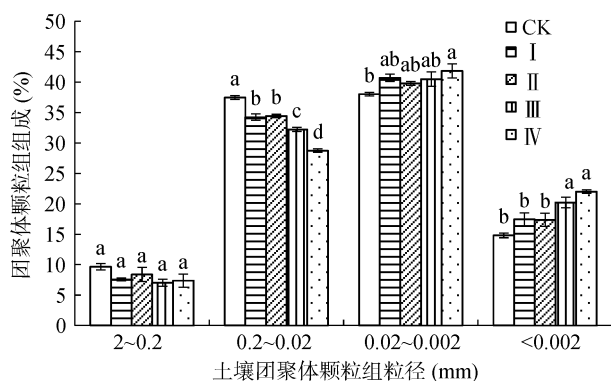
注：表中同列数据小写字母不同表示不同土壤间差异显著(P < 0.05)，下表同。

2.2 不同重金属污染程度对土壤团聚体组成及稳定性的影响

小麦季不同重金属污染水平土壤中各粒级团聚

体含量见图 1。从图中可以看出，对于 2 ~ 0.2 mm 粒级，不同水平污染土壤的含量均小于未污染土壤，但各土壤间差异并不显著。0.2 ~ 0.02 mm 粒级，土壤 IV

与未污染土壤相比, 含量降低 23%; 土壤 III 较未污染土壤降低 14%; 土壤 I 和土壤 II 较未污染土壤分别降低 8.6% 和 8.1%, 均呈显著性降低, 这说明与未污染土壤相比, 随着污染水平的降低, 细砂粒含量呈增加趋势。对于 0.02 ~ 0.002 mm 粒级, 土壤 IV 中含量最高, 为 42.86%, 与未污染土壤相比增加 10%, 呈显著性增加, 但其他土壤与未污染土壤相比并没有显著差异。<0.002 mm 粒级, 土壤 IV 中含量最高, 为 22.02%, 较未污染土壤相比增加 47%; 土壤 III 较未污染土壤增加 37%, 高污染与中度污染两个污染水平均呈显著性增加; 土壤 I 和 II 与未污染土壤没有显著性差异; 这说明随着污染程度的增加, 最小粒级团聚体含量呈增加趋势。同时从图中可以看出, 各粒级团聚体含量变化趋势为 2 ~ 0.2 mm 粒级 < (<0.002) mm 粒级 < 0.2 ~ 0.02 mm 粒级 < 0.02 ~ 0.002 mm 粒级。



(图中小写字母不同表示同一粒径颗粒不同土壤间差异达显著水平 ($P < 0.05$), 下同)

图 1 小麦季土壤团聚体颗粒组成

Fig. 1 Composition of particle size fractions of paddy soil aggregates in wheat season

水稻季不同重金属污染水平土壤中团聚体颗粒组成见图 2。可以看出, 对于 2 ~ 0.2 mm 粒级, 与未污染土壤相比, 土壤 III 和 IV 中含量分别增加 65%、

29%, 差异达显著水平; 土壤 I 和 II 中含量较未污染土壤没有显著性差异。0.2 ~ 0.02 mm 粒级, 土壤 I、II、III、IV 间团聚体含量变化不显著, 未污染土壤较其他受污染土壤有显著增加, 这与小麦季土壤此粒级变化基本一致。0.02 ~ 0.002 mm 粒级团聚体含量变化与最大粒级相反, 与未污染土壤相比, 土壤 III 与土壤 IV 呈显著降低趋势, 分别降低了 18% 和 15%; 而土壤 I、II 与土壤 III、IV 相比呈显著增加趋势, 与未污染土壤相比没有显著性变化; 土壤 I、II 之间及土壤 III、IV 之间没有显著差异。<0.002 mm 粒级, 与对照相比, 重金属污染土壤团聚体含量均呈增加趋势, 土壤 I、II、IV 与未污染土壤相比差异显著, 这与小麦季也具有一致性。

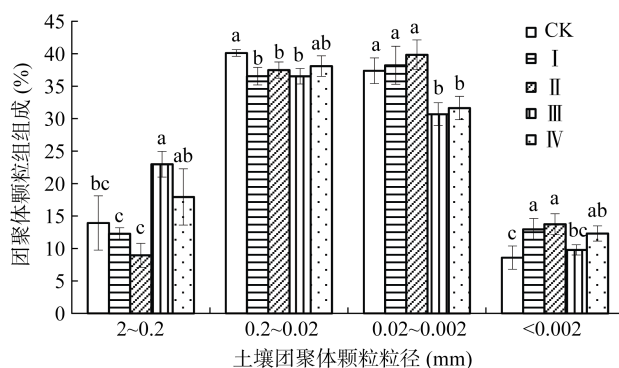


图 2 水稻季土壤团聚体颗粒组成

Fig. 2 Composition of particle size fractions of paddy soil aggregates in rice season

土壤团聚体平均重量直径(MWD)是表征土壤团聚体分布和土壤结构特征的重要指标, 值越高, 表明土壤团聚体越稳定。小麦季土壤团聚体 MWD 值表现为: 未污染土壤团聚体 MWD 值最高, 即随着污染程度降低, MWD 值增加(图 3), 说明重金属污染影响土壤结构, 不利于植物生长。水稻季土壤团聚体 MWD 值则表现为: 与未污染土壤相比, 土壤 I、IV

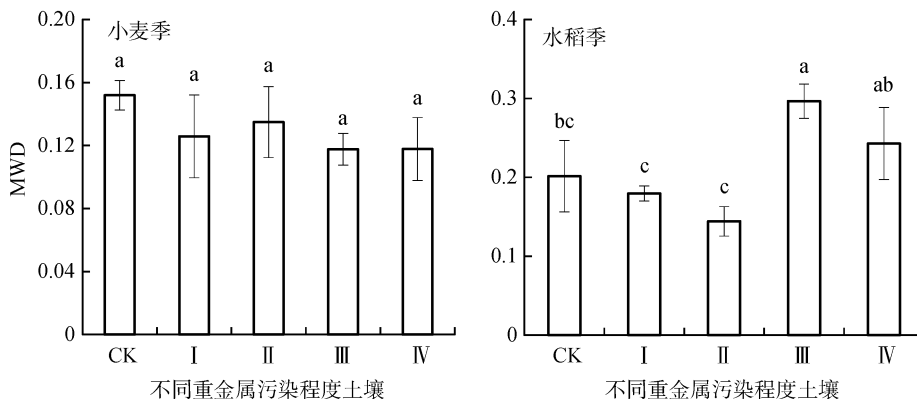


图 3 不同程度重金属污染对土壤团聚体平均重量直径的影响

Fig. 3 MWD of aggregates under different polluted soils

没有显著性差异；土壤 III 增加 48%，差异达显著性水平；土壤 II 则显著降低 25%。小麦季与水稻季各土壤间比较可以看出，水稻季 MWD 值要显著高于小麦季，可能是因为水稻季大粒径团聚体含量较多，使得 MWD 值升高。

2.3 不同重金属污染程度对土壤团聚体有机碳含量的影响

小麦季原土及不同粒径土壤有机碳含量如图 4 所示。原土中未污染土壤有机碳含量最高，土壤 III、IV 较未污染土壤有机碳没有显著性变化；而土壤 I、II 则分别降低 4.69 g/kg 和 7.38 g/kg，呈显著降低趋势。2 ~ 0.2 mm 粒径，与对照相比，各土壤有机碳含量没有显著差异。0.2 ~ 0.02 mm 粒径，土壤 I (19.13 g/kg)、土壤 II (18.91 g/kg) 与未污染土壤 (23.33 g/kg) 和土壤 IV (25.51 g/kg) 相比，有机碳含量呈显著降低趋势，其他土壤间有机碳含量没有显著变化。0.02 ~ 0.002 mm 粒径，有机碳变化趋势与 0.2 ~ 0.02 mm 粒径相同，土壤 I、II、III 与未污染土壤和重度污染土壤相比均显著降低。<0.002 mm 粒径中土壤有机碳含量与 2 ~ 0.2 mm 粒径变化趋势相同，不同污染水平土壤中有有机碳含量差异不显著。最大粒径和最小粒径中土壤有机碳与其他粒径相比变化趋势不一致，主要可能是因为大粒径中有机碳的更新周期比较短，有机碳含量动态变化比较显著，而最小粒径有机碳比较稳定，没有显著变化。

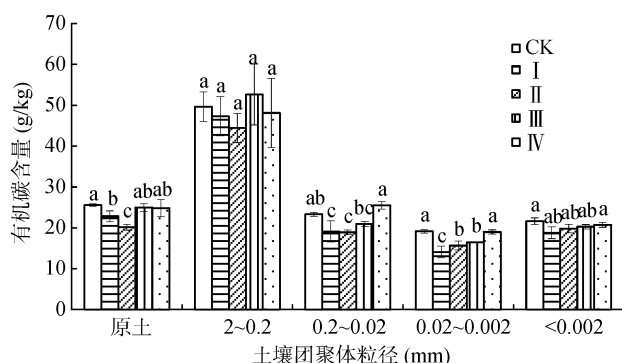


图 4 小麦季原土及各粒径土壤团聚体有机碳含量

Fig. 4 Total organic carbon in bulk soil and different size aggregates of paddy soils in wheat season

水稻季原土及不同粒径土壤有机碳含量见图 5。从图中可以看出，原土中，与未污染土壤相比，不同重金属污染程度下土壤有机碳含量均呈显著性增加，其中土壤 IV 最高，为 30.25 g/kg，较未污染土壤增加 8.20 g/kg，差异极显著；2 ~ 0.2 mm 粒径中有机碳变化没有明显趋势，可能是因为大粒径中有机碳不稳定，更新较快，与原土变化趋势具有一定差异；0.2 ~ 0.02 mm

与 0.02 ~ 0.002 mm 粒径土壤有机碳变化具有相同趋势，与未污染土壤相比，随着污染程度的增加，土壤有机碳含量呈增加趋势。<0.002 mm 粒径中，土壤 IV 有机碳含量最高，较未污染土壤以及土壤 II、III 呈显著增加。

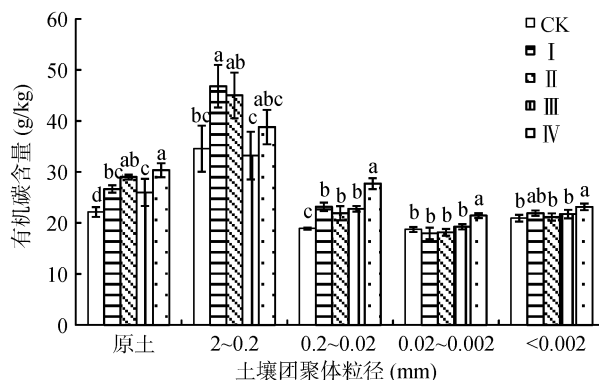


图 5 水稻季原土及各粒径土壤团聚体有机碳含量

Fig. 5 Total organic carbon in bulk soil and different size aggregates of paddy soils in rice season

3 讨论

重金属污染可能会减弱土壤较大团聚体的形成，从而导致细小粒径团聚体相对增多^[10]。本研究中相对于对照未污染土壤，小麦季重金属污染对 2 ~ 0.2 mm 团聚体组成并未有显著影响，0.2 ~ 0.02 mm 粒径团聚体颗粒含量随污染程度增加而降低，而 <0.002 mm 粒径团聚体颗粒含量则随着污染程度的增加而增加，这可能是因为重金属污染降低了小粒径团聚体的胶结作用。但水稻季则未表现出此趋势，这可能受到土壤水分等管理措施的影响^[19]。研究^[20]表明水分散的土壤粉粒和黏粒的含量受淹水时间的影响较大，随着淹水时间的延长，水分散的土壤粉粒与黏粒的含量不断增加，土壤淹水后，虽然其结构体的水稳性降低(表现为土壤粉粒和黏粒分散度增加)，但土粒排列的松紧度并没有显著改变。

水稻季的淹水管理对土壤重金属形态及有效态含量有显著影响。研究表明，淹水不仅使土壤 Cd 形态分配明显不同于旱作，而且随着淹水时间的延长，土壤 Cd 形态还不断进行着由高活性态向低活性态的转化。这可能是因为淹水后明显降低了土壤交换态 Cd 的分配系数，相应地增加了其他形态的分配系数，尤其是紧密结合有机态和碳酸盐结合态的分配系数^[21-22]。本研究中小麦季不同污染水平土壤有效态 Pb 与 Cd 浓度均大于水稻季对应有效态 Pb、Cd 浓度，可能是因为水稻季长期处于淹水状态，土壤中有有效态的重金属进入土壤水溶液中，从而导致土壤中有有效态重金属

含量减少,而这可能会影响土壤微生物的活性,从而改变微生物对土壤有机碳的利用。土壤团聚体的形成和稳定性取决于土壤有机质含量^[23-24]。一般认为,土壤有机碳含量随团聚体粒径的增大而增加,且大团聚体比微团聚体含有更多初期不稳定的新成有机物质^[1]。本研究中重金属污染降低了土壤大团聚体中有机碳的含量,增加了小粒级团聚体中有机碳含量,这表明一定的重金属污染通过改变土壤中大团聚体形成来降低土壤中有机碳的含量,但是重度污染土壤中小粒级团聚体的增加增大了土壤中稳定有机碳的含量,这在小麦季与水稻季表现都十分显著。原土及各粒级团聚体有机碳含量结果显示,各粒级团聚体中有机碳含量与原土中有机碳含量变化趋势具有一致性,小麦季原土中受重金属污染土壤有机碳含量要低于未污染土壤,并且重污染土壤有机碳含量要大于轻度污染土壤,各粒级团聚体有机碳含量也具有此趋势。这可能是由于重金属污染影响了土壤中微生物生长,重度污染降低了微生物活性,而轻度污染则增加了微生物活性,促进了微生物的生长,使其对土壤中有机碳的利用增加,降低了有机碳含量。因为大粒级团聚体土壤有机碳不稳定,所以大粒级团聚体中有机碳变化较为明显,小粒级团聚体中有机碳处于稳定状态,所以重金属污染对小粒级团聚体有机碳含量影响较小。

土壤团聚体稳定性受到土壤有机碳含量、耕作方式、施肥等的影响,而团聚体稳定性关系到土壤质量、

可蚀性及土壤农业种植的可持续性^[25-26]。研究表明,土壤团聚体的平均质量直径(MWD)值能很好地反映土壤团聚体和水稳性团聚体的分布和稳定性特征,MWD 值越大表示土壤团聚体的团聚度越高,稳定性越强^[27]。耕作对水稳性大团聚体的影响较大,而对微团聚体部分的影响则较小^[28]。由小麦季和水稻季 MWD 值可以看出(图 3),不同污染水平对小麦季和季水稻季土壤团聚体的 MWD 值影响并不相同,与对照土壤相比,小麦季在不同水平污染下的 MWD 值并无显著差异,而水稻季则在不同污染程度下 MWD 值产生差异。这说明在不同的耕作管理措施下不同重金属污染程度对水稻季土壤团聚体稳定性的影响也不相同,水稻季土壤可能更灵敏地响应于管理措施的变化。同时,水稻季土壤团聚体 MWD 值较小麦季有所增大,这可能是因为水稻季利于土壤有机质的积累,这也促进了土壤大团聚体的形成。同时,小麦季在播种前的机械翻耕也会破坏部分大团聚体,因此水稻季的大粒径团聚体数量较小麦季有所增加,水稻季的土壤团聚体 MWD 值也较大^[28]。

为了探讨污染程度与土壤团聚体稳定性及土壤有机碳的关系,对不同季节土壤的内梅罗污染指数与团聚体 MWD 值以及有机碳含量进行了相关性分析(图 6)。从图中可以看出,小麦季和季水稻季内梅罗指数与土壤有机碳含量之间的变化趋势与相对应作物季的内梅罗指数与 MWD 值关系的变化趋势并不一

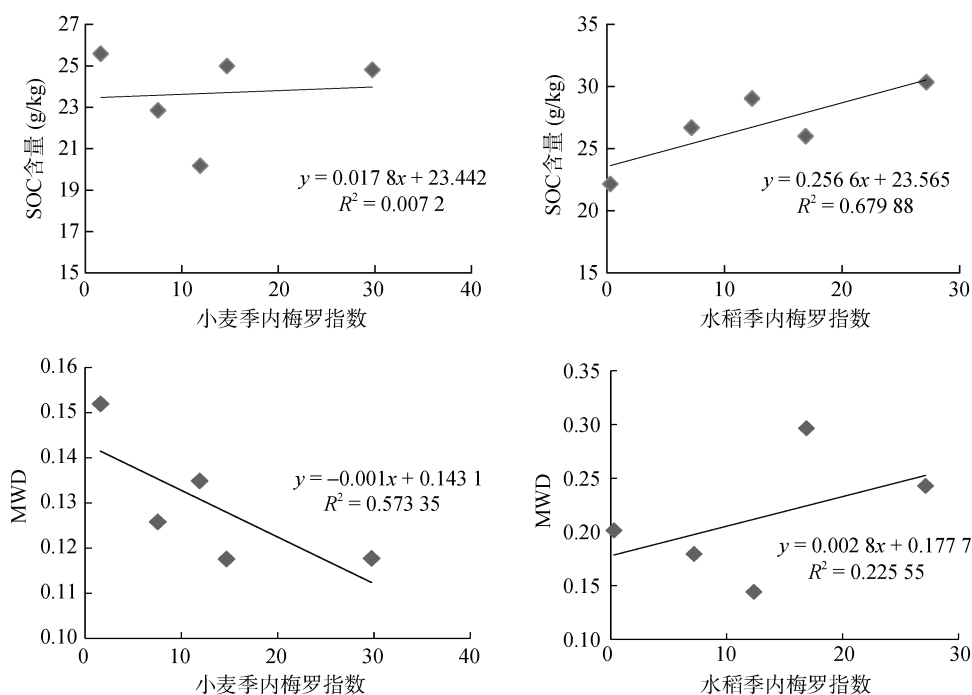


图 6 不同作物季土壤内梅罗指数与土壤 SOC 和 MWD 值的相关分析

Fig. 6 Correlation analysis between Nemero index and SOC and MWD of aggregates in different crop seasons

致。这进一步表明重金属污染水平与土壤团聚体稳定性并不能用简单的线性来表示。已有的研究也表明,当较低浓度的重金属污染可刺激微生物的分解活动,土壤有机碳矿化率升高;而较高浓度的重金属污染则会抑制微生物的分解活动从而导致土壤有机碳矿化率降低,但该结果与重金属污染程度也不能用简单的线性关系来表示^[29-35]。同时,研究表明重金属污染可能通过影响团聚体胶结物质的组成和含量从而影响大团聚体的形成,如重金属污染可能会通过降低小麦季大团聚体中微生物生物量及真菌丰度从而影响土壤较大粒级团聚体的含量^[36],但这种影响是否在不同重金属污染程度和作物季下表现出同样趋势尚不清楚。因此,野外长期不同程度的重金属污染对不同作物季团聚体胶结物质组成及含量影响的微生物学机制还需要进一步研究。

4 结论

重度重金属污染可以显著降低小麦季水稻土中大粒级团聚体的含量,并显著增加小粒级团聚体含量。不同程度的重金属污染对土壤团聚体稳定性的影响与其对土壤有机碳含量的影响趋势在不同作物季表现并不相同,这可能与不同作物季的耕作管理措施有密切联系,还需要进一步深入研究。

参考文献:

- [1] Six J, Elliott E T, Paustian K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32(14): 2099-2103
- [2] Briedis C, de Moraes S J C, Fávero C E, et al. Soil organic matter pools and carbon-protection mechanisms in aggregate classes influenced by surface liming in a no-till system[J]. *Geoderma*, 2012, 170(1): 80-88
- [3] Six J, Paustian K. Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2014, 68(1): A4-A9
- [4] 刘中良, 宇万太. 土壤团聚体中有机碳研究进展[J]. *中国生态农业学报*, 2011, 19(2): 447-455
- [5] Lal R, Kimble J M. Conservation tillage for carbon sequestration[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1997, 49(1-3): 243-253
- [6] Schulten H R, Leinweber P. New insights into organic-mineral particles: Composition, properties and models of molecular structure[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 30(5-6): 399-432
- [7] 张志毅, 汤文娟, 熊又升, 等. 改良剂对冷浸田土壤团聚体稳定性的影响[J]. *华中农业大学学报*, 2015, 34(4): 37-43
- [8] 陈世宝, 华珞, 白玲玉, 等. 有机质在土壤重金属污染治理中的应用[J]. *农业环境与发展*, 1997, 14(3): 26-29
- [9] 李志鹏. 土地利用变化和重金属污染对水稻土壤呼吸和有机碳损失的影响[D]. 南京: 南京农业大学, 2009
- [10] Fliepbach A, Martens R, Reber H H. Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge[J]. *Biology and Biochemistry*, 1994, 26(9): 1201-1205
- [11] 张良运, 李恋卿, 潘根兴, 等. 重金属污染可能改变稻田土壤团聚体组成及其重金属分配[J]. *应用生态学报*, 2009, 20(11): 2806-2812
- [12] Stemmer M, Gerzabek M H, Kandeler E. Organic matter and enzyme activity in particle-size fractions of soils obtained after low-energy sonication[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, 30(1): 9-17
- [13] 魏艳春, 马天娥, 魏孝荣, 等. 黄土高原旱地不同种植系统对土壤水稳性团聚体及碳氮分布的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(2): 305-313
- [14] 崔立强. 生物炭抑制稻麦对污染土壤中 Cd/Pb 吸收试验研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2011
- [15] Nemerow N L. Stream, lake, estuary and ocean pollution[M]. New York: Van Nostrand Reinhold Publishing Co, 1991: 0-472
- [16] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 科学出版社, 2000: 205-226
- [17] 刘卫星, 宗良纲, 肖俊, 等. 宜兴地区水稻土 Pb Cd Cu Zn 污染及垂直分布特性研究[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 28(8): 1567-1572
- [18] 李亮亮, 张大庚, 依艳丽, 等. 葫芦岛市连山区·龙港区土壤重金属垂直分布与迁移特征[J]. *安徽农业科学*, 2007, 35(13): 3916-2918, 3978
- [19] 高明, 张薇, 王子芳, 等. 水分状况对紫色母岩发育的水稻土团聚体及有机碳分布影响[J]. *土壤学报*, 2008, 45(5): 943-949
- [20] 钟继洪, Macariola N. 淹水时间对土壤粘闭的影响[J]. *热带亚热带土壤科学*, 1993, 2(1): 38-43
- [21] 郑绍建, 胡霭堂. 淹水对污染土壤镉形态转化的影响[J]. *环境科学学报*, 1995, 15(2): 142-147
- [22] 邓林, 李柱, 吴龙华, 等. 水分及干燥过程对土壤重金属有效性的影响[J]. *土壤*, 2014, 46(6): 1045-1051
- [23] Choudhury S G, Srivastava S, Singh R, et al. Tillage and residue management effects on soil aggregation, organic carbon dynamics and yield attribute in rice-wheat cropping system under reclaimed sodic soil[J]. *Soil and Tillage Research*, 2014, 136(4): 76-83
- [24] Yang X M, Drury C F, Reynolds W D, et al. Impacts of long-term and recently imposed tillage practices on the vertical distribution of soil organic carbon[J]. *Soil and Tillage Research*, 2008, 100(1): 120-124
- [25] 李江涛, 钟晓兰, 赵其国. 耕作和施肥扰动下土壤团聚体稳定性影响因素研究[J]. *生态环境学报*, 2009, 18(6): 2354-2359
- [26] Su Y Z, Wang F, Zhang Z H, et al. Soil properties and characteristics of soil aggregate in marginal farmlands of oasis in the middle of Hexi Corridor region, northwest, China[J]. *Agricultural Sciences in China*, 2007, 6(6): 706-714

- [27] Zhang B, Horn R. Mechanisms of aggregate stabilization in Ultisols from subtropical China[J]. *Geoderma*, 2001, 99(1): 123–145
- [28] 王国强, 毛艳玲. 土地利用方式对土壤团聚体组成及质量的影响[J]. *林业科技开发*, 2008, 22(6): 60–63
- [29] 周通, 潘根兴, 李恋卿, 等. 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[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(12): 2568–2573
- [30] 张涪平, 曹凑贵, 李苹, 等. 藏中矿区重金属污染对土壤微生物学特性的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(4): 698–704
- [31] Li Y T, Rouland C, Benedetti M, et al. Microbial biomass, enzyme and mineralization activity in relation to soil organic C, N and P turnover influenced by acid metal stress[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(5): 969–977
- [32] 王丽平, 郑顺安, 章明奎. 重金属污染对土壤颗粒态有机质和添加植物材料矿化的影响[J]. *浙江大学学报 (农业与生命科学版)*, 2008, 34(3): 303–308
- [33] Dai J, 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(2): 99–109
- [34] Vasquez-Murrieta M, Migurles-Garduno I, Franco-Hernandez O, et al. C and N mineralization and microbial biomass in heavy-metal contaminated soil[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2006, 42(2): 89–98
- [35] Niemeyer J C, Lolata G B, de Carvalho G M, et al. Microbial indicators of soil health as tools for ecological risk assessment of a metal contaminated site in Brazil[J]. *Applied Soil Ecology*, 2012, 59(4): 96–105
- [36] Chen J, He F, Zhang X, et al. Heavy metal pollution decreases microbial abundance, diversity and activity within particle-size fractions of a paddy soil[J]. *Fems Microbiology Ecology*, 2014, 87(1): 164–181

Effects of Different Heavy Metal Pollution Levels on Soil Aggregates Composition in a Paddy Soil

ZHANG Yujiao, CHEN Minyao, ZHANG Xuhui*, HE Feng, LIU Xiaoyu, BIAN Rongjun, CHENG Kun, LI Lianqing, PAN Genxing

(*Institute of Resources, Ecosystem and Environment for Agriculture, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China*)

Abstract: In order to explore the influences of different heavy metal pollution levels on soil aggregate composition of a paddy soil, soil samples near the Taihu Lake area in Jiangsu with a wheat-rice rotation under a long-term heavy metal contamination were collected, and bulk soils were separated into various size fractions of aggregates with low energy dispersion. The results showed that in wheat season the contents of 2–0.2 mm and 0.2–0.02 mm aggregates decreased significantly, whereas the contents of 0.02–0.002 mm and <0.002 mm aggregates increased significantly with the increasing of pollution degree of heavy metals, but it was not happened in rice season because of the different water regime management compared with wheat season. All the data showed that heavy metal pollution decreased the MWD (mean weight diameter) value of the aggregates in rice season, which implies that metal pollution could destroy soil aggregation. But there's no the same trend in wheat season. The results showed that heavy metal pollution had no significant influences on the content of organic carbon in bulk soil and aggregates in wheat season, but metal pollution increased the SOC in rice season. The study showed that under heavy metal pollution, the composition of soil aggregates responses differently in various crop season which may relate with various field managements.

Key words: Heavy metals pollution; Rice-wheat rotation; Paddy soil; Aggregate size composition; Organic carbon