

刘 晓, 黄 林, 郭康莉, 等. 无害化污泥与钼尾矿配施对沙化潮土土壤质量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(12):2385-2396.

LIU Xiao, HUANG Lin, GUO Kang-li, et al. Effect on the quality of sandy fluvo-aquic soil by application of non-hazardous sewage sludge with molybdenum tailings[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(12):2385-2396.

无害化污泥与钼尾矿配施对沙化潮土土壤质量的影响

刘 晓¹, 黄 林², 郭康莉¹, 张雪凌³, 杨俊诚¹, 姜慧敏^{1*}, 张建峰^{1*}

(1. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 耕地培育技术国家工程实验室, 北京 100081; 2. 郑州市污水净化有限公司, 郑州 450000; 3. 四川农业大学环境学院, 成都 611130)

摘 要:以小麦-玉米轮作体系下的沙化潮土为研究对象,通过 2012—2015 年 3 年 5 季田间定位试验,选用经过无害化处理且符合国家相关标准的商业化污泥和钼尾矿产品,研究无害化污泥与钼尾矿施用对我国典型沙化潮土土壤质量指标的影响,为无害化污泥与钼尾矿资源化利用提供理论和技术依据。结果表明:45 t·hm⁻² 污泥(W3)与钼尾矿配施对沙化潮土有机质(SOM)的提升效果最明显,SOM 在玉米季 W3+75 t·hm⁻²(M1)处理显著增加了 165.10%,在小麦季 W3+M2 处理显著增加了 106.10%(P<0.05);相比单施同一水平污泥,污泥与 75 t·hm⁻² 钼尾矿配施下土壤>0.25 mm 水稳性团聚体(WR_{0.25})含量,平均质量直径(MWD)和几何平均直径(GMD)分别显著升高了 38.04%~60.24%,28.45%~45.27% 和 41.34%~67.77%(P<0.05),对促进土壤形成水稳性团聚体以及提高水稳性团聚体稳定性的作用更为突出;45 t·hm⁻² 污泥与 75 t·hm⁻² 钼尾矿配施对沙化潮土微生物量碳(SMBC)和微生物量氮(SMBN)提升效果最明显,在玉米季分别显著提高了 235.52% 和 156.79%(P<0.05),在小麦季分别显著提高了 249.24% 和 128.32%(P<0.05);单施污泥和污泥配施 75 t·hm⁻² 钼尾矿处理土壤微生物量熵(qMB)在玉米季和小麦季分别显著提高了 21.95%~46.25% 和 36.38%~71.17%(P<0.05)。但污泥与高量钼尾矿配施,SMBC、SMBN 和 qMB 较单施同一水平污泥和与 75 t·hm⁻² 钼尾矿配施的处理在玉米季分别下降了 3.89%~19.85%、4.31%~17.86% 和 6.95%~33.47%,在小麦季分别下降了 5.34%~23.24%、4.33%~28.08% 和 3.09%~32.33%,表明钼尾矿高量施用时会降低微生物活性。由灰色关联度分析方法得出,45 t·hm⁻² 无害化污泥与 75 t·hm⁻² 钼尾矿配施(W3+M1)能显著提高沙化潮土 SOM、SMBC、SMBN 和 qMB,并提高土壤平均质量直径(MWD)和几何平均直径(GMD),有效改善沙化潮土质量,在 3 年 5 季试验期间也未发现土壤和作物籽粒受到重金属污染。同时,W3+M1 处理显著提升了土壤肥力等级至 I 级,在此基础上,可以酌情不再施用污泥和钼尾矿。

关键词:沙化潮土;无害化污泥;钼尾矿;有机质;土壤水稳性团聚体;微生物量碳氮

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2016)12-2385-12 doi:10.11654/jaes.2016-0711

Effect on the quality of sandy fluvo-aquic soil by application of non-hazardous sewage sludge with molybdenum tailings

LIU Xiao¹, HUANG Lin², GUO Kang-li¹, ZHANG Xue-ling³, YANG Jun-cheng¹, JIANG Hui-min^{1*}, ZHANG Jian-feng^{1*}

(1. Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, CAAS, National Engineering Laboratory for Improving Quality of Arable Land, Beijing 100081, China; 2. Sewage Purification Co., Ltd. of Zhengzhou City, Zhengzhou 450000, China; 3. College of Environment, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China)

Abstract: The products of non-hazardous commercial sewage sludge and molybdenum tailings were used in the accordance of the national standard in the experiment using sandy fluvo-aquic soil under wheat-maize rotation system during 2013 to 2015. The 5-season of 3-year experiment focused on the effects of soil quality variations of the sandy fluvo-aquic soil by the use of non-hazardous sewage sludge and

收稿日期:2016-05-24

基金项目:国家自然科学基金项目(21577172, 41501322); 国家国际科技合作专项(2015DFA20790); 国家重点基础研究发展计划(973 项目)(2013CB127406); 中央级公益性科研院所专项资金资助项目(IARRP-2015-21)

作者简介:刘 晓(1991—),男,硕士研究生,主要从事土壤培肥与改良。E-mail:13126533503@163.com

* 通信作者:姜慧敏 E-mail:jianghuimin@caas.cn 张建峰 E-mail:zhangjianfeng@caas.cn

molybdenum tailings for providing theoretical and technical basis for the resource utilization of non-hazardous sewage sludge and molybdenum tailings. Results showed that the combined application of $45 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ sewage sludge (W3) with molybdenum tailings had the most significant impact on soil organic matter (SOM), which improved significantly by 165.10% for W3+M1 treatment in maize season and 106.1% for W3+M2 in wheat season respectively. In wheat season, compared with that of the single application of the same level of the sewage sludge, $>0.25 \text{ mm}$ soil water-stable aggregates ($\text{WR}_{0.25}$), mean weight diameter (MWD), and geometry weight diameter (GWD) enhanced significantly by 38.04%~60.24%, 28.45%~45.27%, and 41.34%~67.77% respectively, in the combined application of sewage sludge with $75 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ molybdenum tailings (M1) ($P < 0.05$). It showed that the combined application of sewage sludge with $75 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ molybdenum tailings were more prominent in improving the formation of soil water-stable aggregates and soil water-stable aggregates formed under the combined application of sewage sludge with $75 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ molybdenum tailings were more stable. The combined application of $45 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ sewage sludge with $75 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ molybdenum tailings had the most significant impact on SMBC and SMBN, which raised significantly by 235.52% and 156.79% in maize season ($P < 0.05$) and significantly improved by 249.24% and 128.32% in wheat season ($P < 0.05$). Microbial biomass entropy (qMB) increased significantly in the single application of sewage sludge and combined application of sewage sludge with $75 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ molybdenum tailings ($P < 0.05$) and in maize and wheat season, respectively improved by 21.95%~46.25% and 36.38%~71.17%. While the combined application of sewage sludge with $150 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ molybdenum tailings, SMBC, SMBN and qMB compared with the single application of the same level sewage sludge and the combined application with $75 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ molybdenum tailings in maize season respectively decreased by 3.89%~19.85%, 4.31%~17.86% and 6.95%~33.47%; in wheat season reduced by 5.34%~23.24%, 4.33%~28.08% and 3.09%~32.33% respectively. It indicated that the higher application of molybdenum tailings inhibited the soil microbial activity. The combined application of $45 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ non-hazardous sewage sludge with $75 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ molybdenum tailings significantly ameliorated SOM, $\text{WR}_{0.25}$, MWD, GMD, SMBC, SMBN, and qMB, and improved the quality of sandy fluvo-aquic soil effectively by the mean of grey correlation analysis method, and which did not cause the heavy metals pollution to the soil and grain during the experiment. Furthermore, W3+M1 significantly met to first grade of the soil fertilizer and on this basis, it was recommended that the sewage sludge and molybdenum tailings were no more applied.

Keywords: sandy fluvo-aquic soil; non-hazardous sewage sludge; molybdenum tailings; organic matter; soil water-stable aggregates; soil microbial biomass carbon and nitrogen

城市污泥中含有大量的有机质和丰富的氮磷钾及其他微量元素^[1-3],是一种很好的有机肥和土壤调理剂的原材料,具有较广阔的应用前景。许多研究表明,经过无害化处理的污泥农田利用可提高土壤有机质和氮、磷等养分元素的含量,提高土壤脲酶活性,并与污泥用量呈线性相关^[4-6]。但也有研究表明,施用污泥既能刺激土壤中微生物的活性,也会对一些土壤微生物产生毒性^[7]。还有许多研究发现,无害化污泥可以增加土壤的持水能力,改良土壤结构,使土壤疏松,有利于团粒形成,提高团粒的水稳性,并且随污泥施用量的增加,土壤容重减少、孔隙度增加^[8-10]。

尾矿含有维持植物生长和发育必需的中微量元素以及大量的粉砂粒组分和粘粒组分。有研究表明,经过无害化处理的尾矿能通过补充沙质土壤粉砂级甚至微米、亚微米粒级组分,有效改善土壤物理结构^[11],同时,黄永刚^[12]研究发现无害化铁尾矿能够显著增加土壤中微量元素含量,促进植物生长发育;陈远炎等^[13]发现土壤中的磁性矿物有利于土壤中微团聚体的形成,对提高土壤肥效有积极作用,并利用铁尾

矿对土壤进行磁性改良。沙化土壤具有持水性差、养分含量低、黏土矿物和有机胶体含量低等特点,因此运用无害化污泥及钼尾矿对沙化土壤进行改良,其效果比用于其他质地土壤显著^[14]。

目前,无害化污泥农用相关研究取得了很多较好的效果,无害化尾矿作为一种可再利用资源也正越来越受到广泛关注^[15],但关于两者配合长期施用对典型沙化土壤培肥和改良效应研究还较少。

河南省是我国重要的粮食生产基地,据国家统计局统计,截止 2015 年,河南省全年粮食总产量为 6067 万 t,占全国粮食总产量的 9.76%,排名全国第二。但是其土壤沙化严重,沙化潮土面积达 66.7 万 hm^2 ,而且耕地的退化面积正以超过 3% 的速度增长,严重制约了当地的农业生产,进而直接威胁到国家粮食安全^[16]。改良沙化土壤质量和提升土壤生产力是建立粮食安全长效机制的重大战略需求,本文采用田间连续定位试验,系统研究了无害化污泥的不同施用量和无害化污泥与钼尾矿配施对土壤有机质、微生物量碳氮、团聚体的影响,以期无害化污泥和钼尾矿的资源化利用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试的无害化污泥由郑州市污水净化有限公司提供,是郑州市污水管网分开后处理生活污水产生的污泥。将秸秆、花生壳等辅料按照一定比例与污泥混合,接入枯草芽孢杆菌、黑曲霉和嗜热侧孢霉等混合菌剂,通过好氧发酵、高温堆肥后制成的商业化产品:含水率 33.08%,pH 8.05,有机质 223.92 g·kg⁻¹,全氮 17.60 g·kg⁻¹,全磷 9.86 g·kg⁻¹,全钾 13.90 g·kg⁻¹。无害化污泥中主要的重金属元素含量均低于《城镇污水处理厂污泥处理土地改良用泥质》(GB/T 24600—2009)所规定的值,符合污泥农用的标准(表 1)。

供试的无害化钼尾矿由河南煤化集团栾川龙宇钼业公司提供(专利号为 ZL2010101606824):含水率 21.58%,pH 7.93,有机质 8.49 g·kg⁻¹,全氮 1.70 g·kg⁻¹,全磷 0.23 g·kg⁻¹,全钾 13.7 g·kg⁻¹,钼含量 211.25 mg·kg⁻¹,无害化钼尾矿中主要重金属元素的含量均低于农用污泥标准(表 1)。

1.2 供试基地

试验基地位于河南省开封市农林科学研究院试验田(东经 114.27°,北纬 34.77°),地处暖温带大陆性季风气候区,年均气温为 14.52°,年均无霜期为 221 d,年均降水量为 627.5 mm,降水多集中在夏季 7、8 月。土壤类型为沙化潮土。试验前土壤耕层(0~20 cm)的基本理化性质为:含水率 5.87%,pH 8.42,有机质 12.10 g·kg⁻¹,全氮 0.44 g·kg⁻¹,碱解氮 20.33 mg·kg⁻¹,速效磷 13.25 mg·kg⁻¹,速效钾 40.32 mg·kg⁻¹,钼含量 2.01 mg·kg⁻¹。重金属含量为:Cr 26.71 mg·kg⁻¹,Ni 12.31 mg·kg⁻¹,Cu 9.77 mg·kg⁻¹,Zn 28.90 mg·kg⁻¹,Cd 0.14 mg·kg⁻¹,Pb 13.95 mg·kg⁻¹。试验区种植制度为玉米-小麦轮作,供试作物为当地主栽品种,玉米品种为“开玉 15”,小麦品种为“开麦 18”。

1.3 试验设计

田间定位试验从 2012 年 10 月开始,到 2015 年 6 月已连续种植 3 季小麦和 2 季玉米。试验设置 10 个处理:(1)单施化肥,CK;(2)CK+ 15 t·hm⁻² 无害化

污泥,W1;(3)CK+30 t·hm⁻² 污泥,W2;(4)CK+45 t·hm⁻² 污泥,W3;(5)W1+75 t·hm⁻² 钼尾矿(M1),W1+M1;(6)W2+75 t·hm⁻² 钼尾矿(M1),W2+M1;(7)W3+75 t·hm⁻² 钼尾矿(M1),W3+M1;(8)W1+150 t·hm⁻² 钼尾矿(M2),W1+M2;(9)W2+150 t·hm⁻² 钼尾矿(M2),W2+M2;(10)W3+150 t·hm⁻² 钼尾矿(M2),W3+M2。每个处理 3 次重复,区组随机排列。田间每个小区用水泥墙分割,小区面积为 5 m²。按照当地农民习惯施肥水平在小麦季和玉米季施 N 225 kg·hm⁻²,施 P₂O₅ 86 kg·hm⁻²,施 K₂O 113 kg·hm⁻²,施用肥料分别为尿素、磷酸一铵和氯化钾,由开封市农林科学研究院提供。种植小麦前,无害化污泥随肥料一次性以基肥形式采用撒施法均匀施入;种植玉米前,无害化污泥和钼尾矿随肥料一次性以基肥形式采用撒施法均匀施入。无害化污泥施用量参考周东兴等^[17]推荐施用量为 0~60 t·hm⁻²,无害化钼尾矿施用量参考张夫道^[18]推荐施用量为 45~75 t·hm⁻²。其他大田管理措施均与当地农民习惯保持一致。

1.4 试验方法

1.4.1 土壤采集

土壤样品分别于 2014 年 9 月 28 日(玉米收获期)和 2015 年 6 月 15 日(小麦收获期)在各试验小区内采用“Z”字式采集 0~20 cm 的耕层土壤样品 5 个,经充分混匀后,通过“四分法”取两份,一份带回实验室自然风干,过 2 mm 筛后测定土壤养分含量,并选用小麦收获期的土样测定水稳性团聚体含量;另一份用白色棉布袋装取,放入 4 °C 冰箱保存,用于测定土壤微生物量碳氮。同时,小麦季用环刀采集土壤样品,加盖、密封后带回实验室进行土壤容重的测定。

1.4.2 分析方法

土壤有机质含量采用重铬酸钾-浓硫酸外加热法测定^[18];土壤容重采用环刀法测定^[18];土壤微生物量碳氮用氯仿熏蒸培养法测定^[19]。团聚体分组依据 Elliott^[20]方法,从过 2 mm 筛的土样中分离出粒径>0.25 mm、0.053~0.25 mm 级别的团聚体和<0.053 mm 粘砂粒组分。把>0.25 mm 级别的团聚体称为大团聚

表 1 供试无害化污泥与无害化钼尾矿重金属含量

Table 1 The content of heavy metal of non-hazardous sewage sludge and molybdenum tailings/mg·kg⁻¹

重金属 Heavy metal	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
无害化污泥 Non-hazardous sewage sludge	100.49	52.25	163.35	335.24	1.31	21.25
GB/T 24600—2009 规定最高容量 The maximum capacity set by GB/T 24600—2009	1000	200	1500	4000	20	1000
无害化钼尾矿 Non-hazardous molybdenum tailings	18.03	12.35	127.39	84.46	0.25	22.25

体(Macro-aggregate), 0.053~0.25 mm 级别团聚体称为微团聚体(Micro-aggregate), <0.053 mm 组分称为粘砂粒。不同级别的团聚体经烘干称重, 计算各级团聚体的质量百分比。土壤全钼采用硝酸-氢氟酸-高氯酸混酸消解、ICP-MS 测定; 土壤铜、锌、镉、镍、铅和铬采用氢氟酸-高氯酸-盐酸-硝酸四酸消解、ICP-MS 测定。玉米和小麦籽粒钼采用硫氰化钾比色法测定; 玉米和小麦籽粒铜、锌、镉、镍、铅和铬采用硝酸-高氯酸混酸消解、ICP-MS 测定。

1.4.3 计算方法

利用各粒级团聚体数据, 分别计算平均质量直径(MWD, mm)、几何平均直径(GMD, mm)

$$MWD = \sum_{i=1}^n X_i W_i \quad (1)$$

$$GMD = \exp\left(\frac{\sum_{i=1}^n W_i \ln X_i}{\sum_{i=1}^n W_i}\right) \quad (2)$$

式中: X_i 为任一级别的平均土壤团聚体直径, 数值上等于相邻两级筛孔径的平均值; W_i 为对应于 X_i 的团聚体百分比。

1.5 数据统计分析

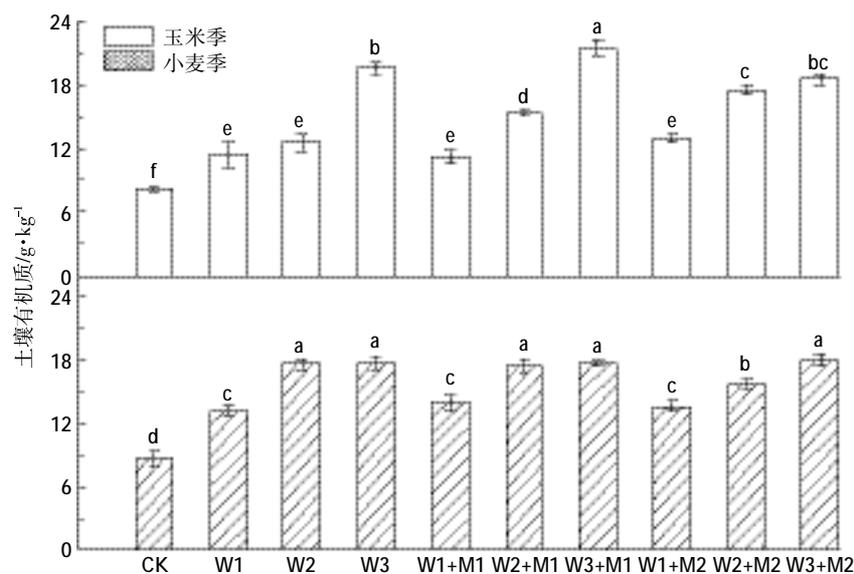
用 Excel 软件进行相关数据计算, 试验结果采用 SAS 9.1 软件进行方差分析和相关分析, 不同处理间采用最小显著差数法(LSD 法)进行差异显著性检验($P < 0.05$), 用 Origin 9.1 软件作图。

2 结果与分析

2.1 无害化污泥和钼尾矿配施对土壤有机质(SOM)含量的影响

由图 1 可知, SOM 在玉米季, 单施污泥处理 W1、W2、W3 较 CK 分别显著提高了 39.77%、54.68% 和 142.12% ($P < 0.05$); 污泥和钼尾矿配施处理 W1+M1、W2+M1、W3+M1、W1+M2、W2+M2、W3+M2 较 CK 分别显著提高了 38.81%、88.17%、165.10%、60.22%、116.01% 和 128.40% ($P < 0.05$), SOM 均随着污泥施用量的增加而增加, 其中 W3+M1 处理显著高于其他处理 ($P < 0.05$)。污泥和钼尾矿配施处理中, 较 W1, W1+M1、W1+M2 没有显著差异 ($P < 0.05$); 较 W2, W2+M1, W2+M2 随着钼尾矿施用量的增加, 有机质含量显著增加了 21.68% 和 39.63% ($P < 0.05$); 较 W3, W3+M1 显著提高了 9.49%, W3+M2 没有显著差异 ($P < 0.05$)。

SOM 小麦季各处理变化规律和玉米季相似, 单施污泥处理 W1、W2、W3 较 CK 分别显著提高了 39.78%、54.87% 和 142.13% ($P < 0.05$); 污泥与钼尾矿配施较 CK 分别显著提高了 38.81%、88.17%、165.10%、62.22%、116.01% 和 128.40% ($P < 0.05$), SOM 均随着污泥施用量的增加而增加, 其中 W3+M2 处理显著高于其他处理 ($P < 0.05$)。污泥和钼尾矿配施处理中, 较 W1, W1+M1、W1+M2 没有显著差异 ($P < 0.05$); 较 W2,



不同小写字母表示各处理间差异显著 ($P < 0.05$)。下同

Different lowercase letters indicate significant differences ($P < 0.05$) among different treatments. The same below

图 1 不同处理土壤有机质含量

Figure 1 Content of soil organic matter of different treatments

W2+M1 没有显著差异, W2+M2 显著降低了 10.90% ($P<0.05$); 较 W3, W3+M1、W3+M2 没有显著差异 ($P<0.05$)。

2.2 无害化污泥和钼尾矿配施对土壤水稳性团聚体结构的影响

2.2.1 水稳性团聚体组成

由表 2 可知, 在小麦季, 各处理 >0.25 mm 水稳定性大团聚体含量 ($WR_{0.25}$) 为 38.10%~61.05%, 0.25~0.053 mm 水稳性微团聚体含量为 31.42%~49.77%, 各处理 <0.053 mm 粘砂粒含量最少。 $WR_{0.25}$ 单施污泥处理较 CK 分别显著提高了 20.29%、24.15% 和 29.97% ($P<0.05$); 污泥和钼尾矿配施处理较 CK 分别显著提高了 38.04%、41.56%、60.24%、25.81%、23.10% 和 32.99% ($P<0.05$), $WR_{0.25}$ 均随着污泥用量的增加而增加, 其中 W3+M1 处理提升效果最为明显 ($P<0.05$)。 污泥与钼尾矿配施处理中, 较 W1, W1+M1 显著升高了 15.27%, W1+M2 无显著差异 ($P>0.05$); 较 W2, W2+M1 显著升高了 14.02%, W2+M2 无显著差异; 较 W3, W3+M1 显著升高了 23.28%, W3+M2 无显著差异。 这说明污泥与 $75 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 钼尾矿 (M1) 配施较单施污泥更有利于沙化潮土 $WR_{0.25}$ 的形成, 而污泥与 $150 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 钼尾矿配施较单施污泥对 $WR_{0.25}$ 没有明显增加作用。

2.2.2 水稳性团聚体结构的稳定性

由表 3 可知, 在小麦季, 土壤水稳定性团聚体的平均质量直径 (MWD) 单施污泥处理较 CK 处理分别显著提高 15.67%、18.10% 和 22.48% ($P<0.05$); 污泥和钼尾矿配施处理较 CK 分别显著提高了 28.45%、

30.59%、45.27%、19.74%、17.46% 和 24.80% ($P<0.05$), MWD 均随着污泥用量的增加而增加, 其中 W3+M1 处理提升效果最为明显 ($P<0.05$)。 污泥配施钼尾矿处理中, 较 W1, W1+M1 显著升高了 11.15%, W1+M2 无显著差异 ($P>0.05$); 较 W2, W2+M1 显著升高了 10.58%, W2+M2 无显著差异 ($P>0.05$); 较 W3, W3+M1 显著升高了 22.15%, W3+M2 无显著差异 ($P>0.05$)。

几何平均直径 (GMD) 单施污泥处理较 CK 分别显著提高了 23.45%、25.26% 和 31.64% ($P<0.05$); 污泥和钼尾矿配施处理较 CK 分别显著提高了 41.34%、41.27%、67.77%、29.05%、23.07% 和 36.57%

表 3 无害化污泥和钼尾矿配施对水稳性平均质量直径和几何平均直径的影响

Table 3 Effects on soil water-stable aggregates MWD and GMD after application of non-hazardous sludge with molybdenum tailings

处理 Treatment	平均质量直径 Mean weight diameter (MWD)/ μm	几何平均直径 Geometry weight diameter (GMD)/ μm
CK	506.87 \pm 7.48e	272.17 \pm 7.51d
W1	585.77 \pm 14.96d	335.99 \pm 22.40bc
W2	598.61 \pm 24.12cd	340.92 \pm 18.73bc
W3	620.82 \pm 12.44bcd	358.29 \pm 15.40bc
W1+M1	651.09 \pm 11.27b	384.69 \pm 14.93b
W2+M1	661.93 \pm 5.49b	384.52 \pm 3.38b
W3+M1	736.32 \pm 17.90a	456.63 \pm 16.13a
W1+M2	606.90 \pm 8.62cd	351.23 \pm 11.87bc
W2+M2	595.36 \pm 8.34cd	334.97 \pm 9.55c
W3+M2	632.55 \pm 15.74bc	371.70 \pm 16.64bc

表 2 小麦季无害化污泥和钼尾矿配施对沙化潮土水稳性团聚体组成的影响

Table 2 Composition of water-stable aggregates of the sandy fluvo-aquic soil after the application of non-hazardous sludge with molybdenum tailings

处理 Treatment	团聚体粒径分布 The size of soil aggregate/%			
	2~0.25 mm	0.25~0.053 mm	<0.053 mm	$WR_{0.25}$
CK	38.10 \pm 0.74f	49.77 \pm 0.84a	10.73 \pm 0.86a	38.10 \pm 0.74f
W1	45.83 \pm 1.24e	44.92 \pm 1.99b	7.90 \pm 2.75a	45.83 \pm 1.24e
W2	47.30 \pm 2.48de	42.35 \pm 2.81bcd	8.78 \pm 1.26a	47.30 \pm 2.48de
W3	49.52 \pm 1.17cde	40.62 \pm 1.10bcd	8.40 \pm 1.41a	49.52 \pm 1.17cde
W1+M1	52.58 \pm 1.09bc	37.90 \pm 1.10de	7.95 \pm 1.23a	52.83 \pm 1.08bc
W2+M1	53.93 \pm 0.64b	34.75 \pm 1.20ef	9.55 \pm 0.35a	53.93 \pm 0.64b
W3+M1	61.05 \pm 1.68a	31.42 \pm 0.91f	7.22 \pm 0.78a	61.05 \pm 1.67a
W1+M2	47.93 \pm 0.77de	43.33 \pm 0.99bc	7.53 \pm 1.20a	47.93 \pm 0.77de
W2+M2	46.90 \pm 0.75de	43.15 \pm 0.62bc	8.93 \pm 0.81a	46.90 \pm 0.75de
W3+M2	50.67 \pm 1.54bcd	39.93 \pm 1.01cd	7.75 \pm 0.71a	50.67 \pm 1.54bcd

注: 表中不同小写字母表示各处理间差异显著 ($P<0.05$)。下同。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences ($P<0.05$). The same below.

($P < 0.05$), MWD 均随着污泥用量的增加而增加, 其中 W3+M1 处理提升效果最为明显($P < 0.05$)。污泥配施钼尾矿处理中, 较 W1, W1+M1 显著升高了 14.49%, W1+M2 无显著差异($P > 0.05$); 较 W2, W2+M1 显著升高了 12.79%, W2+M2 无显著差异($P > 0.05$); 较 W3, W3+M1 显著升高了 27.45%, W3+M2 无显著差异($P > 0.05$)。该结果说明污泥与 $75 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 钼尾矿配施下形成的水稳性团聚体结构更稳定。

通过对 $\text{WR}_{0.25}$ 分别与 MWD 和 GMD 进行相关性分析发现, $\text{WR}_{0.25}$ 与 MWD 和 GMD 均呈极显著线性正相关($R^2=0.999$; $R^2=0.965$), 说明随着 $\text{WR}_{0.25}$ 含量增加, 水稳性团聚体 MWD、GMD 也相应增加。

2.3 无害化污泥和钼尾矿配施对土壤容重(BD)的影响

由图 2 可知, 土壤容重(BD)单施污泥处理 W2、W3 较 CK 分别显著降低了 11.46% 和 14.15% ($P < 0.05$); 污泥和钼尾矿配施处理除 W1+M2 外其他处理较 CK 分别显著提高了 8.35%、13.28%、15.47%、7.75% 和 8.67% ($P < 0.05$), 其中 W3+M1 下降效果最明显。单施污泥及污泥与 $75 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 钼尾矿配施处理中, 随着污泥施用量的增加, BD 随之显著降低 ($P < 0.05$)。当污泥配施高量钼尾矿施用时, 较施同一水平污泥的其他处理, BD 提高了 1.82%~8.05%。该结果表明单施污泥及配施钼尾矿能显著降低 BD, 但是钼尾矿高量施用时, 较施同一水平污泥的其他处理, BD 有升高的趋势。

2.4 无害化污泥和钼尾矿配施对土壤微生物量碳(SMBC)、微生物量氮(SMBN)和微生物熵(qMB)的影响

2.4.1 对土壤微生物量碳含量的影响

由图 3 可知, 土壤微生物量碳(SMBC)在玉米季和小麦季变化规律相似。玉米季时单施污泥处理较 CK 分别显著提高了 78.54%、125.89% 和 213.46% ($P < 0.05$), 污泥和钼尾矿配施处理较 CK 分别显著提高了 90.56%、121.10%、235.52%、71.59%、110.60% 和

168.93% ($P < 0.05$); 小麦季时单施污泥处理较 CK 分别显著提高了 109.92%、165.31% 和 193.25% ($P < 0.05$), 污泥和钼尾矿配施处理较 CK 分别显著提高了 92.45%、167.49%、249.24%、98.72%、130.75% 和 168.07% ($P < 0.05$)。两季均以 W3+M1 处理 SMBC 含量最高, 且均随污泥施用量增大而增大。但污泥与高量钼尾矿配施(M2)时, 较单施同一水平污泥和与 $75 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 钼尾矿配施相比, SMBC 在玉米季和小麦季分别下降了 3.89%~19.85% 和 5.34%~23.24%。SMBC 小麦季各处理均高于玉米季各处理, 可能是因为小麦在玉米之后种植, 随着有机质的积累以及污泥中一些难分解腐殖质的矿化, 为微生物生命活动提供碳源, 从而刺激微生物固定更多碳。

2.4.2 对土壤微生物量氮的影响

由图 4 可知, 土壤微生物量氮(SMBN)玉米季, 单施污泥处理较 CK 分别显著升高了 68.93%、88.25% 和 150.83% ($P < 0.05$); 污泥和钼尾矿配施处理除 W1+M2 处理外, 其他处理较 CK 分别显著升高了 69.51%、79.86%、156.79%、72.10% 和 117.57% ($P < 0.05$), 其中 W3+M1 升高最显著。SMBN 小麦季 W3、W2+M1、W3+M1、W3+M2 处理较 CK 分别显著提高了 96.55%、78.03%、128.32% 和 64.22% ($P < 0.05$), 其中仍以 W3+M1 升高最显著。两季 SMBN 含量均随污泥施用量增大而增大。但污泥与高量钼尾矿配施时, 较单施同一水平污泥和与 $75 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 钼尾矿配施相比, SMBN 在玉米季和小麦季分别下降了 4.31%~17.86% 和 4.33%~28.08%, 均与 SMBC 规律相似。另外, SMBN 玉米季各处理均高于小麦季各处理, 这是因为玉米收获时, 土壤干湿交替促进了土壤中氮的矿化, 更多的矿质态氮被土壤中的微生物固定。

2.4.3 对土壤微生物熵的影响

土壤微生物量碳占土壤有机碳含量的百分比称

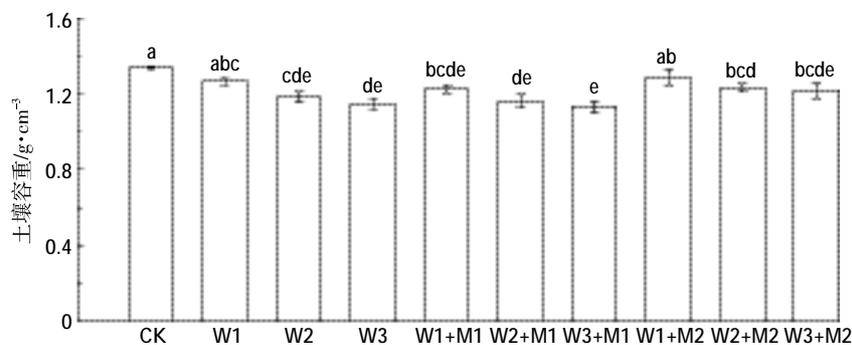


图 2 不同处理土壤容重

Figure 2 Bulk density of different treatments

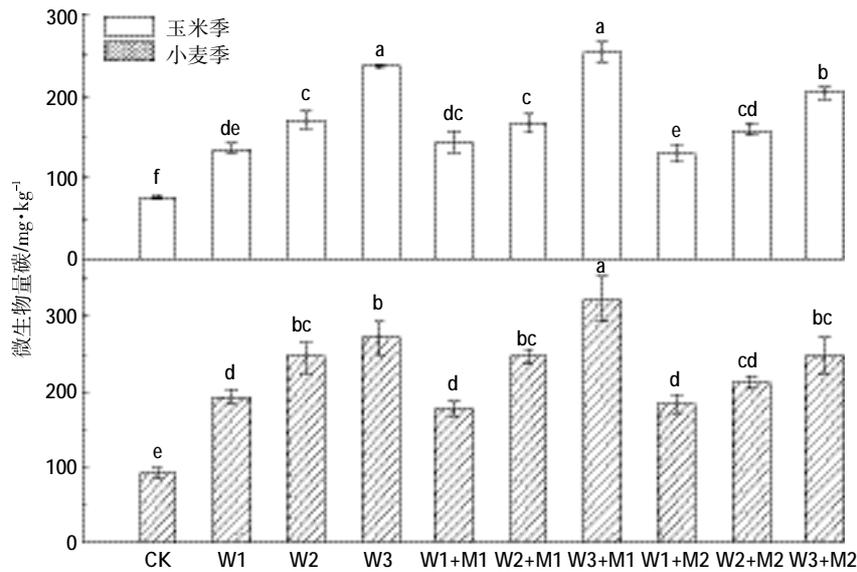


图3 不同处理土壤微生物量碳含量

Figure 3 Content of microbial biomass carbon of different treatments

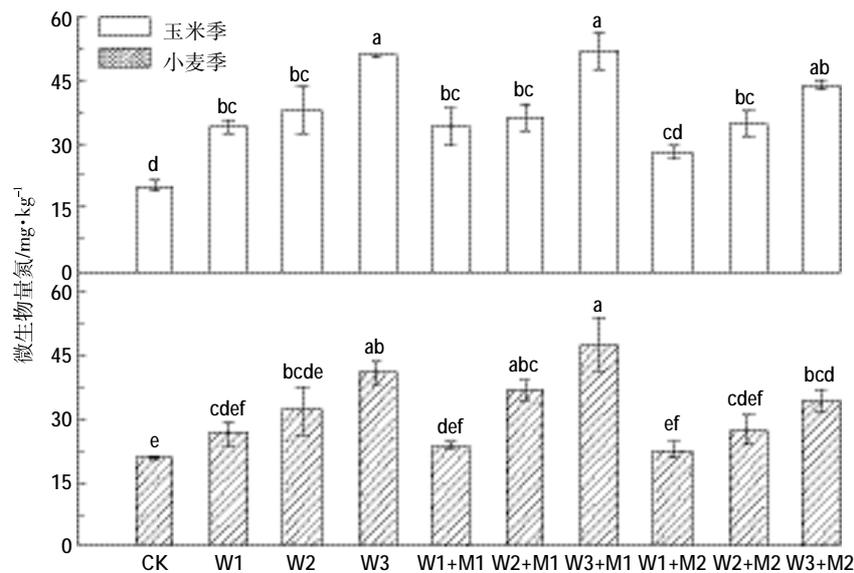


图4 不同处理土壤微生物量氮含量

Figure 4 Content of microbial biomass nitrogen of different treatments

为微生物熵(qMB),一般qMB值为1%~4%。由图5可知,各处理土壤qMB范围介于1.56%~3.12%之间。玉米季单施污泥处理较CK分别显著升高了29.07%、46.52%和29.57%($P<0.05$),污泥与 $75\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 钼尾矿配施处理较CK分别显著增加了37.44%、21.95%和26.72%($P<0.05$);污泥与 $150\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 钼尾矿配施较CK没有显著差异($P>0.05$)。小麦季单施污泥处理较CK分别显著升高了38.13%、36.38%和45.11%;污泥与 $75\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 钼尾矿配施处理W2+M1、W3+M1较CK分别显著升高了32.25%和71.17%($P<0.05$),污

泥与 $150\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 钼尾矿配施较CK没有显著差异($P>0.05$)。该结果表明单施污泥及与 $75\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 钼尾矿配施能显著增加土壤qMB($P<0.05$),但污泥与高量钼尾矿配施时,qMB与CK无显著差异($P>0.05$),并较施同一水平污泥和与适宜钼尾矿配施相比,在玉米季和小麦季分别下降了6.95%~33.47%和3.09%~32.33%。

2.5 土壤有机质、水稳性团聚体、微生物量碳氮等指标间的相关性分析

由表4可知,各指标间均存在着极显著相关关

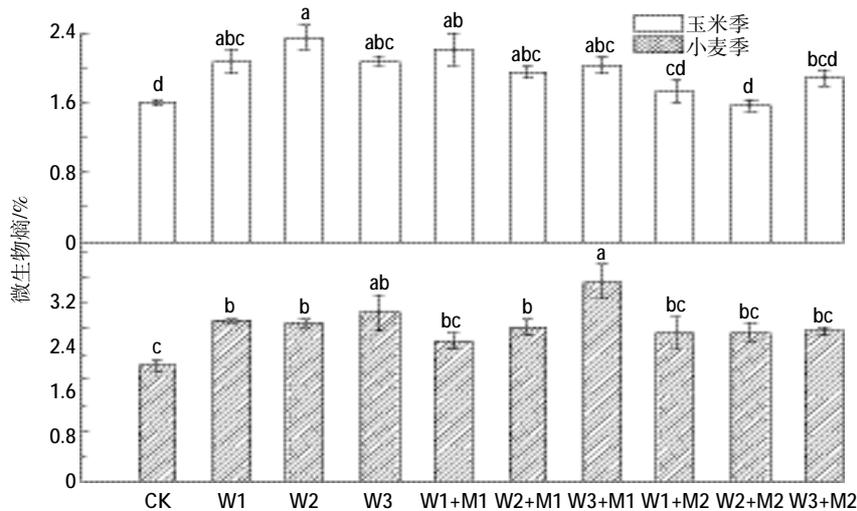


图5 不同处理土壤微生物碳

Figure 5 Microbial biomass carbon to organic carbon of different treatments

系,说明各指标之间相互影响,联系密切。SOM与 $WR_{0.25}$ 、SMBC、SMBN、qMB之间均存在着极显著正相关关系,说明SOM的增大有利于提升SMBC、SMBN、qMB、 $WR_{0.25}$,从而提升土壤肥力。 $WR_{0.25}$ 与SMBC、SMBN、qMB之间也存在着极显著正相关关系,说明良好的土壤物理结构能促进土壤微生物的生长发育。BD与SOM、 $WR_{0.25}$ 、SMBC、SMBN、qMB均存在着极显著负相关关系,说明SOM及 $WR_{0.25}$ 含量的增加以及微生物活性的增加均会降低BD,促使土壤形成良好的物理结构,同时微生物活性、容重的变化也会反作用于土壤有机质和其团粒结构。

表4 土壤有机质、水稳性团聚体、微生物量碳氮等指标间的相关系数(r)

Table 4 Correlation coefficients (r) between SOM, $WR_{0.25}$, SMBC, SMBN, qMB and BD

相关系数 Correlation coefficient (r)	SOM	$WR_{0.25}$	SMBC	SMBN	qMB	BD
SOM	1					
$WR_{0.25}$	0.693**	1				
SMBC	0.928**	0.758**	1			
SMBN	0.897**	0.728**	0.887**	1		
qMB	0.478**	0.600**	0.856**	0.744**	1	
BD	-0.727**	-0.643**	-0.780**	-0.685**	-0.643**	1

表5 小麦季不同处理综合评价的关联度及关联序

Table 5 Correlation degrees and rank of comprehensive evaluations of different treatments in wheat season

处理 Treatments	CK	W1	W2	W3	W1+M1	W2+M1	W3+M1	W1+M2	W2+M2	W3+M2
关联度 Correlation degree	0.67	0.82	0.89	0.93	0.81	0.91	0.99	0.80	0.84	0.90
关联序 Correlation rank	10	7	5	2	8	3	1	9	6	4

2.6 灰色关联度分析

由表5可知,在小麦季W3+M1关联度为0.99,关联序为1,说明W3+M1处理在土壤质量综合评价中最优。

2.7 无害化污泥和钼尾矿配施对土壤和作物中重金属含量的影响

由表6可以看出,各处理小麦季土壤重金属含量较玉米季均有不同程度升高。小麦季土壤Cu、Zn、Cd、Cr、Ni和Pb含量随无害化污泥和钼尾矿施用量的增大而增大,且均在W3+M2处理达到最大值,分别显著升高到64.47、84.08、0.27、56.06、19.39、16.68 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($P < 0.05$)。但其含量均远低于土壤环境质量二级标准(GB 15618—1995)所限定的值,说明15~45 $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 污泥单施和与75~150 $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 钼尾矿配施均不会对沙化潮土造成重金属污染。

由表7可以看出,各处理玉米和小麦籽粒中重金属含量均有不同程度的升高。小麦籽粒Cu、Zn、Cd、Cr、Ni和Pb含量随无害化污泥和钼尾矿施用量的增大而增大,且均在W3+M2处理达到最大值,分别显著升高到2.68、23.36、0.0191、0.24、0.28、0.038 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($P < 0.05$)。但是其含量均远低于《食品中污染物限量》(GB 2762—2012)、《食品中铜限量卫生标准》(GB 15199—1994)、《食品中锌限量卫生标准》(GB

13106—1991)所规定的限量值,说明 15~45 t·hm⁻² 污泥单施和与 75~150 t·hm⁻² 钼尾矿配施均不会对玉米和小麦籽粒造成重金属污染。

通过对土壤和植物籽粒钼含量的测定发现(表 6 和表 7),各处理小麦季土壤和植物籽粒钼含量较玉米季均有不同程度升高。小麦季土壤钼含量 W3 处理与 CK 无显著差异,W3+M1 和 W3+M2 处理分别显著升高到 16.04、40.51 mg·kg⁻¹(P<0.05);小麦籽粒钼含量 W3 处理与 CK 无显著差异,W3+M1 和 W3+M2 处理分别显著升高到 0.99、2.37 mg·kg⁻¹(P<0.05)。

3 讨论

3.1 无害化污泥与钼尾矿配施对土壤水稳性团聚体的影响

土壤团聚体是土壤的重要组成部分,影响土壤的物理化学性质,其水稳性和数量是土壤可蚀性的重要评价指标^[21]。本研究发现,与对照相比沙化潮土 WR_{0.25} 含量无论单施污泥还是污泥与钼尾矿配施均显著增加,并且随着污泥施用量的增加,WR_{0.25} 有随之提升

的趋势。这是因为污泥中含有脂肪、蜡质、水溶性多糖以及聚合性能较强的聚丙烯酰胺等物质,胶结土壤颗粒,促进土壤团聚体的形成。这和李梦红等^[9]在粉砂质棕壤、陈凌霄等^[22]在褐土上的研究结果一致。本试验结果还发现,污泥与 75 t·hm⁻² 钼尾矿配施处理较施同一水平的污泥处理沙化潮土 WR_{0.25} 含量显著提高。其原因一方面可能是钼尾矿自身具有较大的比表面积和较强的静电场,施用于土壤中能吸附周围的细土和粘粒,形成团聚体;另一方面钼尾矿的施用给沙质土壤补充粉砂级甚至微米、亚微米粒级组分,污泥分解的中间产物可以与土壤粉砂-粘粒级颗粒形成有机-无机复合胶体,更利于团聚土壤颗粒,形成团聚体。但当污泥与 150 t·hm⁻² 钼尾矿配施时较施同一水平的污泥处理没有显著差异。这是因为钼尾矿自身密度较高^[23],高量施用时会使土壤密度增加,进而阻碍土壤团聚体的形成。

土壤水稳性团聚体越稳定,土壤结构越良好,可更好地给作物提供养分、水分和空气^[24]。张鹏等^[25]和陈恩凤等^[26]研究发现,有机物料还田处理 MWD、GMD

表 6 不同处理土壤重金属和钼含量(mg·kg⁻¹)

Table 6 The content of soil heavy metal and Mo in different treatments/mg·kg⁻¹

处理 Treatments		Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Pb	Mo
玉米 Maize	CK	12.78±0.14d	37.10±0.22b	0.15±0.01d	23.87±0.51c	15.68±0.54b	14.41±0.07a	1.18±0.25c
	W3	27.89±0.79c	71.12 ±4.46a	0.17±0.01c	34.69±1.11b	17.99±0.49a	15.19±0.19a	1.46±0.40c
	W3+M1	40.72±3.78b	74.42±5.48a	0.21±0.01b	40.35±1.53a	18.41±0.42a	15.55±0.50a	11.52±0.61b
	W3+M2	58.03±0.92a	81.09±11.44a	0.23±0.01a	41.08±0.88a	19.16±0.15a	16.16±0.89a	34.54±2.26a
小麦 Wheat	CK	14.19±0.81c	38.64±1.25b	0.15±0.01d	26.23±1.84b	15.22±0.71b	13.96±0.15c	1.19±0.20c
	W3	26.23±1.67c	74.40 ±0.79a	0.21±0.01c	39.91±4.45ab	18.43±0.17a	15.14±0.37bc	1.79±0.06c
	W3+M1	46.36±6.27b	77.75±3.62a	0.25±0.01b	69.80±2.53a	19.26±1.24a	16.11±0.40ab	16.04±1.29b
	W3+M2	64.47±6.82a	84.08±6.35a	0.27±0.01a	56.06±0.82b	19.39±0.41a	16.68±0.59a	40.51±1.33a
土壤环境质量二级标准 (GB 15618—1995) Soil environmental quality standard		100	300	0.6	250	60	350	—

表 7 不同处理玉米和小麦籽粒中重金属和钼含量(mg·kg⁻¹)

Table 7 The content of heavy metal and Mo of maize and wheat grains in different treatments/mg·kg⁻¹

处理 Treatments		Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Pb	Mo
玉米 Maize	CK	1.35±0.03c	15.58±1.03b	0.004±0.000c	0.17±0.01a	0.16±0.01b	—	0.30±0.03c
	W3	1.68±0.09b	16.48±0.53b	0.005±0.000c	0.16±0.01a	0.25±0.02a	0.03±0.00b	0.46±0.06c
	W3+M1	1.89±0.10ab	17.07±0.56ab	0.012±0.001b	0.15±0.02a	0.22±0.13a	0.04±0.00ab	0.92±0.05b
	W3+M2	2.08±0.07a	20.03±1.34a	0.015±0.000a	0.19±0.02a	0.22±0.03a	0.05±0.00a	2.03±0.09a
小麦 Wheat	CK	1.47±0.27b	10.93±0.52c	0.003±0.000b	0.12±0.01b	0.11±0.02b	—	0.36±0.07c
	W3	1.96±0.18b	16.49±0.82bc	0.007±0.002b	0.19±0.04ab	0.16±0.01b	0.03±0.00a	0.54±0.13c
	W3+M1	2.70±0.10a	21.55±2.34ab	0.016±0.001a	0.28±0.03a	0.24±0.33a	0.04±0.00a	0.99±0.02b
	W3+M2	2.68±0.23a	23.36±2.99a	0.019±0.002a	0.24±0.07ab	0.28±0.01a	0.04±0.00a	2.37±0.08a
农产品质量标准 Quality standard of agricultural product		10	50	0.1	1	0.4	0.2	—

升高,增加了小粒径团聚体向大粒径团聚体的转化,明显促进了土壤团聚体的稳定性。本研究发现,与对照相比,单施污泥及污泥与钼尾矿配施沙化潮土均能显著提高 MWD 和 GMD,并且随着污泥施用量的增加,MWD 和 GMD 有提升的趋势,和前人研究结果一致^[27-28]。这是因为污泥中含有聚丙烯酰胺,其具有较强的疏水性,使土壤水稳性团聚体稳定性增强。本研究还发现,污泥与 75 t·hm⁻² 钼尾矿配施处理较单施同一水平污泥处理沙化潮土 MWD 和 GMD 显著提高,但当污泥与 150 t·hm⁻² 钼尾矿配施时较单施同一水平的污泥处理没有显著差异。这和 WR_{0.25} 的规律相似,其原因和污泥与钼尾矿配施对 WR_{0.25} 的影响相同。

3.2 无害化污泥与钼尾矿配施对土壤微生物学性状的影响

土壤微生物量碳氮是土壤的活性养分库,可以反映土壤中养分的有效性和生物的活性^[27]。Sciubba L 等^[28]和 Fernández J M 等^[29]在砂壤土、Fernandes S A P 等^[30]在砖红壤上研究发现,连续多年施用堆肥污泥能显著增加 SMBC、SMBN 的含量,并且其含量和污泥施用量呈正相关。本研究也得到类似的结果,即与对照相比,无论是单施无害化污泥,还是无害化污泥与钼尾矿配施,沙化潮土 SMBC、SMBN 均显著提高,并且随污泥施用量的增加而增加。可能是因为一方面施入污泥能够创造适宜的土壤水、气、热环境,为土壤微生物提供能源,从而起到激活土壤微生物的作用;另一方面污泥自身含有的大量微生物也会带入土壤增加土壤外源微生物量,进而提高 SMBC、SMBN 含量。

本研究中污泥与 75 t·hm⁻² 钼尾矿配施处理,尤其是 W3+M1,对 SMBC、SMBN 提升作用更为明显。这是由于污泥和钼尾矿配施下土壤团聚体含量更高,也更稳定,较单施污泥能够给微生物提供更为良好的生存环境,促进了微生物生长活动,提高 SMBC、SMBN 含量。但当污泥与 150 t·hm⁻² 钼尾矿配施时,相比于单施同一水平的污泥和与 75 t·hm⁻² 钼尾矿配施处理 SMBC、SMBN、qMB 有下降趋势。许多研究发现,土壤中重金属含量的升高会抑制土壤微生物活性,使其微生物量和微生物量熵降低^[31]。本研究中污泥与 150 t·hm⁻² 钼尾矿配施下土壤重金属含量虽显著升高,但均远低于国家环境质量二级标准(GB 15618—1995),理应不存在土壤重金属对微生物的抑制作用。所以 SMBC、SMBN 和 qMB 下降的原因可能是高量施用钼尾矿使土壤 BD 增大(图 5),不利于微

生物生存,导致微生物活性降低,致使其固定的 C、N 减少。

3.3 无害化污泥与钼尾矿配施对土壤植物环境的安全性分析

中国城市生活污水(不包含工业污泥)含有大量的养分,是一种前景良好的土壤改良剂,尤其近年来,城市污泥中重金属含量越来越低,更有利于城市污泥的土地利用^[32]。本研究发现,无害化污泥和钼尾矿配施后,土壤重金属含量呈上升趋势,但不同重金属元素的增加幅度有所不同^[33],其含量均未超过国家环境安全质量二级标准(GB 15618—1995)。城市生活污水中的重金属生物有效性直接影响到污泥土地利用的安全性^[34]。对植物籽粒中重金属含量的测定发现,污泥和钼尾矿配施能显著提高籽粒中重金属含量,但均远低于国家农产品质量安全规定的限量值,说明本试验中土壤重金属的有效性很低,植物吸收利用率低。

有研究发现,虽然植物对钼缺乏的临界值较低,但对高钼的忍耐能力较强。在土壤钼含量大于 100 mg·kg⁻¹ 时,多数植物并无不良反应,有些植物甚至能吸收相当多的钼,而且长势良好^[35]。本试验研究发现,钼尾矿的施用显著提高了土壤钼含量,小麦季 W3+M1 和 W3+M2 处理钼含量分别为 16.04、40.51 mg·kg⁻¹,在污泥与 150 t·hm⁻² 钼尾矿配施下,其钼含量已达土壤原始值的 20 倍,但未对植物生长造成危害,和李路等^[36]研究结果一致。并且本试验研究发现小麦季 W3+M1 处理籽粒钼含量为 0.99 mg·kg⁻¹,W3+M2 处理籽粒钼含量为 2.37 mg·kg⁻¹。根据《中国居民膳食营养素参考摄入量(2013 修改版)》,我国成人对钼的可耐受最高摄入量(UL)为 900 μg·d⁻¹,王涛等^[37]研究发现基于合理膳食结构人均每年需要食用小麦 103 kg,每天平均为 282 g,据此推算,W3+M1 处理下钼每天摄入量为 279 μg·d⁻¹,W3+M2 处理为 668.34 μg·d⁻¹,均低于膳食标准规定的可耐受最高摄入量。

本研究深入分析了污泥和钼尾矿配施对沙化潮土 SOM、SMBC、SMBN 等土壤质量的影响,对于提升该地区土壤肥力水平,建立农田可持续土壤管理措施具有一定的科学价值。同时,研究发现连续 5 季施用污泥和钼尾矿后土壤重金属含量均远低于国家环境质量二级标准(GB 15618—1995)。根据土壤肥力分级参考标准(NY/T 391—2000):SOM 含量 >15 mg·kg⁻¹ 为 I 级;10~15 mg·kg⁻¹ 为 II 级;<10 mg·kg⁻¹ 为 III 级。在排除钼尾矿 150 t·hm⁻² 施用量的情况下,CK 的肥力质量为 III 级;W1、W1+M1 肥力质量为 II 级;W2、

W2+M1、W3和W3+M1的肥力质量为I级,可以看出污泥与钨尾矿配施有效提高了沙化潮土的肥力质量。因此,W2、W2+M1、W3和W3+M1处理在后期施肥可以只施用化肥而不施用污泥和钨尾矿,W1和W1+M1处理可以继续施用污泥和钨尾矿培肥土壤,这样既可以提高土壤肥力,又能有效控制土壤重金属累积带来的环境风险。

4 结论

(1)无害化污泥与钨尾矿配施显著提高了沙化潮土SOM含量,且随无害化污泥的施用量的增加而增加。玉米季和小麦季分别以W3+M1和W3+M2处理提升效果最明显。

(2)无害化污泥与 $75\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 钨尾矿配施显著提高了沙化潮土 $WR_{0.25}$ 、MWD和GWD,其中W3+M1显著高于其他处理,且较单施同一水平污泥 $WR_{0.25}$ 、MWD和GWD显著提高。

(3)无害化污泥与 $75\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 钨尾矿配施显著提高了沙化潮土SMBC、SMBN,较单施污泥效果更为突出,其中W3+M1处理SMBC、SMBN提升效果最明显;无害化污泥与 $75\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 钨尾矿配施显著提高了沙化潮土qMB,但无害化污泥与 $150\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 钨尾矿配施时,其SMBC、SMBN和qMB有下降趋势,表明配施 $150\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 钨尾矿量过高。

(4) $45\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 无害化污泥与 $75\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 无害化钨尾矿配施(W3+M1)对改善沙化潮土质量的效果最显著,在试验种植3年5季作物期间也未发现土壤和作物籽粒受到重金属污染。同时,W3+M1处理显著提升土壤肥力等级至I级,在此基础上,可以酌情不再施用污泥和钨尾矿。

致谢:此研究工作得到“中国农业科学院-美国新罕布什尔大学可持续农业生态系统研究联合实验室”资助。

参考文献:

[1] 李 琼,华 璐,徐兴华,等.城市污泥农用的环境效应及控制标准的发展现状[J].中国生态农业学报,2011,19(2):468-476.
LI Qiong, HUA Luo, XU Xing-hua, et al. A review on environmental effects and control criteria of biosolid agricultural application[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2011, 19(2):468-476.

[2] 李 霞,李法云,荣湘民,等.城市污泥改良沙地土壤过程中氮磷的淋溶特征与风险分析[J].水土保持学报,2013,27(4):93-97,106.
LI Xia, LI Fa-yun, RONG Xiang-Min, et al. Risk and leaching characteristics of nitrogen and phosphorus in sandy soil amended with sewage sludge[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2013, 27(4):93-97, 106.

[3] 丘锦荣,刘 雯,郭晓方,等.植物处理后的城市污泥农用对玉米生长的影响[J].农业环境科学学报,2010,29(5):990-994.
QIU Jin-rong, LIU Wen, GUO Xiao-fang, et al. Effect of agricultural application of treated municipal sewage sludge on maize growth[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2010, 29(5):990-994.

[4] 辛 涛,白莉萍,宋金洪,等.施用城市污泥对杨树土壤化学特性及金属含量的影响[J].生态环境学报,2010,19(11):2722-2727.
XIN Tao, BAI Li-ping, SONG Jin-hong, et al. Effects of municipal sewage sludge applications on chemical properties and metal contents in poplar soil[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2010, 19(11):2722-2727.

[5] 王良梅,杨 丽.污泥施用对林地土壤基本性质及酶活性的影响[J].生态环境学报,2010,19(8):1988-1993.
WANG Gen-mei, YANG Li. Influence of sewage sludge application to forest soils on soil properties and enzyme activities[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2010, 19(8):1988-1993.

[6] Lima J A, Nahas E, Gomes A C. Microbial populations and activities in sewage sludge and phosphate fertilizer-amended soil[J]. Applied Soil Ecology, 1996, 4:75-82.

[7] 卢振兰,刘锐敏,白莉萍,等.施用城市污泥对土壤生态系统影响的研究进展[J].生态环境学报,2012,21(1):172-179.
LU Zhen-lan, LIU Rui-min, BAI Li-ping, et al. Review on the effects of municipal sewage sludge application on soil ecosystem properties[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2012, 21(1):172-179.

[8] 李慧君,殷宪强,谷胜意,等.污泥及污泥堆肥对改善土壤物理性质的探讨[J].陕西农业科学,2004(1):29-31.
LI Hui-jun, YIN Xian-qiang, GU Sheng-yi, et al. The discussion of sludge and compost sludge change the soil physical characters[J]. Shaanxi Journal of Agricultural Science, 2004(1):29-31.

[9] 李梦红,黄现民,诸葛玉平.污泥农用对土壤理化性质及作物产量的影响[J].水土保持通报,2009,29(6):95-98.
LI Meng-hong, HUANG Xian-min, ZHUGE Yu-ping. Effects of agricultural utilization of sewage sludge on soil physical and chemical properties and crop output[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2009, 29(6):95-98.

[10] Tejada M, Gonzalez J L. Influence of organic amendments on soil structure and soil loss under simulated rain[J]. Soil and Tillage Research, 2007, 93(1):197-205.

[11] 张夫道.主要金属尾矿无害化处理后用作土壤调理剂的方法[P].中国专利:201010160682.4,2010-09-15.
ZHANG Fu-dao. The main method of metal tailings used as soil conditioner after harmless treatment[P]. China:201010160682.4. 2010-09-15.

[12] 黄勇刚.我国铁尾矿资源的利用现状及展望[J].资源与产业,2013,15(3):40-44.
HUANG Yong-gang. Utilization status and outlook of China's iron ore tailings[J]. Resources & Industries, 2013, 15(3):40-44.

[13] 陈远炎,郭苗芬.利用尾矿对土壤进行磁性改良[J].矿冶工程,1989,9(2):66.
CHEN Yuan-yan, GUO Miao-fen. New use of discarded tailings[J]. Mining and Metallurgical Engineering, 1989, 9(2):66.

[14] Weber J, Karczewska A, Drozd J, et al. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid

- waste composts[J]. *Soil Biol Biochem*, 2007, 39: 1294-1302.
- [15] 陈甲斌, 朱欣然, 张福生. 尾矿资源综合利用现状与模式研究[J]. *化工矿物与加工*, 2011(2): 23-25, 37.
CHEN Jia-bin, ZHU Xin-ran, ZHANG Fu-sheng. Research on comprehensive utilization status and mode of tailings resources[J]. *Industrial Minerals and Processing*, 2011(2): 23-25, 37.
- [16] 刘向华. 可持续发展战略下河南粮食生产能力提高的低碳路径探析[J]. *生态经济*, 2015, 31(9): 114-117.
LIU Xiang-hua. Analysis on low-carbon development of grain productivity in Henan under the strategy of sustainability[J]. *Ecological Economy*, 2015, 31(9): 114-117.
- [17] 周东兴, Еськов А И, Касатиков В А, 等. 城市污泥对大麦生长发育和土壤肥力的影响[J]. *东北农业大学学报*, 2009, 40(4): 37-41.
ZHOU Dong-xing, Еськов А И, Касатиков В А, et al. Effects of municipal sludge on barley growth and soil fertility[J]. *Journal of Northeast Agricultural University*, 2009, 40(4): 37-41.
- [18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999.
LU Ru-kun. *Soil agricultural chemical analysis method*[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 1999.
- [19] 吴金水, 林启美. 土壤微生物量测定方法及其应用[M]. 北京: 气象出版社, 2006.
WU Jin-shui, LIN Qi-mei. *Soil microbial biomass-methods and application*[M]. Beijing: China Meteorological Press, 2006.
- [20] Elliott E T. Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1986, 50(3): 627-633.
- [21] 窦森, 李凯, 关松. 土壤团聚体中有机质研究进展[J]. *土壤学报*, 2011, 48(2): 412-418.
DOU Song, LI Kai, GUANG Song. A review on organic matter in soil aggregates[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2011, 48(2): 412-418.
- [22] 陈凌霞, 黄杰, 魏峰, 等. 生活污水长期施用对土壤理化性状的影响[J]. *上海农业科技*, 2005(2): 27-28.
CHEN Ling-xia, HUANG Jie, WEI Feng, et al. The effect of soil physical and chemical properties amended by long-term application of domestic sludge[J]. *Shanghai Agricultural Science and Technology*, 2005(2): 27-28.
- [23] 纪兰, 杨兰芳, 李海波, 等. 铁矿尾砂掺土对土壤几种物理性质的影响[J]. *湖北大学学报(自然科学版)*, 2013, 5(2): 242-246.
JI Lan, YANG Lan-fang, LI Hai-bo, et al. Effect of mixing iron ore tailing sands with soil on some soil physical properties[J]. *Journal of Hubei University(Natural Science)*, 2013, 5(2): 242-246.
- [24] 李腾, 饶伟, 王代长, 等. 不同有机物料对潮土微团粒分形特征和速效养分的影响[J]. *中国水土保持科学*, 2014, 12(5): 64-71.
LI Teng, RAO Wei, WANG Dai-zhang, et al. Effects of different organic materials on fractal features of micro aggregate and available nutrients in Chao soil[J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2014, 12(5): 64-71.
- [25] 张鹏, 贾志宽, 王维, 等. 秸秆还田对宁南半干旱地区土壤团聚体特征的影响[J]. *中国农业科学*, 2012, 45(8): 1513-1520.
ZHANG Peng, JIA Zhi-kuan, WANG Wei, et al. Effects of straw returning on characteristics of soil aggregates in semi-arid areas in southern Ningxia of China[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2012, 45(8): 1513-1520.
- [26] 陈恩凤, 周礼凯, 武冠云. 微团聚体的保肥供肥性能及其组成比例在评判土壤肥力水平中的意义[J]. *土壤学报*, 1994, 31(1): 18-25.
CHEN En-feng, ZHOU Li-kai, WU Guan-yun. Performances of soil micro aggregates in storing and supplying moisture and nutrients and role of their compositional proportion in judging fertility level[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1994, 31(1): 18-25.
- [27] 刘恋, 张建峰, 姜慧敏, 等. 无害化污泥施用对土壤有机质、微生物量碳和氮含量的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(4): 37-41.
LIU Lian, ZHANG Jian-feng, JIANG Hui-min, et al. Effects of non-hazardous sewage sludge application on soil organic matter and soil microbial biomass carbon and nitrogen [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(4): 37-41.
- [28] Sciubba L, Cavani L, Negroni A, et al. Changes in the functional properties of a sandy loam soil amended with biosolids at different application rates[J]. *Geoderma*, 2014, 221-222: 40-49.
- [29] Fernández J M, Plaza C, García-Gil J C, et al. Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge[J]. *Applied Soil Ecology*, 2009, 42: 18-24.
- [30] Fernandes S A P, Bettiol W, Cerri C C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity[J]. *Applied Soil Ecology*, 2005, 30(1): 65-77.
- [31] Sciubba L, Cavani L, Marzadori C, et al. Effect of biosolids from municipal sewage sludge composted with rice husk on soil functionality[J]. *Biol Fertil Soils*, 2013, 49: 597-608.
- [32] 李艳霞, 陈同斌, 罗维, 等. 中国城市污泥有机质及养分含量与土地利用[J]. *生态学报*, 2003, 23(11): 2464-2474.
LI Yan-xia, CHEN Tong-bin, LUO Wei, et al. Contents of organic matter and major nutrients and the ecological effect related to land application of sewage sludge in China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(11): 2464-2474.
- [33] 陈秋雨, 张朝升, 张可方, 等. 城市污水处理厂的污泥农用对土壤的重金属影响[J]. *污染防治技术*, 2008, 21(1): 23-25.
CHEN Qiu-li, ZHANG Chao-sheng, ZHANG Ke-fang, et al. Effects of sewage sludge application to farming on heavy metals in soil[J]. *Pollution Control Technology*, 2008, 21(1): 23-25.
- [34] Calvet R, Bourgeois S, Msaky J J. Some experiments on extraction of heavy metals present in soil[J]. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1990, 39(1): 31-45.
- [35] 陆景陵. 植物营养学[M]. 北京: 中国农业大学出版社, 2003.
LU Jing-ling. *Plant nutrition*[M]. Beijing: China Agricultural University Press, 2003.
- [36] 李路, 胡承孝, 谭启玲, 等. 钼污染对冬小麦光合作用特性及产量的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(4): 620-626.
LI Lu, HU Cheng-xiao, TAN Qi-ling, et al. Effects of Mo pollution on photosynthesis characteristics and yields of winter wheat[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(4): 620-626.
- [37] 王涛, 吕昌河. 基于合理膳食结构的人均食物需求量估算[J]. *农业工程学报*, 2012, 28(5): 273-277.
WANG Tao, LÜ Chang-he. Estimation of food grain demand per capita based on rational dietary pattern[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2012, 28(5): 273-277.