微生物肥料对铝矿废弃地复垦区土壤有机碳的影响①

原 芩[1]，孙崇凤[1]，李 华[1*]，张 强[2]，郜春花[2]

(1 山西大学环境与资源学院，太原 030006；2 山西省农业科学院农业环境与资源研究所，太原 030012)

摘 要：在山西省孝义市铝矿废弃地复垦区玉米种植地块，采用不同的生物活化剂及生物菌剂处理，研究铝矿废弃地复垦过程中微生物肥料对复垦区玉米种植地块土壤有机碳的影响，测定了土壤有机碳含量、土壤 $\delta^{13}C$ 值、玉米籽粒和秸秆中 $\delta^{13}C$ 值。结果显示，不同微生物肥料处理下土壤有机碳含量随着土层深度的增加而降低，而土壤 $\delta^{13}C$ 值随着土层深度的增加而增加；施加微生物肥料能显著提高土壤有机碳含量；使用微生物肥料后，玉米籽粒 $\delta^{13}C$ 值显著高于秸秆，说明玉米籽粒比秸秆更容易富集 ^{13}C，但玉米籽粒和秸秆的 $\delta^{13}C$ 值之间没有显著相关性。以上结果表明，在铝矿废弃地的复垦过程中，使用微生物肥料有利于土壤有机碳的积累。

关键词：铝矿废弃地；复垦区；土壤有机碳；微生物肥料

中图分类号：S153.6; S152.4; S144.1

土壤有机碳库是陆地生态系统中最大的碳库，在陆地碳循环研究中有着重要的作用。土壤有机碳虽然占土壤总质量的比例很小，但是在土壤肥力、农业可持续发展、生态系统平衡等方面扮演重要角色[1-2]。随着人们对全球环境问题的日益重视，以及对农业土壤碳库在全球碳循环与大气二氧化碳浓度增加作用认识的不断深入[3-4]，土地利用模式和农艺措施等对土壤有机碳的影响受到更为广泛的关注[5]。山西是我国沉积型铝土矿储量大省，孝义铝矿是我国目前开采量最大的露天铝土矿山，矿区总占地面积达 1 158.2 hm^2[6]。为综合整治退化的矿区生态系统，实现土地有效合理利用及对生态环境的保护，在该类特殊宜农矿区复垦过程中取得提高土壤碳储量、改善土壤质量和减缓温室效应的多重效果[7]，实现矿山复垦区农业的可持续发展，有必要对复垦过程中影响土壤有机碳数量与质量的措施进行系统研究。土壤有机碳增加和损失的幅度与肥料的施加有密切联系[8]，为提高土壤有机碳储量，可通过施肥将提高土壤有机碳输入和降低有机碳输出相结合。施肥能显著提高土壤有机碳含量[9-11]，但在农业生产中如过分依赖化学肥料，将使农田土质恶化，肥力下降，造成不可再生能源的浪费，且由此引发的环境污染问题日趋严重。近年来，随着生态农业的兴起和发展，我国土壤中速效磷钾等养分不足的情况日趋严重，微生物肥料逐渐发展成为农业生产的一种重要肥料[12]。研究表明[13-14]，微生物肥料中的有效微生物成分对于增加土壤有机碳含量有一定的促进作用。矿区废弃地占用大量的土地资源，严重影响周围生态环境，造成土壤肥力下降，多种不利因素(如土壤侵蚀、养分流失、植被退化等)严重制约土壤有机碳的累积[15-16]。研究矿区复垦区土壤碳库的动态变化，并采取合理的农艺措施增强复垦区的固碳潜力，不仅有助于综合整治已经退化的生态系统，而且有助于提高工矿废弃地的土壤肥力。目前关于微生物肥料施用对铝矿废弃地复垦区土壤有机碳影响的研究报道仍较少，本文拟以铝矿废弃地复垦区玉米种植地为研究对象，设置两个不同种类的微生物肥料，探讨不同微生物肥料对土壤碳固定的影响，以期为微生物肥料对工矿废弃地碳循环影响的评价提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验区位于山西省孝义市西部山区，为我国目前开采量最大的露天铝土矿山废弃地复垦区。该区属于典型的大陆性半干旱气候，四季划分明显，春季多风，夏季炎热，秋季多雨，冬季寒冷干燥，一年的最高气温达 37℃，最低气温在 –20℃以下。年降雨量在 450 ~ 550 mm 之间，平均 529 mm，降雨形式主要以暴雨

①基金项目：国家科技支撑计划项目(2008BAD95B04)、国家国际合作计划项目(2011DFA90830)和山西省重大专项项目(20121101009)资助。

* 通讯作者(lihua@sxu.edu.cn)

作者简介：原芩(1988—)，女，山西长治人，硕士研究生，主要从事土壤生态方向研究。E-mail: yuanqinsxu@163.com

为主，据统计日最大暴雨量可达 113.3 mm。降雨时期主要集中在 7—9 月，占全年总降雨量的 61%以上，除秋季的其余时间一般是干旱无雨，且每年的无雨期长达 100 多天，其蒸发量是降雨量的 3 ~ 4 倍。供试土壤为褐土，土质适宜耕种。试验地理化性质见表 1。

1.2 试验设计

供试作物为玉米，品种为益田18。供试微生物肥料为市售的两种类型微生物肥料，生物活化剂和生物菌剂，具体试验处理如下。

生物活化剂：本研究采用 3 种生物活化剂，分别是肥托普生物活化剂液态型(黑龙江省虹利生物工程有限公司生产提供，3.75 L/hm^2)，肥托普生物活化剂固态型(黑龙江省虹利生物工程有限公司生产提供，150 kg/hm^2)，抗旱剂(拌种，山西省农业科学院农业环境与资源研究所研发，专利申请中)。并增设对照处理组(不使用生物活化剂)。共 4 个处理，每个处理设 3 个小区，各小区面积为 9 hm^2。

生物菌剂：本研究采用两种系列的生物菌剂，①耶列那(俄罗斯科学院乌发科研中心生物所研发，专利号 № 2203945)；②阿佐联(俄罗斯科学院乌发科研中心生物所研发，专利号 № 2224791)。根据喷施剂量的不同，分别设置 3 个剂量水平，并增设对照处理组(不使用生物菌剂)。共 7 个处理，每个处理设 4 个小区，各个小区的面积是 25 m^2。具体见表 2。

1.3 采样及处理

2010 年 10 月 14 日夏玉米收获后采集土样，每个样点取 0 ~ 20 cm 和 20 ~ 40 cm 两个土层。剔除土样中的植物根系和残渣，带回室内自然风干，磨碎过筛、备用。待玉米成熟以后收集玉米的籽粒及秸秆，洗净并于 105˚C 杀青 30 min，60˚C 温度下烘干至恒重，粉碎过筛、备用。

1.4 测定分析方法

土壤有机碳含量采用重铬酸钾容量法-外加热法测定[17]；土壤样品风干后过 0.2 mm 筛，植物样品(包括秸秆、籽粒)经过磨细过 0.1 mm 筛。磨细的样品用 Thermal Finnigan MATDELTA^{plus}XP 质谱仪测定有机质稳定碳同位素 $\delta^{13}C$ 值[18]。其基本原理是，$\delta^{13}C$ (‰)=($R_{sample}/R_{standard}-1$)×1 000，其中 R 为 $^{13}C/^{12}C$ 比值，$\delta^{13}C$ 的天然丰度 R_{PDB} 为 0.01。

1.5 数据统计与分析

所有试验数据采用 Excel 2003 整理。不同的微生物肥料处理组间采取 SPSS 13.0 统计软件进行单因素方差分析，并用 LSD 多重比较法检验其差异显著性(P<0.05)；采用 T 检验法检验土层 0 ~ 20 cm 和 20 ~ 40 cm 土壤有机碳含量以及土壤 $\delta^{13}C$ 值之间的显著性水平(P<0.05)，依此明确两种微生物肥料较对照组是否引起铝矿复垦区土壤有机碳含量的变化。此外，玉米籽粒和秸秆 $\delta^{13}C$ 值两者之间的简单相关采用 Linear 相关统计方法，以明确不同微生物肥料施用下玉米籽粒和秸秆中 $\delta^{13}C$ 值之间是否具有相关性。所有测定数据结果以平均值±标准误的形式表达。

2 结果与分析

2.1 土壤有机碳含量变化

不同种类的生物活化剂对土壤有机碳含量的影

表 1 试验地的土壤理化性质

Table 1 Basic soil properties of experimental field

土层 (cm)	有机碳 (g/kg)	全氮 (g/kg)	全磷 (g/kg)	全钾 (g/kg)	碱解氮 (mg/kg)	有效磷 (mg/kg)	速效钾 (mg/kg)	pH
0 ~ 20	2.68	0.23	0.43	1.85	21.6	6.8	91.0	8.27
20 ~ 40	1.59	0.14	0.40	1.81	52.4	7.8	42.5	8.33

表 2 生物菌剂处理

Table 2 Biological agents treatments

生物菌剂	处理方案	处理 1	处理 2	处理 3	溶液用量
耶列那	种子播前拌种(mg/kg)	25	25	25	10 ml/kg
	3 ~ 6 片真叶期喷施(mg/m^2)	1	2	3	30 ml/m^2
	抽穗–开花初期喷施(mg/m^2)	1	2	3	30 ml/m^2
阿佐联	种子播前拌种(mg/kg)	30	30	30	10 ml/kg
	3 ~ 6 片真叶期喷施(mg/m^2)	1	2	3	30 ml/m^2
	抽穗–开花初期喷施(mg/m^2)	1	2	3	30 ml/m^2
对照组	–	–	–	–	–

响如表 3 所示。由表 3 可见，不同生物活化剂可对铝矿复垦区 0 ~ 20 cm 和 20 ~ 40 cm 土层的有机碳含量产生显著影响。0 ~ 20 cm 土层中，使用生物活化剂的各处理组均可使土壤有机碳的含量显著提高(P<0.05)，其中肥托普生物活化剂较抗旱剂更能显著提高土壤有机碳含量(P<0.05)；20 ~ 40 cm 土层中，施加不同的生物活化剂亦能显著提高土壤有机碳含量(P<0.05)，而生物活化剂各处理组对土壤有机碳含量的影响差异不显著(P>0.05)。表 3 进一步表明，施加生物活化剂及对照组中，随着土层深度的增加有机碳含量显著降低(P<0.05)。

由表 4 可知，不同生物菌剂可对铝矿复垦区 0 ~ 20 cm 和 20 ~ 40 cm 土层的有机碳含量产生显著性影响，0 ~ 20 cm 土层中，处理 1 条件下，使用不同生物菌剂的处理组均能显著提高土壤有机碳含量(P<0.05)。处理 2 和处理 3 条件下，使用阿佐联能显著提高有机碳含量(P<0.05)，而使用耶列那对有机碳含量的影响差异不显著(P>0.05)。在使用阿佐联条件下，各处理组对有机碳含量的影响差异显著(P<0.05)，且各剂量处理土壤有机碳的变化规律为：处理 1>处理 2>处理 3。在使用耶列那条件下，处理 1 较其余两个处理有机碳含量有显著提高(P<0.05)，而其余两处理对有机碳含量差异不显著(P>0.05)；20 ~ 40 cm 土层中，使用不同生物菌剂的处理组均能显著提高土壤有机碳含量(P<0.05)，且施加阿佐联较耶列那能显著提高土壤有机碳含量(P<0.05)。在施加阿佐联条件下，处理 1 较其余两水平能显著提高有机碳含量(P<0.05)，而其余两处理对有机碳含量的影响差异不显著(P>0.05)。在施加耶列那条件下，各处理组对有机碳含量的影响差异显著(P<0.05)，且各剂量处理土壤有机碳的变化规律为：处理 1>处理 2>处理 3。此外，进一步说明施加生物菌剂及对照组中，随着土层深度的增加有机碳含量显著降低(P<0.05)。

2.2　土壤有机碳 δ^{13}C 值

不同种类生物活化剂对土壤 δ^{13}C 值的影响如表 5 所示，由表 5 可知，施加生物活化剂可对铝矿复垦区土壤 δ^{13}C 值产生影响。0 ~ 20 cm 土层中，土壤 δ^{13}C 值的变幅为 –15.07‰ ~ –10.39‰，液态型生物活化剂使土壤 δ^{13}C 值显著降低(P<0.05)，而固态型生物活化剂和抗旱剂对土壤 δ^{13}C 值的影响差异不显著(P>0.05)；20 ~ 40 cm 土层中，土壤 δ^{13}C 值的变幅为–10.67‰ ~ –8.85‰，不同生物活化剂对土壤 δ^{13}C 值的影响均没有显著性差异(P>0.05)。施加生物活化剂及对照组中，土壤 δ^{13}C 值均随着土层深度的增加而显著升高(P<0.05)。

表 3　不同生物活化剂对土壤有机碳含量的影响(g/kg)(平均值 ± SE，n = 3)
Table 3　Effects of biological activators on organic carbon content

土层 (cm)	肥托普生物活化剂液态型	肥托普生物活化剂固态型	抗旱剂	对照组
0 ~ 20	3.93 ± 0.28 a A	3.64 ± 0.03 a A	3.08 ± 0.38 a B	1.49 ± 0.05 a C
20 ~ 40	2.36 ± 0.62 b A	2.03 ± 0.04 b A	1.40 ± 0.40 b A	0.52 ± 0.12 b B

注：表中数据同一列小写字母不同表示同一生物活化剂处理下不同土层间差异达到 P<0.05 显著水平；同一行大写字母不同表示同一土层下不同生物活化剂处理间差异达到 P<0.05 显著水平。

表 4　不同生物菌剂对土壤有机碳含量的影响(g/kg) (平均值 ± SE，n = 4)
Table 4　Effects of biological agents on organic carbon content

处理剂量	0 ~ 20 cm			20 ~ 40 cm		
	对照组	阿佐联	耶列那	对照组	阿佐联	耶列那
处理 1	1.44 ± 0.78 a C	3.23 ± 0.03 a A	2.89 ± 0.16 a B	0.38 ± 0.02 a C	2.99 ± 0.06 a A	1.72 ± 0.08 a B
处理 2	1.44 ± 0.78 a B	2.62 ± 0.17 b A	1.44 ± 0.08 b B	0.38 ± 0.02 a C	1.68 ± 0.03 b A	1.28 ± 0.87 b B
处理 3	1.44 ± 0.78 a B	2.23 ± 0.16 c A	1.32 ± 0.27 b B	0.38 ± 0.02 a C	1.55 ± 0.85 b A	0.81 ± 0.47 c B

注：表中数据同一列小写字母不同表示不同处理间差异达到 P<0.05 显著水平；同一行大写字母不同表示同一处理同一土层下不同生物菌剂间差异达到 P<0.05 显著水平。

表 5　不同生物活化剂对土壤有机碳 δ^{13}C 值的影响(‰)(平均值 ± SE，n = 3)
Table 5　Values of δ^{13}C in soil organic carbon under different biological activators

土层 (cm)	对照组	肥托普生物活化剂液态型	肥托普生物活化剂固态型	抗旱剂
0 ~ 20	–11.29 ± 1.03 a B	–15.07 ± 0.95 a A	–10.39 ± 0.52 a B	–10.79 ± 0.43 a B
20 ~ 40	–9.00 ± 0.39 b A	–10.67 ± 1.20 b A	–8.85 ± 0.13 b A	–8.92 ± 0.12 b A

注：表中数据同一列小写字母不同表示同一生物活化剂处理下不同土层间差异达到 P<0.05 显著水平；同一行大写字母不同表示同一土层下不同生物活化剂处理间差异达到 P<0.05 显著水平，下表同。

由图 1 可知，不同生物菌剂可对铝矿复垦区土壤 $\delta^{13}C$ 值产生显著影响，土壤 $\delta^{13}C$ 值的变幅为 –18.55‰～–8.22‰。本试验所采用的生物菌剂均可使土壤 $\delta^{13}C$ 值显著降低($P<0.05$)，且使用阿佐联的土壤 $\delta^{13}C$ 值显著低于使用耶列那处理($P<0.05$)。0～20 cm 土层中，生物菌剂的各处理组对土壤 $\delta^{13}C$ 值的影响不显著；而 20～40 cm 土层中，生物菌剂的各处理组则对土壤 $\delta^{13}C$ 值产生显著影响($P<0.05$)，影响规律为处理 3>处理 2>处理 1。此外，施加各生物菌剂及对照组中，土壤 $\delta^{13}C$ 值随着土层深度的增加显著升高($P<0.05$)。

2.3 玉米籽粒和秸秆 $\delta^{13}C$ 值

不同种类生物活化剂对玉米籽粒和秸秆的 $\delta^{13}C$ 值的影响如表 6 所示，玉米籽粒 $\delta^{13}C$ 值的变幅为 –13.10‰～–12.60‰。与抗旱剂相比，使用液态型和固态型的生物活化剂可显著增加玉米籽粒中 $\delta^{13}C$ 值($P<0.05$)，而液态型和固态型两个处理间对籽粒 $\delta^{13}C$ 值的影响则不显著($P>0.05$)；玉米秸秆 $\delta^{13}C$ 值的变幅为–18.27‰～–13.17‰，不同种类的生物活化剂可使玉米秸秆 $\delta^{13}C$ 值显著降低($P<0.05$)。施加生物活化剂的各处理组中，玉米籽粒较秸秆的 $\delta^{13}C$ 值高，说明玉米籽粒比秸秆更容易富集 ^{13}C。

由图 2 可知，不同种类生物菌剂可对玉米籽粒和玉米秸秆的 $\delta^{13}C$ 值产生显著影响，玉米籽粒 $\delta^{13}C$ 值的变幅为–15.29‰～–12.73‰，使用阿佐连的玉米籽粒 $\delta^{13}C$ 值显著低于耶列那的处理组($P<0.05$)，其中生物菌剂的不同使用剂量对玉米籽粒 $\delta^{13}C$ 值的影响不显著($P>0.05$)；玉米秸秆 $\delta^{13}C$ 值的变幅为–19.15‰～–13.76‰，使用阿佐连的玉米秸秆 $\delta^{13}C$ 值显著低于耶列那的处理组($P<0.05$)。使用耶列那的各处理对秸秆 $\delta^{13}C$ 值差异显著($P<0.05$)，变化规律为：处理 3>处理 2>处理 1。使用阿佐联各处理对秸秆 $\delta^{13}C$ 值差异显著($P<0.05$)，变化规律为：处理 1>处理 3>处理 2。使用生物菌剂的各处理中，玉米籽粒的 $\delta^{13}C$ 值均高于秸秆，说明玉米籽粒比秸秆更容易富集 ^{13}C。

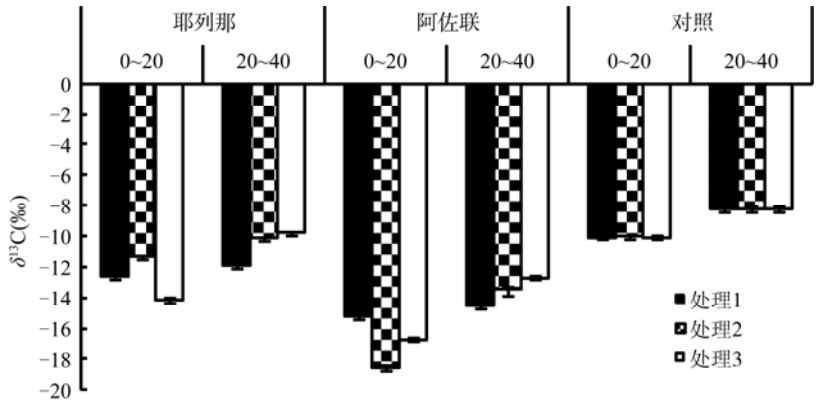

图 1 不同生物菌剂对土壤有机碳 $\delta^{13}C$ 值的影响

Fig. 1 Values of $\delta^{13}C$ in soil organic carbon under different biological agents

表 6 不同生物活化剂对玉米籽粒和秸秆 $\delta^{13}C$ 值的影响(‰)(平均值 ± SE，$n = 3$)

Table 6 Values of $\delta^{13}C$ in maize grain and stem under different biological activators

植株部位	对照	肥托普生物活化剂液态型	肥托普生物活化剂固态型	抗旱剂
籽粒	–12.85 ± 0.14 a B	–12.72 ± 0.08 b B	–12.60 ± 0.06 b B	–13.10 ± 0.01 b A
秸秆	–13.17 ± 2.20 a C	–17.56 ± 2.10 a AB	–18.27 ± 0.17 a A	–15.32 ± 2.35 a B

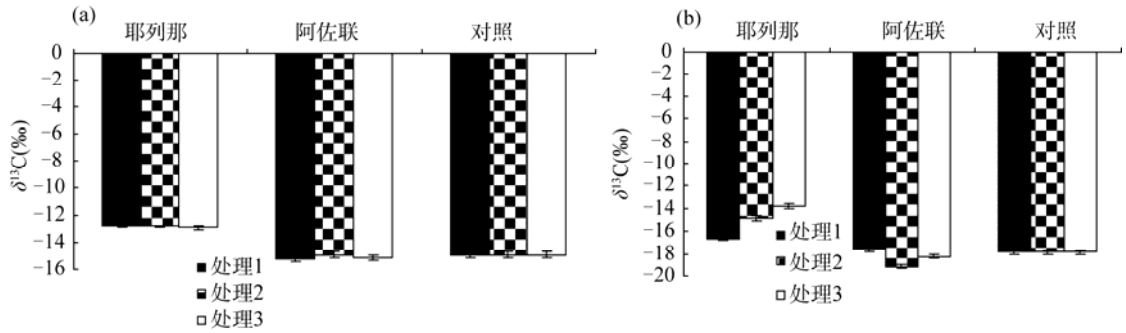

图 2 不同生物菌剂对玉米籽粒(a)和秸秆(b)$\delta^{13}C$ 值的影响

Fig. 2 Values of $\delta^{13}C$ in maize grain(a) and stem(b) under different biological agents

3　讨论

3.1　不同微生物肥料对土壤有机碳的影响

本研究中，与复垦区不种植作物的裸地相比，对照组(种植作物但未施加任何微生物肥料)土壤中有机碳含量偏低，说明在一定程度上农耕不利于土壤中有机碳累积。

通过测定使用不同种类微生物肥料后土层 0 ~ 20 cm 和 20 ~ 40 cm 有机碳含量(表 3、表 4)，可知土壤有机碳含量随着土层深度增加而逐渐降低，究其原因，可能与土壤有机碳的垂直分布特征及地表枯枝落叶向土壤输送的有机质含量及土壤剖面的形成过程密切相关[19]，主要表现为以下 3 方面：①土壤表层接受大量枯枝落叶，而且作物根系主要分布在土壤表层，有机碳来源比较丰富[9]；②铝矿复垦区使用不同种类微生物肥料后，土壤表层中存在大量微生物，有机碳更新速率快，进而增加土壤有机碳含量；③随土层的不断加深，微生物数量逐渐减少，有机碳的周转速率减缓，有机碳含量进入一个缓慢降低的层面[14]。此外，有研究表明[20]，有机碳含量由表层的最大值向下按照指数规律逐渐降低，至一定深度后进入缓慢降低的层面，最后含量在深部土层基本保持稳定。

本文中，使用微生物肥料可有效提高铝矿复垦区土壤有机碳含量(表 3、表 4)。生物活化剂较对照组显著提高土壤有机碳含量，分析其可能的原因是肥托普生物活化剂能够疏松土壤，促进土壤团粒形成，改善土壤结构，活化土壤中潜在养分[21]；其次使好气性的细菌、放线菌及纤维瘤菌等微生物数量增加，还能刺激土壤原有微生物的生长繁殖，促进土壤有机质的更新，进而增加土壤有机碳含量。抗旱剂可以提高根际微生物活性，促进外援物质的分解，进而增加土壤有机碳含量。此外，肥托普生物活化剂较抗旱剂更能显著提高铝矿复垦区有机碳含量，主要原因是抗旱剂的吸水率高，保水性强，能吸收并储存水分，但张雷[22]研究指出，在一定水分条件范围内，土壤水分含量越高有机碳含量越少，即土壤有机碳损失越多。

生物菌剂显著提高土壤有机碳含量的原因可能是生物菌剂中的微生物在作物根系大量繁殖，成长为作物的优势菌群，同时还能提高土壤微生物的活性。有研究表明[23]，生物活化剂对土壤中的磷细菌、固氮菌、钾细菌等有益微生物数量及活性的增加有明显的作用，这样能加快土壤外援物质的分解速率，调节土壤有机质的 C/N。因此，生物菌剂能够平衡土壤养分，增加土壤外援物质的输入，提高土壤有机碳含量。但是，不同类型的生物菌剂对于提高土壤有机碳含量有一定的差异，且不同剂量处理水平的生物菌剂对有机碳也有一定的影响，尽管生物菌剂能够提高土壤有机碳的含量，但必须控制在一定的范围之内，如果生物菌剂过量使用，土壤有机碳含量反而呈降低趋势，而且还会增加生产成本。

3.2　不同微生物肥料对土壤有机碳 $\delta^{13}C$ 值的影响

在本文中，不同种类微生物肥料对土壤 $\delta^{13}C$ 值影响差异明显(表 5、图 1)，分析其可能的原因是作物残渣以及其他的外援物质在根际微生物的作用下，土壤有机碳的分解程度不一致，导致土壤 $\delta^{13}C$ 值有很大的差异；不同微生物肥料自身的稳定碳 $\delta^{13}C$ 值不同，对土壤稳定碳 $\delta^{13}C$ 值也会造成一定影响；微生物还能影响对土壤有机质的降解过程。微生物在降解有机质的过程中优先分解富含 ^{12}C 的部分，使残留部分富集 ^{13}C[24]。

本研究结果表明，铝矿复垦区土壤 $\delta^{13}C$ 值随土层深度的增加而增加，这和前人的研究结果一致[25]。于贵瑞等[26]的研究表明，土壤 $\delta^{13}C$ 值增加可能归功于 ^{13}C 贫化的有机化合物的分解作用，放射性碳同位素技术发现，土层深度越深土壤中含有老的以及稳定的有机化合物的含量越高，而表层土壤中的有机碳大多为较年轻和非稳定的有机化合物，这也会导致稳定碳 ^{13}C 值的垂直变化。有学者[20]认为不同土层中有机碳 $\delta^{13}C$ 值的上升幅度也不同，可能与土壤有机质分解过程中碳同位素分馏效应的强弱程度有关，分馏效应越强，上升幅度越大，表明有机碳分解程度越高。

3.3　不同微生物肥料对玉米籽粒和秸秆中 $\delta^{13}C$ 值的影响

植物体内同化物的分配是在涉及源、库以及输导组织等整个体系中进行的。一般情况下，植物各个组织中的 ^{13}C 浓度和 C 量都是通过稳定碳同位素标记法来定量化分析的，进而来研究同化产物的分布与运转及新固定的碳素营养所占比例等动态规律。研究表明[27]，土壤中有机质主要来自于地表植物，随着植物死亡有机质的分解，土壤碳 $\delta^{13}C$ 值较地表植物中碳 $\delta^{13}C$ 值略有偏正。植物残体转化为土壤有机质的过程中碳同位素的分馏程度不同，但是其变化范围在 0.5‰ ~ 2‰之内[28]。因此，已知土壤稳定碳 $\delta^{13}C$ 值，即可推算出地表植物中的稳定碳 $\delta^{13}C$ 值。

本文研究表明，不同微生物肥料对玉米籽粒和秸秆中 $\delta^{13}C$ 值的影响差异很大(图 2)，据分析，造成这一差异的原因可能有两个方面：一是作物从土壤中吸收的有机碳来源较复杂，不仅包括作物残渣中的有机

碳，还有肥料及前茬作物中携带的碳素；二是作物吸收的外源物质中碳素的 $\delta^{13}C$ 值本身存在差异。

将使用不同生物活化剂的玉米籽粒和秸秆 $\delta^{13}C$ 值进行回归分析，获得回归方程为 $y = 0.001x - 12.79$ ($r = 0.021$, $P = 0.948$)；将使用不同生物菌剂的玉米籽粒和秸秆 $\delta^{13}C$ 值进行回归分析，获得回归方程为 $y = 0.41x - 12.67$ ($r = 0.726$, $P = 0.065$)。两个 P 值均大于 0.05，说明施加不同微生物肥料条件下，玉米籽粒和秸秆中 $\delta^{13}C$ 值之间没有显著相关性，表明玉米籽粒中的同化物并不完全是由秸秆转化来的。对玉米籽粒和秸秆中 $\delta^{13}C$ 值进行 T 检验，结果表明施加不同的微生物肥料，玉米籽粒和秸秆的 $\delta^{13}C$ 值均有显著性差异，说明在施加不同微生物肥料后，秸秆中的同化物向籽粒转移时，发生了碳同位素的分馏作用。而对照组中，秸秆同化物向籽粒转移时，没有发生碳同位素分馏。以往通过测定旱稻[29]、花生[30]、小麦[31]不同部位的稳定碳 $\delta^{13}C$ 值，发现作物不同部位的 $\delta^{13}C$ 值是不同的，并认为同化物质在作物各部分分配和运输时会发生碳同位素分馏。由此可见，对于玉米秸秆中同化物向籽粒转移时是否会发生碳同位素分馏，还需要进一步的研究。

4 结论

(1) 不同种类的微生物肥料处理中，土壤有机碳含量随着土层深度的增加而降低，而土壤 $\delta^{13}C$ 值则随着土层深度增加而提高。

(2) 使用微生物肥料能显著提高土壤有机碳含量，说明使用微生物肥料是提高铝矿复垦区土壤有机碳含量的有效方式。在生物活化剂处理中，肥托普生物活化剂较抗旱剂更能显著提高土壤有机碳含量。在生物菌剂的处理中，阿佐联较耶列那更能显著提高土壤有机碳含量，且生物菌剂的不同剂量处理中有机碳含量的差异明显，有机碳含量在各处理间呈现的大小排列趋势为：处理 1>处理 2>处理 3。因此，在复垦过程中使用生物菌剂时，必须将其剂量控制在一定范围之内。

(3) 使用微生物肥料后，玉米籽粒的 $\delta^{13}C$ 值显著高于秸秆，说明玉米籽粒比秸秆更容易富集 ^{13}C，但是玉米籽粒和秸秆的 $\delta^{13}C$ 值之间没有显著相关性。

(4) 使用微生物肥料对增强铝矿废弃地复垦区土壤固碳能力有着重要意义，可为大幅度提高我国工矿宜农废弃地的固碳能力提供技术支撑。

参考文献：

[1] 马力, 杨林章, 肖和艾, 夏立忠, 李运东, 刘晓春. 施肥和秸秆还田对红壤水稻土有机碳分布变异及其矿化特性的影响[J]. 土壤, 2011, 43(6): 883–890

[2] 马力, 杨林章, 慈恩, 程月琴, 王岩, 沈明星, 殷士学. 长期不同施肥处理对水稻土有机碳分布变异及其矿化动态的影响[J]. 土壤学报, 2009, 46(6): 1 050–1 058

[3] 迟光宇, 王俊, 陈欣, 史奕. 三江平原不同土地利用方式下土壤有机碳的动态变化[J]. 土壤, 2006, 38(6): 755–761

[4] 潘根兴, 李恋卿, 张旭辉. 土壤有机碳库与全球变化研究的若干前沿问题—— 兼开展中国水稻土有机碳固定研究的建议[J]. 南京农业大学学报, 2002, 25(3): 100–109

[5] 王玲莉, 娄翼来, 石元亮, 韩晓日. 长期施肥对土壤活性有机碳指标的影响[J]. 土壤通报, 2008, 39(4): 752–755

[6] 吴安福. 孝义铝矿民采空区矿体安全高效开采技术研究(硕士学位论文)[D]. 长沙: 中南大学, 2011

[7] 郭胜利, 吴金水, 党廷辉. 轮作和施肥对半干旱区作物地上部生物量与土壤有机碳的影响[J]. 中国农业科学, 2008, 41(3): 744–751

[8] 王文静, 魏静, 马文奇, 杨玉荣, 郭彩娟. 氮肥用量和秸秆根茬碳投入对黄淮海平原典型农田土壤有机质积累的影响[J]. 生态学报, 2010, 30(13): 3 591–3 598

[9] Marco M, Tek BS, Paolo B. Long-term effect of tillage, nitrogen fertilization and cover crops on soil organic carbon and total nitrogen content[J]. Soil & Tillage Research, 2011, 114: 165–174

[10] Gong W, Yan XY, Wang JY. Long-term manure and fertilizer effects on soil organic matter fractions and microbes under a wheat-maize cropping system in northern China[J]. Geoderma, 2009, 149: 318–324

[11] Rasool R, Kukal SS, Hira GS. Soil organic carbon and physical properties as affected by long-term application of FYM and inorganic fertilizers in maize-wheat system[J]. Soil & Tillage Research, 2008, 101: 31–36

[12] 刘健. 微生物肥料作用机理的初步研究(硕士学位论文)[D]. 北京: 土壤肥料研究所, 2000

[13] Haugwitz MS, Michelsen A, Schmidt IK. Long-term microbial control of nutrient availability and plant biomass in a subarctic-alpine heath after addition of carbon, fertilizer and fungicide[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2011, 43: 179–183

[14] 周北羽. 生物有机肥料在林业育苗中的促长作用机理研究(硕士学位论文) [D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2009

[15] 王笑峰, 蔡体久, 张思冲, 刘春河, 任晓旭, 刘文勇. 不同类型工矿废弃地基质肥力与重金属污染特征及其评价[J]. 水土保持学报, 2009, 23(2): 157–161

[16] 李文, 任晓旭, 蔡体久. 不同排矸年限煤矸石废弃地养分含量及重金属污染评价[J]. 林业科学, 2011, 47(6): 162–166

[17] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 1999: 30–34

[18] 张庆忠. 秸秆还田对华北高产粮区碳截留的贡献(博士学位论文) [D]. 北京: 中国农业大学, 2006
[19] 陈庆强, 沈承德, 孙彦敏, 彭少麟, 易惟熙, 李志安, 姜漫涛. 鼎湖山土壤有机质深度分布的剖面演化机制[J]. 土壤学报, 2005, 42(1): 1–8
[20] 朱书法, 刘丛强, 陶发祥, 王中良, 朴河春. 喀斯特地区土壤有机质的稳定碳同位素[J]. 地球与环境, 2006, 34(3): 51–58
[21] 程丽娟, 来航线, 李素俭, 周马康. 微生物对土壤团聚体形成的影响[J]. 西北农业大学学报, 1994, 22(4): 93–97
[22] 张雷. 有机物料、温度和土壤水分对黑土有机碳分解的影响(硕士学位论文) [D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2004
[23] 左丽峰. 菌剂与不同肥料配比对土壤肥力及玉米生长发育影响的研究(硕士学位论文)[D]. 晋中: 山西农业大学, 2005
[24] Sparing GP. Ratiao of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter[J]. Australia Journal of Soil Research, 1992, 30: 1 995–2 007
[25] Wang L, Lu HY, Wu NQ. Altitudinal trends of stable carbon isotope composition for Poeceae in Qinghai-Xizang plateau[J]. Quaternary Sciences, 2003, 23(5): 573–580
[26] 于贵瑞, 王绍强, 陈泮勤, 李庆康. 碳同位素技术在土壤碳循环研究中的应用[J]. 地球科学进展, 2005, 20(5): 568–577
[27] Kingston JD, Andrew H, Marino BD. Isotopic evidence for neogene homini paleoenviroments in the Kenya Rift Valley[J]. Science, 1994, 264: 955–956
[28] 刘微, 吕豪豪, 陈英旭, 吴伟祥. 稳定碳同位素技术在土壤–植物系统碳循环中的应用[J]. 应用生态学报, 2008, 19(3): 674–680
[29] Zhao BZ, Kondo M, Maeda M, Ozaki Y, Zhang J. Water-use efficiency and carbon isotope discrimination in two cultivars of upland rice during different developmental stages under three water regimes[J]. Plant Soil, 2004, 261: 61–75
[30] Farquhar GD, Richards RA. Isotopic composition of plant carbon correlates with water-use efficiency of wheat genotypes[J]. Aust. J. Plant Physiol., 1984, 11: 539–552
[31] Hubick KT, Farquhar GD. Carbon isotope discrimination and the ratio of carbon gained to water lost in barley cultivars[J]. Plant Environ., 1989, 12: 795–804

Effects of Microbial Fertilizers on Soil Organic Carbon of Reclaimed Minesoils in Aluminum Mining Wasteland

YUAN Qin[1], SUN Chong-feng[1], LI Hua[1*], ZHANG Qiang[2], GAO Chun-hua[2]

(1 *The College of Environmental Science &Resources*, *Shanxi University*, *Taiyuan* 030006, *China*;
2 *Institute of Agricultural Environment &Resources*, *Shanxi Academy of Agricultural Sciences*, *Taiyuan* 030012, *China*)

Abstract: Field study was conducted in a corn cropping system in reclaimed minesoils of the aluminum mining wasteland in 2010 in Xiaoyi City, Shanxi Province in north of China. The purpose was to characterize the soil organic under different microbial fertilizers of biological activator, biological agents, and control treatment, i.e. without any microbial fertilizer in the maize (Yitian18) cropping system. The measurements included the organic carbon content and the values of $\delta^{13}C$ of soil in the depths of 0 – 20 cm and 20 – 40 cm, and the values of $\delta^{13}C$ in maize stem and grain. Results showed that deeper soil corresponded to reducing soil organic carbon but increasing $\delta^{13}C$ values. Microbial fertilizers could significantly increase soil organic carbon content. Maize grain accumulated much more ^{13}C than stem, as evidenced by the statistically significant difference, in spite that no significant correlation was found. Based on the results it is concluded that microbial fertilizers could improve the accumulation of soil organic carbon in aluminum mining wasteland.

Key words: Aluminum mining wasteland, Reclaimed minesoils, Soil organic carbon, Microbial fertilizers