

# 紫茎泽兰堆肥的质量及对土壤有机质、养分和微生物的影响<sup>①</sup>

隋宗明, 殷洁, 李轩, 袁玲\*

(西南大学资源环境学院, 重庆 400716)

**摘要:** 为紫茎泽兰是我国危害最严重的外来入侵植物, 具有生物毒性, 无害化处理与资源化利用可经济、有效地防除紫茎泽兰。试验检测了紫茎泽兰生物堆肥的质量, 并将紫茎泽兰生物堆肥(M)、化肥(CF)和生物堆肥+化肥(CFM)分别施入土壤, 利用培养试验比较了它们对土壤有机质、养分和微生物的影响, 为客观评价紫茎泽兰生物堆肥质量、微生物毒性和肥效提供有益信息。结果表明, 紫茎泽兰生物堆肥质量符合 NY525-2011 国家标准(水分除外), 且优于自然堆肥。在 120 d 的培养期间, CF 处理降低土壤真菌和放线菌数量, 对细菌数量无显著影响; CFM 和 M 处理可提高土壤有机质和微生物量碳、氮, 增加土壤细菌、真菌和放线菌数量。在添加化肥的土壤中, 培养前期的碱解氮、脲酶和蔗糖酶活性高于 CK(不施肥), 后期与 CK 无显著差异。在 CFM 和 M 处理的土壤中, 碱解氮变化平缓, 但持续高于 CK, 蔗糖酶、脲酶、酸性磷酸酶和过氧化氢酶活性显著高于 CF 和 CK。因此, 紫茎泽兰生物堆肥对土壤有机质、氮、微生物量及土壤酶活性的影响类似于普通有机肥。

**关键词:** 紫茎泽兰; 堆肥; 土壤; 微生物

**中图分类号:** S141.4 **文献标识码:** A

紫茎泽兰 (*Eupatorium adenophorum* Spreng.) 系菊科泽兰属多年生毒草, 是我国危害最严重的外来入侵植物<sup>[1-2]</sup>。大规模侵入西南地区的农田、森林、草场, 在四川省凉山州的危害面积达到幅员面积的 14%<sup>[3]</sup>, 并快速向东部和北方蔓延, 造成了巨大的生态灾难和经济损失。

关于紫茎泽兰防除与资源化利用的研究已进行 20 多年。结果表明, 该植物造纸纤维不够长, 做饲料有毒, 作为柴火热值太低<sup>[1]</sup>。紫茎泽兰内含单萜类、倍萜类、三萜类、苯丙素类、黄酮类及其衍生物等 100 多种化学物质。其中, 阿魏酸、鞣质、克拉维醇、紫茎泽兰内脂、乙酸龙脑酯、芳樟醇、香豆素、伞形花酯、香草醛和泽兰酮等具有动、植物和微生物毒性<sup>[4-5]</sup>, 加之紫茎泽兰的根、茎和种子均可再生繁殖, 除防过程中不能直接施入土壤。因此, 提取杀虫、杀菌、除草成分等成为目前紫茎泽兰资源化利用的途径<sup>[6]</sup>, 但剩余的植物残体仍需有效处理。值得注意的是, 紫茎泽兰分布广、生长快、生物量大, 富含有机质、氮、磷、钾和微量元素<sup>[7]</sup>, 是优良的有机肥源。人们曾进行过工厂化处理紫茎泽兰生产有机肥的尝试, 其各项

质量指标均达到国家有机肥标准<sup>[8]</sup>, 但由于收集运输困难、运行成本高、入不敷出, 现已全部停产。野外就地堆肥能经济、有效地防除与资源化利用紫茎泽兰, 但堆肥是微生物主导的生物化学过程, 紫茎泽兰体内的毒物抑制堆肥微生物活动, 妨碍有机质矿化与腐殖化, 故传统方法堆肥腐熟不佳, 难于有效降解紫茎泽兰的有毒物质、彻底腐熟和杀灭繁殖器官<sup>[9]</sup>。

课题组经多年研究, 采用生物堆肥野外就地处理紫茎泽兰, 腐熟效果好, 能有效降解对动、植物有毒的化学物质<sup>[5,10]</sup>, 但对微生物的毒性尚待评估。为此, 本文根据国家 NY/525-2011 有机肥标准<sup>[11]</sup>, 测定了凉山州多地紫茎泽兰生物堆肥的有关指标, 并采用培养方法研究了紫茎泽兰堆肥对土壤养分和微生物影响, 为评价紫茎泽兰生物堆肥的质量、微生物毒性和肥效提供科学参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

紫茎泽兰: 于 2015 年 9 月采自凉山州, 属营养生长期, 含水量 81.45%, 碳氮比 13.78, N、P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 和

基金项目: 国家重点基础研究发展计划(973 计划)项目(2013CB127405)和四川省烟草公司科技项目(201551340027159)资助。

\* 通讯作者(lingyuanh@aliyun.com)

作者简介: 隋宗明(1994—), 男, 吉林通化人, 硕士研究生, 主要研究方向为植物营养与肥料。E-mail: szmlvqy@163.com

K<sub>2</sub>O 含量分别为 16.1、4.5 和 21.7 g/kg, 纤维素、木质素含量分别为 265.2、177.4 g/kg(干基)。

供试土壤: 重庆市北碚区歇马镇(106°21′53.07″E, 29°46′4.20″N)灰棕紫泥紫色土, pH 6.25, 有机质、全氮、磷、钾分别为 17.24、0.74、0.30 和 13.46 g/kg, 有效氮、磷、钾分别为 67.8、23.12 和 111.8 mg/kg。采集 0~20 cm 耕作层, 拣除杂物, 风干磨细, 过 2 mm 筛备用。

腐熟剂: 由铜绿假单胞菌(*Pseudomonas putida* sp., 活菌数  $3.01 \times 10^9$  cfu/g) 和高温纤维菌(*Clostridium thermocellum* sp., 活菌数  $1.50 \times 10^9$  cfu/g) 组成。腐熟剂中的微生物经专门筛选, 铜绿假单胞菌能以苯、菲和芘为碳源和能源, 最适生长温度 29.0, 51.0 停止生长; 高温纤维菌的最适生长温度 32.5, 61.5 停止生长。取 10.00 g 菌剂, 用 100 ml 无菌水震荡提取(250 r/min), 4 000 r/min 离心 15 min, 取 1.00 ml 上清液于 25 ml PDA 液体培养基中, 14 d 时对菲、芘的降解率分别为 73.14% 和 66.32% (30、150 r/min 摇瓶培养, 菲、芘浓度均为 100 mg/L)。另取部分上清液, 经超声波破碎, 其中 CMC-Na 纤维酶活力为 16.4 μg/(min·ml)。

堆肥辅助剂: 尿素和硫酸镁按 2:1 混合。

## 1.2 试验方法

1.2.1 堆肥方法 2015 年 9 月, 堆肥分别在四川省凉山州会理、会东、西昌、德昌和冕宁县等地同时进行。堆肥处理包括: 生物堆肥(M): 在收割紫茎泽兰的附近选择一块平地, 先将新鲜紫茎泽兰铡成 5~10 cm 的长条, 再堆成长条状(长×宽×高 ≈ (3.5~4.0) m × (1.5~2.0) m × (1.5~1.8) m)。每堆高 20~30 cm, 撒少许腐熟剂和辅助剂, 踩踏紧实, 堆至规定高度后, 覆盖农用塑料薄膜。每 1 000 kg 紫茎泽兰约需腐熟剂 2.5 kg, 堆肥辅助剂 4 kg。自然堆肥: 试验材料、堆制方式、堆制时间均与 M 处理一致, 但未添加腐熟剂和辅助剂。试验重复 4 次, 堆置 70~90 d。

在堆肥结束后, 取堆肥样品置于索氏脂肪提取器内, 石油醚加热(60°C)回流 12 h, 用残余法计算石油醚提取物含量<sup>[12]</sup>; NY/525-2011 方法测定堆肥水分、有机质、N、P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>、K<sub>2</sub>O、Pb、Cr、Cd、Hg、As 含量; GB/T 11957-2001 方法测定腐殖酸含量<sup>[13]</sup>。

1.2.2 培养试验 试验自 2015 年 12 月至 2016 年 3 月在西南大学资源环境学院植物营养实验室进行。设置: 不施肥(CK); 化肥(CF); 化肥+有机肥(CFM, 有机氮:无机氮=1:1); 有机肥(M)共 4 个处理。化肥选择尿素、磷酸二氢钾、氯化钾配合施用, 有机肥为紫茎泽兰生物堆肥。除对照外, 各处理氮、磷、钾养分用量相同, 以单施紫茎泽兰有机肥养分含

量为计算标准(每千克土壤施用 5 g 紫茎泽兰有机肥, 即 11 250 kg/hm<sup>2</sup>, 约相当于 316.95 kg N、94.2 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 和 303.45 kg K<sub>2</sub>O)。取 200 g 土壤于塑料杯中, 肥土混匀, 加去离子水至田间最大持水量的 60%, 透气膜封口, (25 ± 1) 黑暗培养 120 d, 适时用称重法补水至初始含量的 ± 2%, 每个处理重复 24 次。

在培养期间, 于 0、5、10、20、30、40、60、120 d, 随机从各处理中取出 3 个培养杯, 常规分析土壤 pH, 有机质, 全量和有效氮、磷、钾<sup>[14]</sup>; 氯仿熏蒸-0.5 mol/L K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 提取土壤微生物生物量碳氮, K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 氧化法测碳和脲酚蓝比色法测氮<sup>[15]</sup>; 高锰酸钾滴定法、苯酚钠-次氯酸钠比色法、磷酸苯二钠比色法和 3,5-二硝基水杨酸比色法分别测定过氧化氢酶、脲酶、磷酸酶和蔗糖酶活性<sup>[16]</sup>; 第 45 天用平板计数法测定土壤细菌(牛肉膏蛋白胨培养基)、放线菌(高氏一号培养基)和真菌(马丁氏琼脂培养基)数量<sup>[17]</sup>。

1.2.3 统计分析 用 Excel 2010、SPSS 18.0 软件和 Duncan 新复极差法对试验数据进行基本计算、单因素方差分析(One-way ANOVA)和处理间差异性的多重比较, 显著水平设置为  $P < 0.05$ 。

## 2 结果与分析

### 2.1 堆肥的感官比较及分析测定

紫茎泽兰堆置 70~90 d, 生物堆肥处理呈黑褐色和黑色, 质地松软, 臭味消失, 完全腐熟。但是, 同时期的自然堆肥处理未腐熟, 呈灰色或灰褐色, 紫茎泽兰的茎秆绝大多数形态完好, 质地坚硬、难于折断, 仍保持紫茎泽兰特有的臭味。

表 1 可见, 自然堆肥的水分、有机质和总养分依次为 584.7、414.2 和 50.7 g/kg, 均未达到 NY/525-2011 国家标准。生物堆肥的水分、有机质、总养分依次为 732.8、553.2 和 63.6 g/kg; Pb、Cd、As、Hg、Cr 含量分别是 13.25、0.61、3.54、0.26 和 18.14 mg/kg; 除水分含量之外, 各项指标均符合国家标准。此外, 生物堆肥的有机质、N、P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>、K<sub>2</sub>O 含量显著高于自然堆肥, 腐殖酸含量高达 84.2 g/kg。

### 2.2 土壤有机质和全量养分

由表 2 可见, 处理间土壤有机质含量依次为 M > CFM > CF 和 CK, 变化于 17.07~20.81 g/kg。土壤全氮含量范围 0.74~0.87 g/kg; CK 最低, 施肥处理比 CK 平均高 9.78%~13.78%, 但 CF、CFM 和 M 处理之间无显著差异。土壤全磷和全钾各处理之间均无显著差异, 全磷变化于 0.29~0.32 g/kg, 全钾 13.41~13.82 g/kg。

表 1 紫茎泽兰和不同堆肥的养分及重金属含量  
Table 1 Contents of nutrients and heavy metals in *E. adenophora* and different composts

项目	新鲜紫茎泽兰	自然堆肥	生物堆肥
水分 (g/kg)	823.5 ± 145.1 a	584.7 ± 134.7c	732.8 ± 172.5 b
pH	7.54 ± 0.53 a	7.12 ± 0.41b	6.65 ± 0.67 c
有机质 (g/kg)	384.2 ± 34.6 b	414.2 ± 42.7 b	553.2 ± 70.2 a
腐殖酸 (g/kg)	—	22.4 ± 7.7 b	84.2 ± 22.5 a
N (g/kg)	15.5 ± 6.1 c	19.3 ± 4.5 b	28.2 ± 3.8 a
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (g/kg)	3.5 ± 1.2 c	5.2 ± 1.7 b	8.4 ± 1.3 a
K <sub>2</sub> O (g/kg)	23.1 ± 8.6 c	26.2 ± 6.3 b	27.0 ± 5.0 a
Pb (mg/kg)	11.41 ± 4.41 a	12.48 ± 2.23 a	13.25 ± 3.72 a
Cd (mg/kg)	0.55 ± 0.24 a	0.66 ± 0.16 a	0.61 ± 0.15 a
As (mg/kg)	3.41 ± 1.25 a	3.23 ± 1.02 a	3.54 ± 0.78 a
Hg (mg/kg)	0.23 ± 0.07 a	0.24 ± 0.06 a	0.26 ± 0.05 a
Cr (mg/kg)	15.41 ± 6.71 a	17.01 ± 5.23 a	18.14 ± 4.46 a

注：表中数据为平均值 ± 标准差，同行数据小写字母不同表示处理间差异显著 ( $P < 0.05$ )。

表 2 土壤有机质和全量养分变化(g/kg)  
Table 2 Content changes of organic matter and total nutrients in soils

项目	处理	方差分析	培养时间 (d)		
			0	60	120
有机质	CK		17.24 ± 0.12 c	17.10 ± 0.03 c	17.07 ± 0.03 c
	CF		17.90 ± 0.04 c	17.32 ± 0.20 c	17.07 ± 0.10 c
	CFM		19.27 ± 0.05 b	19.25 ± 0.22 b	18.36 ± 0.17 b
	M		19.95 ± 0.04 a	20.81 ± 0.07 a	20.47 ± 0.19 a
		<i>F</i>	909.379	390.345	418.477
全氮	CK		0.74 ± 0.01 b	0.77 ± 0.03 b	0.74 ± 0.01 b
	CF		0.85 ± 0.01 a	0.87 ± 0.01 a	0.83 ± 0.04 a
	CFM		0.86 ± 0.02 a	0.85 ± 0.01 a	0.85 ± 0.01 a
	M		0.80 ± 0.01 ab	0.84 ± 0.01 a	0.83 ± 0.02 a
		<i>F</i>	72.062	23.951	19.721
全磷	CK		0.30 ± 0.01 a	0.30 ± 0.01 a	0.30 ± 0.00 a
	CF		0.30 ± 0.01 a	0.29 ± 0.01 a	0.31 ± 0.02 a
	CFM		0.31 ± 0.01 a	0.30 ± 0.01 a	0.32 ± 0.01 a
	M		0.30 ± 0.01 a	0.31 ± 0.01 a	0.31 ± 0.01 a
		<i>F</i>	1.583	4.190	1.093
全钾	CK		13.46 ± 0.19 a	13.43 ± 0.16 a	13.41 ± 0.15 a
	CF		13.49 ± 0.27 a	13.53 ± 0.14 a	13.66 ± 0.05 a
	CFM		13.68 ± 0.08 a	13.49 ± 0.20 a	13.82 ± 0.15 a
	M		13.60 ± 0.11 a	13.76 ± 0.28 a	13.80 ± 0.17 a
		<i>F</i>	1.028	1.568	5.588
	<i>P</i>	0.430	0.271	0.023*	

注：表中数据为平均值 ± 标准差，同列数据小写字母不同表示处理间差异显著 ( $P < 0.05$ )，下表同。

### 2.3 土壤有效养分

图 1 是培养期间，土壤有效氮、磷、钾的动态变化。

碱解氮：在培养前期 ( $\leq 30$  d) 处理间土壤碱解氮含量由高到低的顺序是：CF > CFM > M > CK。但随

培养时间延长，CF 土壤中的碱解氮大幅度降低，CFM 缓慢降低，M 小幅度增加，CK 无显著变化，致使碱解氮在后期出现 CFM > M > CF > CK 的现象。

有效磷：处理间 CF > CFM > M > CK，随培养时间延长，有效磷含量持续提高。培养至 120 d，分别

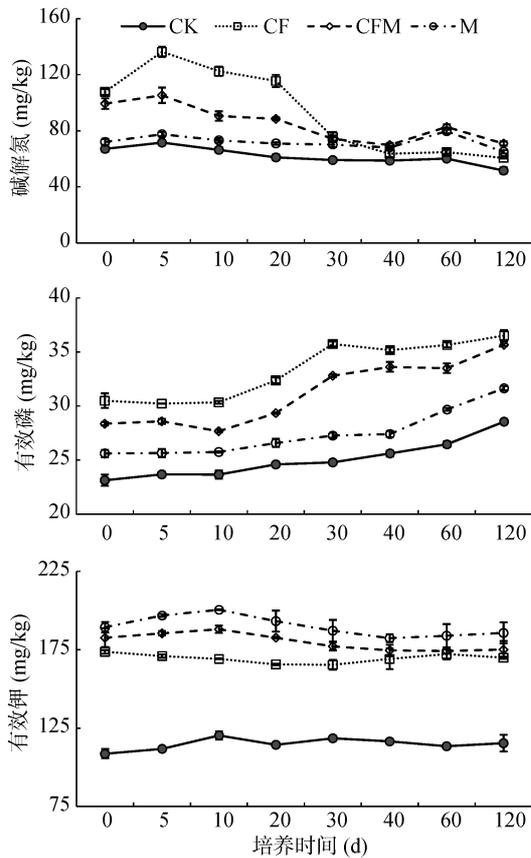


图 1 土壤有效养分动态变化  
Fig. 1 Dynamics of soil available nutrient contents

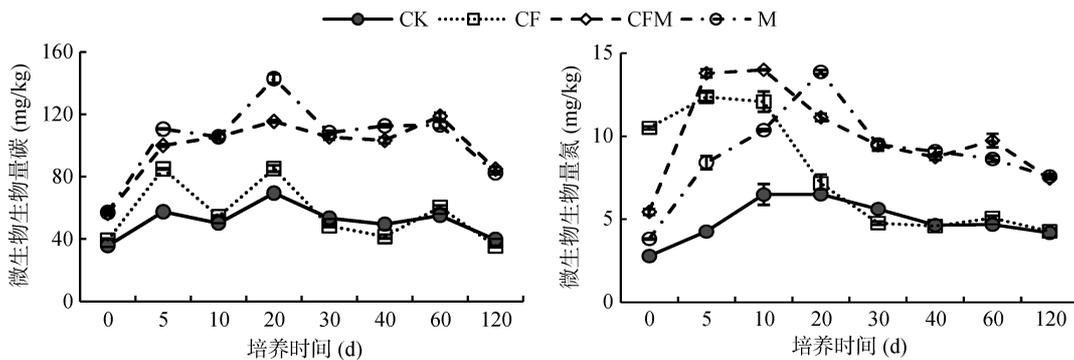


图 2 土壤微生物生物量碳、氮动态变化  
Fig. 2 Dynamics of soil microbial biomass carbon and nitrogen

表 3 土壤可培养细菌、真菌和放线菌数量  
Table 3 Quantities of cultural bacteria, fungi and actinomycetes in soils

处理	方差分析	细菌 ( $\times 10^7$ cfu/g, 干土)	真菌 ( $\times 10^4$ cfu/g, 干土)	放线菌 ( $\times 10^6$ cfu/g, 干土)
CK		2.37 $\pm$ 0.11 c	1.87 $\pm$ 0.0 c	1.36 $\pm$ 0.04 c
CF		2.28 $\pm$ 0.09 c	1.06 $\pm$ 0.03 d	0.62 $\pm$ 0.01 d
CFM		3.99 $\pm$ 0.07 b	3.39 $\pm$ 0.14 b	2.11 $\pm$ 0.10 b
M		4.43 $\pm$ 0.13 a	3.70 $\pm$ 0.07 a	3.17 $\pm$ 0.02 a
	F	221.913	82.571	1141.565
	P	0.000**	0.000**	0.000**

比培养初期增加了 23.44%(CK)、19.74%(CF)、25.74%(CFM)和 23.55%(M)。

有效钾：处理间  $M > CFM > CF > CK$ ；在培养期间，土壤有效钾含量无显著变化。

2.4 土壤微生物

2.4.1 微生物生物量碳、氮 微生物生物量碳：CFM 和 M 处理显著高于 CF 和 CK；在培养第 5 和 20 天，CF 土壤中的微生物生物量碳显著高于 CK，其余无显著差异。微生物生物量氮总体上呈单峰变化。在 CFM 和 M 处理土壤中，微生物生物量氮的最大值显著高于 CF 和 CK。CF 和 CFM 的峰值出现在培养第 5 和 10 天，显著高于 CK，然后迅速降低；M 和 CK 的峰值延迟至培养第 20 天，然后也迅速降低。在培养 20 d 以后，CF 土壤中的微生物生物量氮与 CK 无显著差异。

2.4.2 细菌、真菌、放线菌 培养第 45 天，土壤细菌数 M 处理最高，CFM 次之，CF 和 CK 最低(二者无显著差异)，变化于  $2.28 \times 10^7 \sim 4.43 \times 10^7$  cfu/g(表 3)。土壤真菌数  $M > CFM > CK > CF$ ，高低相差 3 倍以上。土壤放线菌的变化趋势类似真菌，高低相差约 5 倍。

2.5 土壤酶活性

过氧化氢酶：在 CFM 和 M 处理土壤中，过氧化氢酶活性显著高于 CF 和 CK(图 3)；但在培养第 20

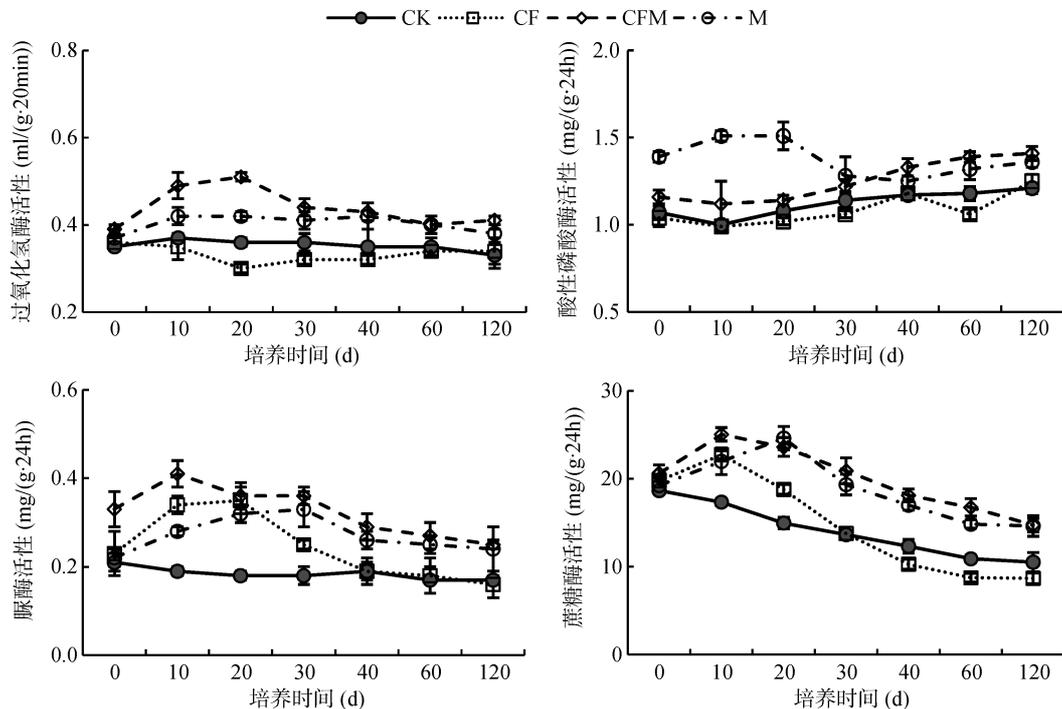


图 3 土壤酶活性动态变化  
Fig. 3 Dynamics of soil enzyme activities

和 30 天的土壤中,CF 处理的过氧化氢酶活性显著低于 CK, 其余时间无显著差异。

**酸性磷酸酶**:在整个测定周期中,除 1 个点外(第 30 天无显著差异),CFM 和 M 处理显著高于 CF 和 CK,CF 和 CK 之间总体上无显著差异。在 CF、CFM 和 CK 处理的土壤中,随培养时间延长,磷酸酶活性缓慢上升;在 M 处理土壤中,培养 20 d 前磷酸酶活性升至最高,之后降低。

**脲酶**:在测定的各个时间点,CK 处理的土壤脲酶活性无变化。各时期的 CFM、M 处理均高于 CK,而 CF 在 30 d 前高于 CK,后期与 CK 一致。在添加 CF、CFM 和 M 的土壤中,随培养时间延长,脲酶活性先升高,然后下降。

**蔗糖酶**:CK 的土壤蔗糖酶活性随培养时间延长呈近似直线下降。CF、CFM 和 M 处理的土壤中,蔗糖酶活性先升高,然后降低;培养 30 d 后,CF 处理的蔗糖酶活性显著低于 CK;在测定的各个阶段,CFM 和 M 处理的蔗糖酶活性显著高于 CK。

### 3 讨论

#### 3.1 紫茎泽兰堆肥质量

堆肥积制是微生物主导下的生物化学过程,有机物料在堆制过程中发生矿质化和腐殖化<sup>[18-19]</sup>。在相同时间内,自然堆制的紫茎泽兰未腐熟,推测其毒物可能抑制了堆肥微生物活动,妨碍有关生物化学反应。

但在生物堆肥处理中,腐熟剂中的铜绿假单胞菌能分解苯、菲和芘等芳香族毒物;接种高温纤维菌增加矿化微生物数量;添加尿素可调节物料碳氮比,满足微生物的营养需要;硫酸镁与有机质分解释放的 CO<sub>2</sub> 和 NH<sub>3</sub> 分别生成碳酸镁和硫酸铵,减少氨的挥发损失;覆膜可保持物料温度相对平稳,防止降雨积水,减小环境条件的不良影响。因此,生物堆肥有益于微生物活动,促进堆肥发酵,改善堆肥质量,使紫茎泽兰腐熟良好,有机质、氮、磷、钾、腐殖酸含量显著高于自然堆肥,其堆肥质量达到国家 NY/525-2011 标准(水分例外),腐殖质含量高达 8.42%。

#### 3.2 紫茎泽兰生物堆肥对土壤有机质和氮素养分的影响

添加紫茎泽兰生物堆肥提高土壤有机质含量,类似普通有机肥<sup>[20-21]</sup>。在农业生产中,施用有机肥有益于增加土壤有机质,培肥土壤,提高作物产量品质<sup>[22]</sup>。在培养前期,土壤碱解氮 CF > CFM > M,但随培养时间延长,CF 土壤中的碱解氮大幅度降低,碱解氮 CFM > M > CF。说明化肥释放养分迅速,损失率高;相反,紫茎泽兰生物堆肥释放氮素慢,损失少,与普通有机肥的养分释放相似<sup>[23]</sup>。因此,化肥配施紫茎泽兰生物堆肥施入土壤可达到长缓相济,满足作物长短期营养需要的目的。

#### 3.3 紫茎泽兰生物堆肥对土壤微生物的影响

据报道,紫茎泽兰具有微生物毒性<sup>[1,24]</sup>,直接施

入土壤可能抑制微生物生长繁殖。但是,在培养试验中,将紫茎泽兰生物堆肥加入土壤,提高了微生物生物量碳氮;在 CFM 和 M 处理的土壤中,细菌、真菌和放线菌数量增加。说明生物堆肥降解了紫茎泽兰体内的微生物毒物,施入土壤后促进了微生物生长繁殖,与普通有机肥对土壤微生物的影响类似<sup>[25-27]</sup>。但在 CF 处理的土壤中,培养前期的微生物生物量氮显著高于 CK,而微生物生物量碳总体上与 CK 无显著差异。说明在添加 CF 的土壤中,微生物生物量碳氮比前后期不同,微生物种群结构不一样。前人研究表明,化学氮肥施入土壤之后,可活跃氨化、硝化和反硝化微生物,促进氮素转化或导致氮素损失;当土壤含氮量降低之后,这些微生物的数量随之减少<sup>[28-29]</sup>,这可能是微生物生物量碳氮比前后期不同的原因之一。需要指出的是,土壤中栖息着约  $10^7$  种微生物,包括固氮、溶磷、解钾、促生、抗菌等多种有益微生物,紫茎泽兰堆肥和化肥对它们的影响尚需进一步评估。

土壤微生物分泌各种酶类,土壤酶活性反映土壤微生物活力状况<sup>[30-32]</sup>。在添加紫茎泽兰堆肥的土壤中,过氧化氢酶、脲酶、磷酸酶和蔗糖酶活性提高,意味着土壤微生物数量增加,活性增强,与秸秆还田和施用有机肥增加土壤微生物数量,提高土壤酶活性的结果一致<sup>[33-35]</sup>。在 CF 处理中,培养前期的脲酶和蔗糖酶活性增强,但后期与 CK 无显著差异。土壤脲酶催化尿素水解<sup>[36-37]</sup>,有益于将 CF 处理中的尿素转化成  $\text{NH}_3$ 。蔗糖酶可作为有机质矿化的重要标志之一<sup>[16]</sup>,故在未添加有机质的 CF 处理中,蔗糖酶活性增强意味着土壤本身的有机质发生矿化,由此可解释长期大量单施氮肥造成土壤有机质降低的现象。

## 4 结论

紫茎泽兰生物堆肥的质量优于自然堆肥,除水分含量之外,其余指标符合国家 NY/525-2011 有机肥料标准。在土壤中添加紫茎泽兰生物堆肥,提高土壤有机质、碱解氮和微生物生物量碳氮含量,增加细菌、真菌和放线菌数量,增强土壤酶活性,故紫茎泽兰生物堆肥对土壤有机质、氮、微生物生物量及活性的影响类似于普通有机肥。

### 参考文献:

[1] 陈永霞. 紫茎泽兰的危害与开发利用[J]. 草业与畜牧, 2009(3): 44-46  
 [2] Wan F H, Liu W X, Guo J Y, et al. Invasive mechanism and control strategy of *Ageratina adenophora* (Sprengel)[J]. Science China(Life Sciences), 2010, 53(11): 1291-1298

[3] 桂富荣, 蒋智林, 王瑞, 等. 外来入侵杂草紫茎泽兰的分布与区域减灾策略[J]. 广东农业科学, 2012, 39(13): 93-97  
 [4] 李永明, 李正跃, 叶敏. 紫茎泽兰不同部位的化学成分及其生物活性[J]. 云南农业大学学报, 2008, 23(1): 42-46  
 [5] 王亚麒, 焦玉洁, 陈丹梅, 等. 紫茎泽兰浸提液对牧草种子发芽和幼苗生长的影响[J]. 草业学报, 2016, 25(2): 150-159  
 [6] 朱先洲. 入侵植物紫茎泽兰资源化利用进展[J]. 湖北农业科学, 2012, 51(14): 2905-2907  
 [7] 焦玉洁, 桑宇杰, 杨磊, 等. 新鲜和腐熟紫茎泽兰对三种茄科蔬菜生理和辣椒产量品质的影响[J]. 中国农业科学, 2016, 49(5): 874-884  
 [8] 罗瑛, 刘壮, 高玲, 等. 紫茎泽兰的有机肥品质评价[J]. 中国农学通报, 2009, 25(7): 179-182  
 [9] 欧阳华, 王厚德. 紫茎泽兰生物有机肥的制备方法. 中国: 021334412[P]. 2003-01-08  
 [10] 刘兴林, 胡金朝, 白洁, 等. 紫茎泽兰脱毒工艺及其腐熟肥料的应用[J]. 中国农学通报, 2014, 30(20): 149-153  
 [11] 中华人民共和国农业部. 有机肥料(NY/525-2011)[S]. 北京: 中国农业出版社, 2011  
 [12] 国家烟草专卖局. 烟草及烟草制品石油醚提取物的测定(YC/T 176-2003)[S]. 北京: 中国标准出版社, 2003  
 [13] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局. 煤中腐植酸产率测定方法(GB/T 11957-2001)[S]. 北京: 中国标准出版社, 2001  
 [14] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000  
 [15] 孙凯, 刘娟, 凌婉婷. 土壤微生物量测定方法及其利弊分析[J]. 土壤通报, 2013, 44(4): 1010-1015  
 [16] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986  
 [17] 许光辉, 郑洪元. 土壤微生物分析方法手册[M]. 北京: 农业出版社, 1986: 255-258  
 [18] 陈亚楠, 张长华, 梁永江, 等. 玉米秸秆堆肥的田间积制和原位还田肥效[J]. 应用生态学报, 2014, 25(12): 3504-3513  
 [19] Song C, Jia X, Li M, et al. Comprehensive evaluation of co-composting fermentation effect of biogas residue mixed with livestock manure[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2013, 29(24): 227-234  
 [20] Lü M R, Li Z P, Che Y P, et al. Soil organic C, nutrients, microbial biomass, and grain yield of rice (*Oryza sativa* L.) after 18 years of fertilizer application to an infertile paddy soil[J]. Biology and Fertility of Soils, 2011, 47(7): 777-783  
 [21] 吴其聪, 张丛志, 张佳宝, 等. 不同施肥及秸秆还田对潮土有机质及其组分的影响[J]. 土壤, 2015, 47(6): 1034-1039  
 [22] 许小伟, 樊剑波, 陈晏, 等. 不同有机无机肥配施比例对红壤旱地花生产量、土壤速效养分和生物学性质的影响[J]. 生态学报, 2014, 34(18): 5182-5190  
 [23] Li Z P, Liu M, Wu X C, et al. Effects of long-term chemical fertilization and organic amendments on dynamics of soil organic C and total N in paddy soil

- derived from barren land in subtropical China[J]. *Soil and Tillage Research*, 2010, 106(2): 268–274
- [24] 夏泽敏, 杨峰波, 周衡刚, 等. 紫茎泽兰化学成分的分  
离鉴定及抑菌活性测定[J]. *广东农业科学*, 2012, 39(9):  
109–111
- [25] 臧逸飞, 郝明德, 张丽琼, 等. 26年长期施肥对土壤微生  
物量碳、氮及土壤呼吸的影响[J]. *生态学报*, 2015, 35(5):  
1445–1451
- [26] 李辉, 张军科, 江长胜, 等. 耕作方式对紫色水稻土有  
机碳和微生物生物量碳的影响[J]. *生态学报*, 2012, 32(1):  
247–255
- [27] 王利利, 董民, 张璐, 等. 不同碳氮比有机肥对有机农  
业土壤微生物生物量的影响[J]. *中国生态农业学报*,  
2013, 21(9): 1073–1077
- [28] 吴凡, 李传荣, 崔萍, 等. 不同肥力条件下的桑树根际  
微生物种群分析[J]. *生态学报*, 2008, 28(6): 2675–2678
- [29] 刘苗, 孙建, 李立军, 等. 不同施肥措施对玉米根际土  
壤微生物数量及养分含量的影响[J]. *土壤通报*, 2011,  
42(4): 816–821
- [30] 赵军, 耿增超, 尚杰, 等. 生物碳及炭基硝酸铵对土壤  
微生物量碳、氮及酶活性的影响[J]. *生态学报*, 2016,  
36(8): 2355–2362
- [31] 陈桂芬, 刘忠黄, 黄雁飞, 等. 不同施肥处理对连作蔗  
田土壤微生物量、土壤酶活性及相关养分影响[J]. *南方  
农业学报*, 2015, 46(12): 2123–2128
- [32] 陶磊, 褚贵新, 刘涛, 等. 有机肥替代部分化肥对长期  
连作棉田产量、土壤微生物数量及酶活性的影响[J]. *生  
态学报*, 2014, 34(21): 6137–6146
- [33] 周礼恺, 张志明, 曹承绵. 土壤酶活性的总体在评价土  
壤肥力水平中的作用[J]. *土壤学报*, 1983, 20(4): 413–417
- [34] 陈欢, 李玮, 张存岭, 等. 淮北砂姜黑土酶活性对长期  
不同施肥模式的响应[J]. *中国农业科学*, 2014, 47(3):  
495–502
- [35] Niu L A, Hao J M, Zhang B Z, et al. Influences of  
long-term fertilizer and tillage management on soil fertility  
of the North China Plain[J]. *Pedosphere*, 2011, 21(6):  
813–820
- [36] 曲均峰, 王国忠, 傅送保, 等. 控释尿素对土壤氮挥发  
及脲酶活性和氮淋溶的影响[J]. *贵州农业科学*, 2015,  
43(7): 97–100
- [37] 杨阳, 吴左娜, 张宏坤, 等. 不同培肥方式对盐碱土脲  
酶和过氧化氢酶活性的影响[J]. *中国农学通报*, 2013,  
29(1): 84–88

## Quality of *Eupatorium adenophorum* Compost and Effects on Organic Matter, Nutrients, and Microbes in Soil

SUI Zongming, YIN Jie, LI Xuan, YUAN Ling\*

(College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China)

**Abstract:** *Eupatorium adenophorum*, a most harmful invasive plant in China, contains toxicants to microbes. It is beneficial to economical and effective elimination this plant by the harmless treatment and resource utilization. In this paper, the qualities of *E. adenophorum* bio-compost and natural compost were measured, then *E. adenophorum* bio-compost (M), chemical fertilizer (CF) and bio-compost+chemical fertilizer (CFM) were added into soil to study their influences on soil organic matter, nutrients and microbes by incubation method in order to get information on the evaluation of M quality, microbial toxicity and fertilizer efficiency. The results showed that M was conformed to NY525-2011 (the National Standard of Organic Fertilizer) except moisture higher than that of Standard. M quality was better than natural compost. During 120 day incubation, CF decreased the quantities of fungi and actinomycetes in contrast to bacteria which changed little. Providing soil with CFM or M increased organic matter, microbial carbon and nitrogen, and the quantities of bacteria, fungi and actinomycetes in soils. In the soil with CF, alkaline-hydrolyzed N and the activities of soil urease and sucrase in early incubation stage were much higher than CK (blank control), but became similar to CK in the late stage. In the soil with CFM or M, alkaline-hydrolyzed N was higher than CK and changed gently in whole incubation period, the activities of soil catalase, urease, acid phosphatase and sucrose were higher than CF and CK. Therefore, the influence of M on soil organic matter, nutrients, and microbial biomass and soil enzyme activity was similar to common organic fertilizers.

**Key words:** *E. adenophorum*; Compost; Soil; Microbes