

金针菇菌渣对川西北高寒沙地植被及土壤酶活性的影响

冯慧翎¹, 胡玉福¹, 舒向阳¹, 庞宇¹, 费凯¹, 何剑锋¹, 蒋双龙²

(1. 四川农业大学资源学院, 成都 611130; 2. 开江县国土资源局, 四川 达州 656250)

摘要: 为探究施用金针菇菌渣对川西北高寒沙化土地植被、土壤有机碳和土壤酶活性的影响, 通过田间试验和土壤样品采集与化验, 研究了不同菌渣量处理下川西北高寒沙地植被、土壤理化性质及酶活性变化特征。研究表明, 15 kg/m² 菌渣混施(F4)、10 kg/m² 菌渣混施(F3)、5 kg/m² 菌渣混施(F1)处理下地表植被盖度、高度、生物量、土壤含水量、有机碳及酶活性显著高于对照(CK), 土壤容重显著低于 CK。F4 处理下, 植被盖度、高度、生物量、土壤含水量、有机碳、纤维素酶、淀粉酶、蔗糖酶和多酚氧化酶活性分别增加了 272.20%, 144.51%, 228.85%, 616.46%, 93.25%, 135.90%, 129.22%, 154.41%, 99.88%, 115.03%; 土壤容重降低了 39.04%。说明菌渣与土壤混施对于川西北高寒沙化草地植被恢复、土壤理化性质改善和土壤酶活性提高具有显著效果, 且随着菌渣施用量的增加作用效果增强。F2 处理下土壤有机碳、纤维素酶、淀粉酶、蔗糖酶和多酚氧化酶活性与 CK 相比差异未达显著水平, 但显著低于 F1、F3、F4 处理, 表明菌渣地表覆盖方式施用效果不及混合施入土壤方式。相关性分析结果表明, 有机碳、地下生物量、纤维素酶、淀粉酶、蔗糖酶和多酚氧化酶活性两两之间极显著相关($P<0.01$)。

关键词: 菌渣; 沙化土壤; 有机碳; 酶活性

中图分类号: S151.9

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2016)05-0161-05

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2016.05.027

Influences of Adding Needle Mushroom Edible Fungi Residues on Vegetation and Soil Enzyme Activity of Sandy Soil in Northwest Sichuan

FENG Huiling¹, HU Yufu¹, SHU Xiangyang¹, PANG Yu¹, FEI Kai¹, HE Jianfeng¹, JIANG Shuanglong²

(1. College of Resources, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130;

2. Land and Resources Bureau of Kaijiang County, Dazhou, Sichuan 656250)

Abstract: In order to reveal the effects of edible fungus residue on vegetation, soil organic carbon and enzyme activities of sandy soil, sandy soil was sampled in the northwest Sichuan as research object by five point sampling method. The results showed that the treatment of mixing 5 kg/m² edible fungus residue in soil (F1), mixing 10 kg/m² edible fungus residue in soil (F3) and mixing 15 kg/m² edible fungus residue in soil (F4) could significantly increase vegetation coverage and height, biomass, soil water content, organic carbon and enzyme activities, and decrease the soil bulk density. Compared with CK, the treatment of F4 increased vegetation coverage and height, biomass, soil water content, organic carbon and enzyme activities by 272.20%, 144.51%, 228.85%, 616.46%, 93.25%, 135.90%, 129.22%, 154.41%, 99.88%, 115.03% and decreased the soil bulk density by 39.04%. It indicated that the mixing of edible fungus residue and soil had a remarkable effect on vegetation, soil physicochemical properties and enzyme activities. The treatment of F2 could increase soil organic carbon, cellulase, amylase, invertase and polyphenol oxidase activity compared with the CK, but it was significantly lower than F1, F3 and F4. This result indicated that the effect of cover the soil was better than that of edible fungus residue mixed application. Correlation analysis showed that the SOC, below biomass and enzymes activities were obviously positive correlation($P<0.01$).

Keywords: edible fungus residue; sandy soil; organic carbon; enzyme activity

沙漠化作为全球土地荒漠化主要类型,其导致土壤质量退化及土壤生产潜力严重下降,同时还促进土壤温室气体排放进入大气层^[1]。据报道全球范围内不同程度沙化分布多达 100 多个国家,分布影响范围十分广泛,

收稿日期: 2016-04-10
资助项目: 国家支撑计划项目(2015BAC05B01); 四川省科技计划项目(2013SZ0110, 2014SZ0159, 2014SZ0057); 四川省科技支撑计划(2013NZ0027)
第一作者: 冯慧翎(1995—), 四川德阳人, 硕士研究生, 主要从事农业资源废弃物利用研究。E-mail: 756293321@qq.com
通信作者: 胡玉福(1977—), 男, 四川西昌人, 副教授, 硕士生导师, 主要从事沙化治理研究。E-mail: huyufu@sicau.edu.cn

沙漠化的治理已成为全球重要的社会环境问题之一^[2-3]。沙化过程中普遍存在植被受到严重破坏,有机碳及酶活性显著下降的趋势^[4-5]。而土壤状况会直接影响微生物生长繁殖、作物生长发育,土壤酶作为土壤的重要指标,其酶活性高低直接影响着土壤物质能量的循环^[6]。因此,沙化土壤修复过程中修复植被、改善土壤理化性质和酶活性成为重点和难点问题之一。

近年来,废弃生物材料作为新型有机肥料广泛应用以提高土壤肥力,秸秆、沼气发酵废弃物和菌渣等废弃生物材料还田对土壤肥力有一定提升^[7-9]。数据表明,我国是全球食用菌生产与消费最大的国家,2010 年我国食用菌总产量为 2.2×10^7 t,2012 年全国食用菌产量高达 2.8×10^7 t^[10]。随着食用菌产量增长伴随而来的菌渣量也大幅升高,但当前我国的食用菌菌渣多是采用传统方法直接焚烧或丢弃,极大的浪费了菌渣中所含有的生物量与其所含有的养分^[11]。废弃菌渣中富含丰富有机碳、微生物与酶类,其可作为重要有机碳与微生物来源^[12-13],同时可改善土壤微生物区系和植物根系的微生态环境。目前,关于菌渣还田显著提高土壤养分和改善土壤理化性质的研究广为报道,但关于菌渣对沙化土壤的治理的相关研究未见报道。

本文以菌渣为材料,采用不同菌渣施用方式和施用量,研究了菌渣对川西北高寒草原沙化草地地表植被恢复、土壤理化性质及酶活性的影响,以期为该地区沙化草地土壤改良及生态修复提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于四川省阿坝州藏族羌族自治州红原县瓦切乡内川西北草地沙化治理示范项目区,地理坐标为 $31^{\circ}51'N-33^{\circ}19'N, 101^{\circ}51'E-103^{\circ}23'E$,红原县地处青藏高原东南边缘,平均海拔在 3 600 m 以上,属大陆性高原寒带季风气候,年平均气温 $0.9^{\circ}C$,年平均降雨量 751.95 mm,雨季主要集中于 5—10 月,绝对无霜期为 16~25 d,年均日照时数 2 158.7 h,太阳辐射年总量为 $6\,194\text{ MJ/m}^2$ 。多年来,由于过度放牧,人类活动强度加大,以及受风蚀气候的影响,川西北若尔盖高寒草原出现部分草地沙化。研究表明,1994—2009 年川西北若尔盖高寒草原沙化草地总面积增加了 28.1%,2009 年沙化土地面积达到 82.19 万 hm^2 ,占四川省沙化土地面积的 89.9%,预计 2020 年草地沙化面积将达到 95.38 万 hm^2 。

1.2 试验设计

本文选取该区域内极重度沙化草地,植被覆盖度低于 $<5\%$,地面坡度 $<5^{\circ}$,土壤为完全沙化的砂土。试验材料为红原县金针菇种植公司废弃金针菇菌渣,

主要成分如下:含水量 21.27%,有机碳 376.46 g/kg ,全氮 12.6 g/kg ,全磷 0.924 g/kg ,全钾 1.42 g/kg 。共布置 5 个处理:5 kg/m² 菌渣(质量比)施入土壤混匀(F1)、5 kg/m² 菌渣地表覆盖(F2)、10 kg/m² 菌渣施入土壤混匀(F3)、15 kg/m² 菌渣施入土壤混匀(F4)和对照(CK),其中 F1、F3 和 F4 处理菌渣与 0—30 cm 土壤混施,各处理 3 次重复,共计 15 个小区 3 个区组,随机排列。为防风固沙,每个小区利用红柳枝条制作方格沙障,小区面积为 16 m^2 ,中间间隔 2 m 作为道路。在土壤表层均匀播撒混合草种,田间试验于 2013 年 5 月上旬完成布置。

1.3 样品采集与处理

2015 年 9 月进行植物和土壤样品的采集,每个试验小区内随机设置 $1\text{ m} \times 1\text{ m}$ 的植物样方,测定植被盖度、高度;地上生物量齐地面刈割法采集;地下生物量采用传统挖掘法采集^[15]。在各处理试验小区内,采用五点法混合采样法采集土壤样品,采集深度为 0—30 cm,土壤样品在去除石砾及植物残体后混合均匀,采用四分法取土样 2 kg,样品分成 2 份,一份保存于 $4^{\circ}C$ 冰箱中,用于测定土壤含水量、酶活性及微生物量碳;另一份风干研磨,过 0.26 mm 保存,用于测定土壤有机碳。

1.4 测定方法

采集的植物样品带回实验室后在 $80^{\circ}C$ 下恒温下烘干至恒重,采用称重法测定植物干生物量。土壤容重采用环刀法测定^[14];土壤 pH 采用 pH 计测定(水土比 2.5:1);土壤颗粒组成采用比重计测定;碱解氮采用碱解扩散法;速效磷采用 0.5 mol/L 的 NaHCO_3 浸提—钼锑抗比色法测定;速效钾采用 NH_4AC —火焰光度计法测定^[14];土壤含水量采用烘干称重法测定^[16];土壤有机碳采用重铬酸钾—浓硫酸外加热法;纤维素酶采用蒽酮比色法;淀粉酶活性采用二硝基水杨酸法;蔗糖酶采用 3,5—二硝基水杨酸比色法;多酚氧化物酶活性采用邻苯三酚显色法^[22]。

1.5 数据处理

数据采用 SPSS19.0 和 Excel2013 进行单因素方差分析(ANOVA)及相关性分析。

2 结果与分析

2.1 不同处理对沙地植被盖度和高度的影响

植被高度和盖度是评价植被生长状况的重要指标。研究结果表明,采用菌渣改良措施以后均在一定程度上提高了植被盖度和高度,且 4 个处理的植被盖度和高度大小次序均为 15 kg/m^2 菌渣混施(F4) $>10\text{ kg/m}^2$ 菌渣混施(F3) $>5\text{ kg/m}^2$ 菌渣混施(F1) $>5\text{ kg/m}^2$ 菌渣覆盖(F2) $>$ 对照(CK)(表 1)。其中,

F1、F3、F4 处理相对于 CK,植被盖度分别提高了 116.31%,191.20%和 272.20% ($P<0.05$),植被高度分别提高了 73.88%,125.66%和 144.51% ($P<0.05$),说明混合施用菌渣处理显著促进沙化土地地

表植被的恢复,恢复效果随着菌渣施用量的增加而增加。F2 处理下地表植被高度和盖度显著低于 F1 处理,与对照差异未达显著水平,说明相同菌渣施用量下地表覆盖使用效果不及混合施入土壤。

表 1 不同菌渣处理下沙化土地地表植被及土壤理化性质特征

处理	高度/cm	盖度/%	含水量/%	地上生物量/ (g·m ⁻²)	地下生物量/ (g·m ⁻²)	容重/ (g·cm ⁻³)	有机碳/ (g·kg ⁻¹)
CK	6.47c	10.79c	5.4±0.2c	33.7±21.2d	104.5±39.4d	1.87±0.08d	1.56±0.09d
F1	11.25b	23.34b	7.3±0.3b	87.8±15.5c	343.7±28.6c	1.53±0.04c	2.33±0.09c
F2	8.19c	18.67c	5.7±0.3c	63.6±18.7c	271.1±10.1c	1.79±0.05d	1.71±0.08d
F3	14.6a	31.42a	8.1±0.2b	125.9±17.4b	560.8±9.3b	1.36±0.08b	2.97±0.11b
F4	15.82a	40.16a	10.5±0.1a	170.8±9.6a	748.8±30.8a	1.14±0.07a	3.68±0.16a

注:表中数值不同字母表示处理间差异达显著水平($P<0.05$)。下同。

2.2 不同处理对沙地生物量的影响

施用菌渣后沙化土地植被地上和地下生物量均显著高于对照,且随着菌渣施用量增加而增加(表 1)。F1、F2、F3、F4 处理地上生物量分别相对于 CK 增加了 158.08%,88.64%,273.43%和 406.65% ($P<0.05$),地下生物量分别增加了 228.85%,159.44%,436.64%和 616.46% ($P<0.05$),F2 处理与 F1 处理之间地下生物量和地上生物量差异未达显著水平,说明施用菌渣能显著提高沙化土地植被生物量。

2.3 不同处理对土壤含水量和容重的影响

施用菌渣后土壤含水量和土壤容重大小次序为 15 kg/m² 菌渣混施(F4)>10 kg/m² 菌渣混施(F3)>5 kg/m² 菌渣混施(F1)>5 kg/m² 菌渣覆盖(F2)>对照(CK)(表 1)。与 CK 相比,各菌渣处理含水量均有一定程度升高,F1、F3 和 F4 处理土壤含水量相对于对照 CK 有显著升高,同时土壤容重相对于对照 CK 有显著降低。其中,F4 处理最为显著,较 CK 升高了 93.25%。与 CK 相比,各处理容重分别降低了 18.18%,4.28%,27.27%和 39.04% ($P<0.05$)。说明菌渣混合施用可明显改善物理性质,促进沙化土地土壤含水量的提高,降低土壤容重,作用效果随菌渣施用量的增加而增强。F2 处理下土壤容重和含水量与 CK 差异未达显著水平,但土壤容重显著高于 F1、F3 和 F4,而土壤含水量显著低于 F1、F3 和 F4,说明菌渣覆盖施用方式对土壤物理性质的改善作用不及菌渣混施。

2.4 不同处理对沙地有机碳的影响

由表 1 可知,不同菌渣处理土壤有机碳含量大小

次序为 15 kg/m² 菌渣混施(F4)>10 kg/m² 菌渣混施(F3)>5 kg/m² 菌渣混施(F1)>5 kg/m² 菌渣覆盖(F2)>对照(CK)(表 1)。F1、F3 和 F4 处理相对于对照 CK,土壤有机碳分别增加了 49.15%,90.38%和 135.90% ($P<0.05$),说明菌渣混施可显著提高沙化土地土壤有机碳含量,且随着菌渣施用量的增加,土壤有机碳含量趋于增加特征。F2 处理与 CK 差异不显著但均显著低于 F1、F3 和 F4 处理,说明菌渣地表覆盖施用对土壤有机碳的提升效果不及菌渣混合施用。

2.5 不同菌渣处理对土壤酶活性的影响

不同菌渣处理均在不同程度上提高了沙化土壤酶活性,且纤维素酶、淀粉酶、蔗糖酶和多酚氧化酶活性高低均为 15 kg/m² 菌渣混施(F4)>10 kg/m² 菌渣混施(F3)>5 kg/m² 菌渣混施(F1)>5 kg/m² 菌渣覆盖(F2)>对照(CK)(表 2)。在 F1、F3 和 F4 处理下,纤维素酶活性相对于 CK 分别提高了 34.11%,70.35%和 129.22% ($P<0.05$),淀粉酶活性分别提高了 68.91%,92.75%和 154.41% ($P<0.05$),蔗糖酶活性分别提高了 35.71%,70.24%和 99.88% ($P<0.05$),多酚氧化酶活性分别提高了 48.19%,80.83%和 115.03% ($P<0.05$)。说明菌渣混合施入土壤可显著促进土壤酶活性的提高,且酶活性随着菌渣施用量的增加而增加。F2 处理下,土壤纤维素酶活性、蔗糖酶活性和多酚氧化酶活性与 CK 差异水平不显著,但均显著低于 F1、F3 和 F4 处理,说明相同菌渣施用水平下,土壤混合菌渣对土壤酶活性的提升优于覆盖方式。

表 2 不同菌渣处理下沙化土地土壤酶活性特征

处理	纤维素酶/(μg·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	淀粉酶/(mg·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	蔗糖酶/(mg·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	多酚氧化酶/(mg·g ⁻¹ ·h ⁻¹)
CK	3.14±0.14d	0.64±0.05c	0.56±0.02d	0.64±0.06d
F1	4.21±0.12c	1.09±0.08b	0.76±0.02c	0.95±0.05c
F2	3.58±0.07d	0.92±0.03b	0.65±0.03d	0.79±0.01d
F3	5.34±0.14b	1.24±0.03b	0.95±0.02b	1.16±0.08b
F4	7.19±0.04a	1.64±0.08a	1.12±0.03a	1.38±0.09a

2.6 指标相关分析

相关性分析结果表明,植被盖度、地上生物量、地下

生物量和酶活性与土壤含水量呈极显著正相关($P<0.01$),植被盖度与含水量显著正相关($P<0.05$)。土壤

容重与植被高度、盖度、地上生物量、地下生物量及酶活性均呈极显著负相关($P<0.01$),土壤有机碳与植被地上生物量、地下生物量呈极显著正相关($P<0.01$),土壤有机碳、纤维素酶、蔗糖酶、淀粉酶和多酚氧化酶之间均呈现极显著正相关关系($P<0.01$)(表 3)。其中,土壤有机碳与多酚氧化酶相关系数最高,与淀粉

酶次之,这可能是因为多酚氧化酶、纤维素酶、淀粉酶和蔗糖酶均是土壤碳转化的重要酶类,其酶活性高低可直接影响土壤碳的转化过程。同时,地下生物量和纤维素酶、蔗糖酶、淀粉酶和多酚氧化酶之间也呈现出极显著相关。植被根系作为土壤酶的重要来源,其地下生物量的增加有利于土壤酶活性的提高。

表 3 指标相关性分析

	盖度	含水量	地上生物量	地下生物量	容重	有机碳	纤维素酶	淀粉酶	蔗糖酶	多酚氧化酶
高度	0.978**	0.946*	0.976**	0.974**	-0.987**	0.977**	0.938*	0.952*	0.980**	0.985**
盖度		0.970**	0.998**	0.998**	-0.984**	0.982**	0.976**	0.992**	0.993**	0.998**
含水量			0.981**	0.966**	-0.985**	0.990**	0.989**	0.976**	0.980**	0.980**
地上生物量				0.998**	-0.988**	0.990**	0.986**	0.991**	0.997**	0.999**
地下生物量					-0.978**	0.982**	0.980**	0.985**	0.995**	0.996**
容重						-0.995**	-0.971**	-0.974**	-0.990**	-0.993**
有机碳							0.986**	0.971**	0.996**	0.992**
纤维素酶								0.975**	0.987**	0.980**
淀粉酶									0.979**	0.987**
蔗糖酶										0.998**

注: **表示在 $P<0.01$ 水平呈极显著相关, *表示在 $P<0.05$ 水平呈极显著相关。

3 讨论

植被作为生态系统中的重要组成部分,它既是维持生态系统生产力的碳源,更是指示着生态系统的健康状况^[17]。生物量作为草地生态系统中的重要组成部分,其变化对草地生态系统结构与功能有着重要影响。地下生物量作为植被碳储极重要组成部分,是连接地下与地上生态系统过程的主要纽带。金云翔等^[18]研究表明,沙化会导致植被覆盖、地下生物量、土壤理化性质急剧破坏。因此,在川西北沙地修复过程中既要关注土壤理化性质的改善,同时也要关注修复后土壤植被的变化状况。本文研究表明,沙化土壤中施用菌渣后不仅能提高土壤持水量及有机碳含量、降低容重,同时还能改善土壤植被生长状况,施用菌渣后植被的高度、盖度及生物量均有明显提高。

土壤微生物主要参与土壤中的物质能量的循环转化过程,而土壤酶是具有专一性、高度催化作用的蛋白质,其直接参与土壤中的物质能量转化,与土壤有机物质矿化、分解有着密切关系。土壤微生物与土壤酶共同完成土壤中代谢过程。土壤酶活性高低不仅能够反映土壤微生物状况,同时还能反映土壤养分转化能力强弱,因此其常作为土壤肥力与健康的重要生物指标^[19]。土壤蔗糖酶能够催化蔗糖水解成为葡萄糖,纤维素酶可分解土壤中纤维素,而淀粉酶可水解土壤中淀粉,其水解产物可加速土壤碳素循环。土壤多酚氧化酶可分解土壤中多酚物质,加速土壤有机碳的形成。同时能够消除土壤中多酚物质的累积。张兵等^[20]研究表明,利用菌渣覆盖可以有效提高土壤脲酶、蔗糖酶和过氧化氢酶活性,且随着覆盖厚度增加,酶活性也有一定程度升高。本研究也表明,沙

化土壤中添加菌渣可显著提高土壤纤维素酶、淀粉酶、蔗糖酶和多酚氧化酶活性,且随着施用量的增加,酶活性进一步升高。添加菌渣能够显著提高土壤酶活性,其原因可能是菌渣中含有大量的微生物,同时菌渣中的菌丝体能够分泌多种生物活性酶,通过酶作用菌渣中的纤维素、半纤维素和木质素可以被分解,进而为微生物生长繁殖提供营养。

4 结论

(1)混合施用菌渣和覆盖菌渣能改善植被生长状况和土壤理化性质,且前者的改善效果优于前者,而覆盖菌渣虽对植被状况和土壤理化性质有所提升但作用不显著。沙化土壤中添加菌渣可显著提高植被盖度、高度、生物量、土壤含水量,降低土壤容重。

(2)沙化土壤中添加菌渣能显著提高土壤有机碳含量和土壤酶活性。各处理有机碳含量大小次序为 15 kg/m² 菌渣混施(F4)>10 kg/m² 菌渣混施(F3)>5 kg/m² 菌渣混施(F1)>5 kg/m² 菌渣覆盖(F2)>对照(CK),其中 15 kg/m² 菌渣施入土壤混匀处理有机碳含量最大,相对于对照 CK 提高了 135.90%;15 kg/m² 菌渣施入土壤混匀处理 F4 效果最显著,纤维素酶、淀粉酶、蔗糖酶和多酚氧化酶分别相对于 CK 显著提高了 129.22%,154.41%,99.88%,115.03%。

(3)相关分析结果表明,土壤有机碳与纤维素酶、淀粉酶、蔗糖酶和多酚氧化酶活性极显著正相关($P<0.01$),地下生物量与纤维素酶、淀粉酶、蔗糖酶和多酚氧化酶活性极显著正相关($P<0.01$)。

参考文献:

[1] Gad A, Abdel-Samie A. Study on desertification of irrigated arable lands in Egypt. II-Salinization[J]. Egyptian

- Journal of Soil Science, 2000, 40(3): 373-384.
- [2] Gomes L, Arrue J, Lopez M, et al. Wind erosion in a semiarid agricultural area of Spain: the WELSONS project[J]. Catena, 2003, 52(3): 235-256.
- [3] 赵哈林, 周瑞莲, 苏永中, 等. 科尔沁沙地沙漠化过程中土壤有机碳和全氮含量变化[J]. 生态学报, 2008, 28(3): 976-982.
- [4] 尤全刚, 薛娟, 彭飞. 高寒草甸草地退化对土壤水热性质的影响及其环境效应[J]. 中国沙漠, 2015, 35(5): 1183-1192.
- [5] Su Y Z, Zhao H L, Zhang T H, et al. Soil properties following cultivation and non-grazing of a semi-arid sandy grassland in northern China [J]. Soil and Tillage Research, 2004, 75(1): 27-36.
- [6] Burns R G, DeForest J L, Marxsen J, et al. Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 58(2): 216-234.
- [7] Turmel M S, Speratti A, Baudron F, et al. Crop residue management and soil health: A systems analysis[J]. Agricultural Systems, 2015, 134(3): 6-16.
- [8] Coban H, Miltner A, Elling F J, et al. The contribution of biogas residues to soil organic matter formation and CO₂ emissions in an arable soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2015, 86(7): 108-115.
- [9] Gao W, Liang J, Pizzul L, et al. Evaluation of spent mushroom substrate as substitute of peat in Chinese biobeds[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2015, 98(3): 107-112.
- [10] 谢放, 魏孔丽, 陈京津, 等. 香菇渣对土壤微生物和酶活性的影响[J]. 湖南农业科学, 2010(5): 54-58.
- [11] 卫智涛, 周国英, 胡清秀. 食用菌菌渣利用研究现状[J]. 中国食用菌, 2010, 29(5): 3-6, 11.
- [12] Zhang R H, Zeng Q D, Li Z G. Use of spent mushroom substrate as growing media for tomato and cucumber seedlings[J]. Pedosphere, 2012, 22(3): 333-342.
- [13] 赵振, 曲娟娟, 许修宏, 等. 双孢蘑菇菌糠对小白菜生长及根际土壤的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2009(6): 74-78.
- [14] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [15] 万婷, 涂卫国, 席欢, 等. 川西北不同程度沙化草地植被和土壤特征研究[J]. 草地学报, 2013, 21(4): 651-657.
- [16] 王刚, 陈统强, 吴文娟, 等. 烘干称重法与自动观测土壤湿度的差异分析[J]. 大气探测与仪器, 2010(2): 33-40.
- [17] Hoffmann W A, Jackson R B. Vegetation-climate feedbacks in the conversion of tropical savanna to grassland [J]. Journal of Climate, 2000, 13(9): 1593-1602.
- [18] 金云翔, 徐斌, 杨秀春, 等. 不同沙化程度草原地下生物量及其环境因素特征[J]. 草业学报, 2013, 22(5): 44-51.
- [19] 黄静, 吴祥云, 单宝奇, 等. 不同土地利用方式对风沙土酶活性的影响[J]. 干旱区研究, 2015, 32(2): 221-228.
- [20] 张兵, 苏淑钗, 陈凤, 等. 菌渣覆盖对榛子园土壤酶活性及理化性质的影响[J]. 经济林研究, 2015, 33(1): 33-38.
- (上接第 160 页)
- [4] 张恒嘉, 赵文智. 有限灌溉对荒漠绿洲春玉米产量及产量性状的影响[J]. 中国沙漠, 2010, 30(4): 891-895.
- [5] 司建华, 龚家栋, 张勃. 干旱地区生态需水量的初步估算: 以张掖地区为例[J]. 干旱区资源与环境, 2004, 18(1): 49-53.
- [6] 王建林, 于贵瑞, 房全孝, 等. 作物水分利用效率的制约因素与调节[J]. 作物杂志, 2007(2): 9-11.
- [7] Eapen D, Barroso M L, Ponce G, et al. Hydrotropism: root growth responses to water[J]. Trends in Plant Science, 2005, 10(1): 44-50.
- [8] Chaves M M, Maroco J P, Pereira J S. Understanding plant responses to drought — from genes to the whole plant[J]. Functional Plant Biology, 2003, 30(3): 239-264.
- [9] 祁有玲, 张富仓, 李开峰, 等. 不同生育期水分亏缺及氮营养对冬小麦生长和产量的影响[J]. 灌溉排水学报, 2009, 28(1): 24-27.
- [10] 张岁岐, 周小平, 慕自新, 等. 不同灌溉制度对玉米根系生长及水分利用效率的影响[J]. 农业工程学报, 2009, 25(10): 1-6.
- [11] 孟兆江, 卞新民, 刘安能, 等. 调亏灌溉对夏玉米光合生理特性的影响[J]. 水土保持学报, 2006, 20(3): 182-186.
- [12] 张步翀, 李凤民, 齐广平. 调亏灌溉对干旱环境下春小麦产量和水分利用效率的影响[J]. 中国生态农业学报, 2007, 15(1): 58-62.
- [13] 苏培玺, 杜明武, 赵爱芬, 等. 荒漠绿洲主要作物及不同种植方式需水规律研究[J]. 干旱地区农业研究, 2002, 20(2): 79-85.
- [14] Kang S Z, Zhang L A, Liang Y L. Effects of limited irrigation on yield and water use efficiency of winter wheat in the Loess Plateau of China[J]. Agricultural Water Management, 2002, 55(3): 203-216.
- [15] 寇明蕾, 王密侠, 周富彦, 等. 水分胁迫对夏玉米耗水规律及生长发育的影响[J]. 节水灌溉, 2008(11): 18-21.
- [16] 肖俊夫, 刘战东, 陈玉民. 中国玉米需水量与需水规律研究[J]. 玉米科学, 2008, 16(4): 21-25.
- [17] 柴强, 杨彩红, 黄高宝. 交替灌溉对西北绿洲区小麦间作玉米水分利用的影响[J]. 作物学报, 2011, 37(9): 1623-1630.
- [18] 刘庚山, 郭安红, 任三学, 等. 夏玉米苗期有限水分胁迫拔节期复水的补偿效应[J]. 生态学杂志, 2004, 23(3): 24-29.
- [19] 马力文, 王连喜, 李凤霞, 等. 宁夏扬黄新灌区非充分灌溉对春小麦的影响[J]. 中国农业气象, 2000, 21(3): 39-41.