

紫茎泽兰和黄顶菊入侵对土壤微生物群落 结构和旱稻生长的影响*

李会娜 刘万学 万方浩**

(中国农业科学院植物保护研究所 农业病虫害生物学国家重点实验室 北京 100094)

摘 要 为比较入侵植物与本地植物对土壤微生态影响的差异,探索外来植物入侵的土壤微生物学机制,本研究通过同质园试验,比较分析了 2 种入侵菊科植物(紫茎泽兰、黄顶菊)和 2 种本地植物(马唐、猪毛菜)对土壤肥力和微生物群落的影响,并通过盆栽反馈试验验证入侵植物改变后的土壤微生物对本地植物旱稻生长的反馈作用。同质园试验结果表明:2 种入侵植物和 2 种本地植物分别对土壤微生态产生了不同的影响,尤其是紫茎泽兰显著提高了土壤有效氮、有效磷和有效钾含量,紫茎泽兰根际土壤中有效氮含量为 $39.80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,有效磷含量为 $48.52 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。磷脂脂肪酸指纹图谱结果表明,2 种入侵植物与 2 种本地植物相比,较显著增加了土壤中放线菌数量,而紫茎泽兰比其他 3 种植物显著增加了细菌和真菌数量。盆栽结果表明:黄顶菊生长过的土壤灭菌后比灭菌前旱稻株高增加 113%,紫茎泽兰也使旱稻的株高增加 17%。由以上结果可知,紫茎泽兰和黄顶菊可能通过改变入侵地土壤的微环境,形成利于其自身生长扩散的微生态环境从而实现其成功入侵。

关键词 外来入侵植物 紫茎泽兰 黄顶菊 土壤微生物 反馈作用 微生态 微生物群落结构

中图分类号: S451 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2011)06-1365-07

Effect of *Ageratina adenophora* (Spreng.) and *Flaveria bidentis* (Linn.) invasion on soil microbial community and *Oryza sativa* L. growth

LI Hui-Na, LIU Wan-Xue, WAN Fang-Hao

(Institute of Plant Protection, Chinese Academy of Agricultural Sciences; State Key Laboratory for Biology of Plant Diseases and Insect Pests, Beijing 100094, China)

Abstract This study analyzed the differences in soil micro-ecology between alien invasive weeds and local plants to understand impacts of alien invasive plant on soil ecosystem. Two invasive plant species [perennial *Ageratina adenophora* (Sprengel) and annual *Flaveria bidentis* plants] and two native plant species (*Digitaria sanguinalis* and *Salsola collina*) were planted in a common garden, in which the same soil from a non-invaded farmland was used to eliminate the effect of different soil minerals on the variations in the four plant species. Then a greenhouse experiment was conducted to verify any effects of rhizospheric soil microbial communities of two invasive plants on the performance of native plants. In the field experiment, soil nutrient, soil microbial community after three months of plants growth were examined. Based on the common garden experiment, differences were noted in the effects of invasive and native plants on soil micro-ecology. *A. adenophora* drastically increased soil available N ($39.80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), P ($48.52 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) and K. In particular, PLFA (phospholipids fatty acids) fingerprint spectrum suggested a higher increase in actinomycete content in the exotic plants soils than in the native plants soils. The increase in bacteria and fungi count was highest in *A. adenophora* invading soils. Pot feedback experiment showed that alien weed invaded soils inhibited the growth of *Oryza sativa*. *O. sativa* plant height increased by 113% and 17% in sterilized *F. bidentis* and *A. adenophora* invaded soils compared with no-sterilized soils, respectively. The above results suggested that *F. bidentis* and *A. adenophora* destroyed micro-habitats of invaded soils and created new micro-ecology environment suitable for the growth of invasive plants by altering soil microbial communities.

Key words Alien invasive plant, *Ageratina adenophora*, *Flaveria bidentis*, Soil microorganism, Feedback effect, Mi-

* 国家重点基础研究发展计划(973 计划)项目(2009CB119200)和国家自然科学基金项目(30871654)资助

** 通讯作者: 万方浩(1956~), 男, 博士, 研究员, 研究方向为入侵生物学。E-mail: wanfh@caas.net.cn

李会娜(1980~), 女, 博士后, 研究方向为外来植物入侵生态学。E-mail: lihuina0807@163.com

收稿日期: 2011-01-04 接受日期: 2011-05-31

cro-ecology, Microbial community structure

(Received Jan. 4, 2011; accepted May 31, 2011)

外来植物入侵会改变入侵地土壤的生物(微生物群落)和非生物(养分循环)特性,反过来这种改变会影响外来植物的入侵过程^[1-2]。因此,评价外来植物入侵对其入侵地生物多样性与生态系统功能的影响是该领域的研究热点之一。不同植物群落的土壤中常具有不同的生物类群及组成^[3-4],同时,土壤生物多样性的不同又影响生态系统过程^[5]。外来植物入侵到新的生态系统,通过与土著植物竞争各种资源,排斥抑制土著植物,不断扩张并形成稳定的种群,会影响入侵地的植物群落结构,进而引起土壤生物多样性和生态系统过程发生改变。反过来这种改变很可能有利于外来植物在与土著植物的竞争中占据优势,从而加剧外来植物的扩散^[6-7]。

目前,入侵我国的外来入侵物种中,入侵植物共有 188 种,其中,种数最多的科是菊科,约 50 多种^[8]。菊科入侵植物中危害较大的有紫茎泽兰和黄顶菊等,紫茎泽兰(*Ageratina adenophora*)属菊科泽兰属多年生恶性杂草,于半个世纪前从缅甸传入中国,现已经广泛分布并危害着中国西南山区^[8]。黄顶菊(*Flaveria bidentis*)为菊科堆心菊族黄顶菊属的一年生草本植物,原产于北美洲,近年来入侵我国河北和天津地区,对农业生态系统具有较大的潜在危害^[9]。

紫茎泽兰和黄顶菊的入侵给当地的生态系统或景观造成严重影响,导致了生物多样性的减少和丧失,威胁着我国的经济发展和生态环境。要想控制紫茎泽兰和黄顶菊的蔓延扩张,首先要认识到其对入侵地土壤生态的影响。以往对入侵植物在与本地植物竞争过程的研究中,主要从生态学角度研究了外来植物对土壤养分、微生物等土壤生态的影响,揭示了外来植物对入侵地土壤生态的影响和破坏^[2,10-12]。但是,以往研究都是对野外实地采样进行比较分析,推断入侵植物对土壤生态的影响,这样的研究结果容易受到野外初始条件干扰。为了研究以上 2 种外来菊科杂草对入侵地土壤生态过程的影响,本研究参考李会娜等^[13]同质园的研究方法,在中国农业科学院廊坊中试实验基地种植 2 种入侵菊科植物和 2 种本地植物,监测入侵植物对土壤生态的影响。严琪等^[14]在室内人工气候箱条件下的研究表明,紫茎泽兰入侵土壤及其提取物对旱稻种子萌发和幼苗生长存在不同程度的抑制作用。因此,本研究在同质园试验结果基础上,通过灭菌处理控制土壤微生物的盆栽试验来验证 2 种入侵菊科植物生长改变的土壤微生物群落对旱稻生长的反馈作用。

1 材料与方法

1.1 供试种子

紫茎泽兰种子采集于昆明紫茎泽兰入侵地,黄顶菊种子采集于保定黄顶菊入侵地,马唐和猪毛菜种子采集于廊坊基地。旱稻品种“旱 277”的种子由中国农业大学农学与生物技术学院农学系提供。

1.2 试验小区的建立

在中国农业科学院廊坊中试实验基地选择均质土壤建立试验小区。土壤有机质为 $14.40 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全氮 $0.69 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全磷 $0.77 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全钾 $19.1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。2007 年 4 月下旬对 2 种入侵物种紫茎泽兰、黄顶菊和 2 种本地物种马唐[*Digitaria sanguinalis* (L.) Scop]、猪毛菜(*Salsola collina* Pall.)分别进行温室育苗,待各杂草出苗整齐后移栽种植于基地小区,每个小区 $2 \text{ m} \times 2 \text{ m}$,各小区间隔为 1 m ,每种植物小区种植密度为 $16 \text{ 株} \cdot \text{m}^{-2}$,每种杂草 5 次重复即 5 个小区,所有小区随机区组排列。同时,设不种植任何植物的小区土壤为空白对照。整个试验阶段人工拔除所有的其他杂草,视小区情况进行浇水保证各种植物的正常生长。第 2 年,除紫茎泽兰外,其他 3 种植物均为前一年田间掉落的种子自由发芽生长,但是出苗 1 个月后要间苗;而紫茎泽兰因为不能完成开花结籽,第 2 年重新育苗移栽。其他田间处理各试验小区保持一致。连续 2 个生长季后采集各植株的根际土壤以及空白区的土壤,开展后续试验。

1.3 土壤指标测定

土壤理化性质的测定:有机质的测定采用重铬酸钾容量法,有效氮测定采用 KCl 浸提-靛酚兰比色法,有效磷测定采用钼锑抗比色法,有效钾测定采用原子吸收分光光度计法^[15]。

可培养微生物类群的测定:采用稀释平板涂布法分离土壤中的细菌、真菌和放线菌,并对其菌落进行计数,选用的培养基分别为牛肉膏蛋白胨培养基、马丁氏培养基和改良高氏一号培养基。

土壤微生物群落结构多样性分析:土壤微生物群落结构的分析采用磷脂脂肪酸(phospholipids fatty acids, PLFA)技术,PLFA 的提取过程和分析方法参考文献^[16-17]。操作步骤为:将 $20 \text{ mL } 0.2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 KOH 甲醇溶液和 4 g 的新鲜土样加到 50 mL 的离心试管中,混合均匀,在 $37 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 下温育 1 h , 10 min 涡悬 1 次。加入 $3 \text{ mL } 1.0 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的醋酸溶液中和 pH,充分摇匀。加 10 mL 正己烷, $1\ 000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心 15 min 后,

将上层正己烷转到干净试管中, 在 N_2 气流下挥发掉溶剂。将PLFA溶解在1 mL 1:1($V:V$)的正己烷: 甲基丁基醚溶液中, 作气相色谱/质谱联用仪(GC-MS)分析。

GC-MS测试采用美国Agilent 6890N气相色谱仪, 包括全自动进样装置、石英毛细管柱及氢火焰离子化检测器。在下述色谱条件下平行分析脂肪酸甲酯混合物标样和待检样本: 二阶程序升温柱温, 170 °C 起始, 5 °C·min⁻¹升至260 °C, 而后40 °C·min⁻¹升温至310 °C, 维持90 s; 汽化室温度250 °C、检测器温度300 °C; 载气为氢气(2 mL·min⁻¹)、尾吹气为氮气(30 mL·min⁻¹); 柱前压10.00 psi(1 psi=6.895 kPa); 进样量1 µL, 进样分流比100:1。PLFA的鉴定采用美国MIDI公司(MIDI, Newark, Delaware, USA)开发的基于细菌细胞脂肪酸成分鉴定的Sherlock MIS 4.5系统(sherlock microbial identification system)。具体脂肪酸组分与微生物类群对应关系参照文献[2]。

1.4 盆栽反馈试验

分别取生长过紫茎泽兰、黄顶菊两年后的地表(20 cm)土壤作为温室盆栽用土, 以没有种植过植物的空白土壤为对照, 各土样分别进行灭菌(121 °C, 30 min, 连续灭菌3次)和不灭菌处理, 播种本地植物旱稻。具体操作为: 选取饱满度和大小均匀一致的种子, 0.5% H_2O_2 处理5 min后用蒸馏水反复清洗3遍, 直接播种于培养钵, 每钵10粒, 每个处理6个重复, 共计36钵, 出苗10 d后大约2 cm左右, 间苗至每钵3株。所有培养钵隔3 d浇水1次保持土壤湿度在30%左右。温室温度保持在22~32 °C, 用430 W高压钠光灯补充光照。盆栽植物生长10周后, 测定旱稻自然株高。

1.5 数据处理

土壤养分、培养微生物和生物量的所有数据用SPSS 13.0软件进行单因素方差分析(Fisher's LSD test)。土壤微生物脂肪酸数据选取大于0.5%的脂肪酸种类及特殊类群作单因子方差分析(one-way ANOVA), 然后作主成分分析(principal components analysis)。

2 结果与分析

2.1 不同植物对土壤有效养分的影响

由表1看出, 总体上除有机质含量在4种植物生长过的土壤中与空白对照土壤无显著差异外, 2种入侵植物与2种本地植物对土壤有效养分影响显著。有效氮含量在紫茎泽兰生长过的土壤中最高, 马唐和猪毛菜生长过的土壤中次之, 而黄顶菊生长过的土壤和空白对照土壤有效氮含量则较低。有效磷含量在紫茎泽兰生长过的土壤中也最高, 为48.52 mg·kg⁻¹, 与其他4种土壤的差异达显著水平。在紫

茎泽兰和马唐生长过的土壤中有有效钾含量高于其他2种植物和对照, 猪毛菜生长过的土壤中含量最低, 为109.4 mg·kg⁻¹。

2.2 不同植物对土壤三大类微生物类群的影响

由表2看出, 总体上不同植物对土壤三大类微生物类群的影响差异显著。各植物根际的微生物总数量存在差异。细菌含量在每个土壤中均占主要地位, 数量最多, 说明细菌对植物与土壤的相互关系起主导作用。细菌数量在紫茎泽兰和黄顶菊生长过的土壤中较高, 且显著高于2种本地植物和空白对照; 而马唐和猪毛菜生长过的土壤中含量要比空白对照低。真菌数量在猪毛菜生长过的土壤中含量最高, 而在紫茎泽兰、黄顶菊的土壤与空白对照土壤中的数量偏低, 马唐生长过的土壤中真菌数量最低。放线菌数量在黄顶菊生长过的土壤中最高, 为 8.1×10^5 CFU·g⁻¹(干土), 是空白对照的1.2倍。

2.3 PLFA 分析土壤微生物群落结构

应用磷脂脂肪酸法分析了不同植物生长过的新鲜土壤中微生物 PLFA 种类和特征峰。检测出从C12到C20且含量大于0.5%的组分有26种脂肪酸, 其相对百分含量在不同植物土样中存在明显差别, 具有多样性(表3)。为了进一步分析不同植物生长对各自根际土壤微生物群落结构的影响, 对5种土壤进行主成分分析, 第1主成分对总PLFA数据变异的贡献率是42.51%, 第2主成分对总PLFA数据变异的贡献率是29.89%。4种植物生长过的土壤与空白对照区的土壤随着第1主成分依次分布, 表明4种植物生长后对土壤微生物群落结构产生了显著影响。从第2主成分看, 马唐生长对土壤微生物群落结构的影响与其他4种土壤相差较大(图1)。选用微生物脂肪酸生物标记16:00代表细菌数量^[18], 与黄顶菊、马唐和猪毛菜土样相比, 紫茎泽兰土样中细菌脂肪酸含量显著升高, 而其他3种植物生长过的土壤与空白对照土壤中细菌脂肪酸含量无显著差异。各植物土样中以18:3W6C(6,9,12)代表的真菌脂肪酸的含量^[18-19], 4种植物生长过的土壤中真菌脂肪酸含量均低于空白对照, 而紫茎泽兰和黄顶菊生长过的土壤中真菌脂肪酸含量显著高于马唐和猪毛菜生长过的土壤, 其中紫茎泽兰土壤中真菌含量为马唐土壤中的1.4倍。各植物土样中以10Me18:0表征放线菌类群^[20], 不同植物对土壤中的放线菌有不同的影响, 黄顶菊生长过的土壤中含量最高, 且显著高于空白对照; 紫茎泽兰生长过的土壤中放线菌脂肪酸含量显著高于猪毛菜和马唐生长过的土壤(图2)。说明每种植物对土壤微生物都有自己的选择方式, 最终形成利于自身生长的土壤微环境。

表 1 不同植物对土壤有效养分的影响
Table 1 Effects of different plants on soil available nutrients

植物种 Plant species	有机质 Organic matter (g·kg ⁻¹)	有效氮 Available N (mg·kg ⁻¹)	有效磷 Available P (mg·kg ⁻¹)	有效钾 Available K (mg·kg ⁻¹)
紫茎泽兰 <i>A. adenophora</i>	11.57±0.33a	39.80±1.10a	48.52±2.05a	157.6±6.16a
黄顶菊 <i>F. bidentis</i>	11.19±0.71a	25.60±0.56c	30.73±3.18b	135.0±9.98b
马唐 <i>D. sanguinalis</i>	11.57±0.45a	28.49±2.28b	34.33±2.93b	145.8±4.78ab
猪毛菜 <i>S. collina</i>	11.69±0.74a	30.80±3.10b	30.39±1.83b	109.4±6.80c
空白对照 Control	11.59±0.27a	26.69±0.58c	34.60±2.54b	139.4±7.58b

同列不同小写字母表示在 5%水平上差异显著(Fisher's LSD test) Different small letters in the same column indicate significant different at $P < 0.05$ (Fisher's LSD test). 下同 The same below.

表 2 不同植物对土壤可培微生物的影响
Table 2 Effects of different plants on the quantity of cultivable soil microbe groups CFU·g⁻¹

植物种 Plant species	细菌 Bacterium (×10 ⁷)	真菌 Fungus (×10 ⁴)	放线菌 Actinomycetes (×10 ⁵)
紫茎泽兰 <i>A. adenophora</i>	9.7±0.15a	2.3±0.21bc	7.3±0.20b
黄顶菊 <i>F. bidentis</i>	8.8±0.40ab	2.3±0.20bc	8.1±0.20a
马唐 <i>D. sanguinalis</i>	7.9±0.70b	2.0±0.56c	7.5±0.65b
猪毛菜 <i>S. collina</i>	6.3±0.82c	2.6±0.21ab	7.5±0.40b
空白对照 Control	8.1±0.36b	2.2±0.30bc	6.6±0.25c

表 3 不同植物土壤微域的 PLFA 含量
Table 3 Effects of different plants on phospholipids fatty acids (PLFA) contents of soil microenvironment mol%

PLFA	紫茎泽兰 <i>A. adenophora</i>	黄顶菊 <i>F. bidentis</i>	马唐 <i>D. sanguinalis</i>	猪毛菜 <i>S. collina</i>	空白 Control
12:0	0.82±0.02	0	0	1.30±0.03	1.10±0.03
14:0	1.64±0.05	1.64±0.06	1.37±0.07	1.62±0.05	2.03±0.05
14:0i	0.54±0.02	0.73±0.02	0.57±0.02	0	0.55±0.01
15:0a	3.34±0.03	4.97±0.04	4.29±0.04	6.10±0.03	4.66±0.04
15:0i	5.53±0.07	6.62±0.06	5.25±0.04	5.67±0.07	5.72±0.04
16:0	16.84±1.04	14.36±0.83	13.96±1.10	13.88±0.95	14.45±0.96
10Me16:0	5.51±0.08	7.66±0.16	7.73±0.09	7.44±0.13	6.71±0.11
16:0a	1.08±0.03	1.29±0.07	0	4.17±0.08	2.35±0.07
16:0i	2.81±0.09	3.30±0.10	2.46±0.08	0	3.39±0.09
16:1w7c	6.97±0.16	4.58±0.08	3.94±0.07	3.96±0.08	5.12±0.08
16:1 2OH	1.65±0.08	1.65±0.14	2.15±0.05	2.82±0.06	1.63±0.04
16:1W5C	4.75±0.13	4.04±0.10	6.16±0.14	2.55±0.05	2.72±0.06
17:0a	2.76±0.03	3.32±0.04	3.66±0.06	5.79±0.13	4.56±0.08
17:0cy	1.34±0.02	1.85±0.04	2.27±0.02	1.91±0.03	1.62±0.02
17:0i	1.99±0.05	2.15±0.04	1.86±0.04	2.08±0.06	2.25±0.06
17:1W8C	1.45±0.03	1.75±0.04	1.77±0.02	1.84±0.08	1.98±0.07
10Me17:0	0.62±0.02	0.72±0.02	0.48±0.01	0.75±0.02	0.71±0.02
17:1a w9c	1.92±0.19	0	0	0	0
10Me 18:0	2.10±0.03	2.34±0.02	1.54±0.02	2.05±0.03	2.25±0.02
18:00	3.83±0.04	3.96±0.10	3.30±0.11	5.49±0.14	4.94±0.12
18:1W9C	12.10±0.21	9.66±0.14	7.66±0.13	10.06±0.23	8.55±0.13
18:1w7c	10.21±0.20	8.65±0.14	6.75±0.13	7.50±0.11	6.37±0.12
18:3W6C (6,9,12)	0.88±0.02	0.75±0.02	0.64±0.01	0.69±0.01	1.14±0.02
18:2w6,9c	9.42±0.06	5.61±0.08	4.56±0.07	6.44±0.08	4.95±0.08
19:0cyW8C	3.42±0.12	4.72±0.09	3.79±0.09	6.28±0.13	6.03±0.12
20:00	0.73±0.02	1.04±0.03	1.04±0.03	1.41±0.02	1.31±0.04

2.4 不同入侵植物土壤对旱稻株高的影响

图 3 表明, 旱稻在 2 种入侵植物生长过的土壤中的株高都比空白对照低, 其中, 旱稻在黄顶菊土壤中的株高仅为空白对照的 60.7%, 紫茎泽兰土壤

中的株高为空白对照的 84.8%, 说明入侵植物生长过的土壤对旱稻生长都有一定的抑制作用, 不利于旱稻的生长。土壤经灭菌处理后, 2 种入侵植物生长过的土壤中旱稻的株高都不同程度比各自不灭菌处

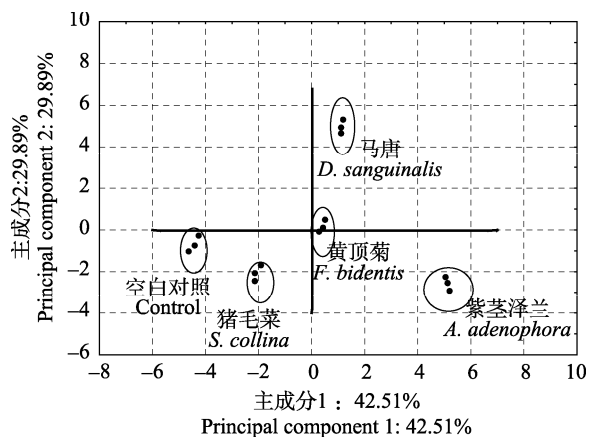


图1 种植不同植物后土壤微生物群落的主成分分析

Fig. 1 Principal component analysis of soil microbial communities after planting different plants

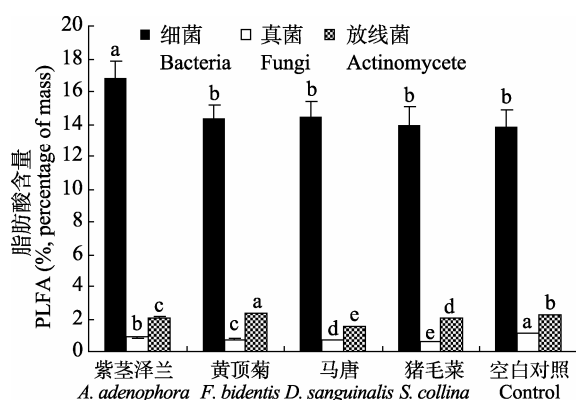


图2 种植不同植物后土壤细菌、真菌和放线菌脂肪酸含量

Fig. 2 Comparison of contents of phospholipids fatty acids of bacteria, fungi and actinomycete in soils planting different plants
不同字母表示处理间 5%水平上差异显著 Different letters represent significant differences at 0.05 level by Fisher's LSD test.

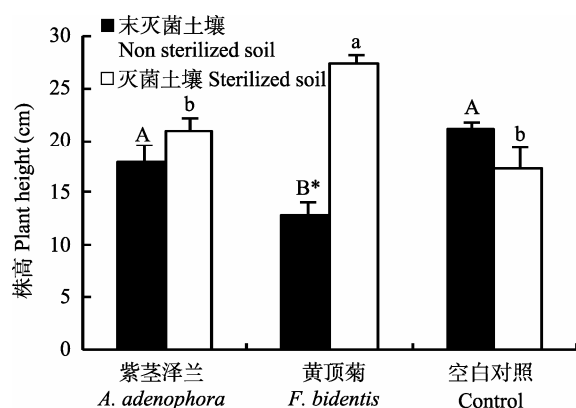


图3 不同入侵植物生长的土壤对旱稻株高的影响

Fig. 3 Effect of soil sterilization after planted different invasive plants on plant height of *O. sativa*

不同大、小写字母表示旱稻株高在3种土壤之间5%水平上差异显著 Different capital and small letters represent significant difference of plant height among three kinds of soil at 0.05 level; *表示对照处理与灭菌处理之间在5%水平上差异显著 * represent significant differences of plant height between control and sterilization soil at 0.05 level.

理有所增加,其中,黄顶菊生长过的土壤灭菌后使旱稻株高增加113%,紫茎泽兰也使旱稻株高增加17%,说明紫茎泽兰和黄顶菊生长过的土壤中的微生物群落对于旱稻的生长表现为负反馈作用。与此相反,空白对照土壤灭菌后反而使旱稻株高明显降低。紫茎泽兰相对黄顶菊对旱稻的影响要小得多,且没有达到显著性差异,可能试验过程中由于廊坊气候原因,紫茎泽兰未能完成其正常生活史,因而对土壤微生物群落结构的影响也未达到野外效果,但是,本试验结果的趋势同样可以看出,紫茎泽兰对土壤微生物的改变不利于旱稻正常生长。

3 讨论与结论

土壤是生态系统赖以存在的最重要的载体之一,土壤微生物群落和养分循环的改变可能对整个生态系统的结构和功能产生深远影响。随着人们对外来植物入侵的重视,越来越多的学者认为外来植物入侵对土壤微生物群落的影响是其成功入侵的主要途径之一^[21-22]。Nijjer等^[23]在研究土壤微生物与施肥对乌桕(*Sapium sebiferum*)成功入侵的影响时发现,与土著植物相比,其根系丰富的丛枝菌根真菌(AM)可能提高了乌桕生长率,破坏了土著植物与土壤微生物间的共生关系,使土著植物的竞争力下降,从而实现外来植物的入侵。侵入北美的斑点矢车菊(*Centaurea maculosa*)通过其根部分泌的具防御根际病原体危害的化感物质儿茶酚(catechin)促进了入侵^[24];铺散矢车菊(*Centaurea diffusa*)通过根系分泌的一种具抗菌作用,尤其是可以拮抗根际病原体微生物的化感物质8-羟基喹啉(8-hydroxyquinoline)来实现其成功入侵^[25]。同时,儿茶酚和8-羟基喹啉都是螯合剂,对土壤中磷等养分元素具有很强的螯合能力,这一点对矢车菊属植物的入侵可能也起到了促进作用。Reinhart等^[26]研究发现,北美黑樱桃(*Prunus serotina*)在其原产地(美国)之所以仅仅是一个普通植物种是由于受到当地一种卵菌纲土传病原体腐霉(*Pythium* spp.)的抑制,其成功入侵欧洲西北部是因为逃逸了原产地的土传病原体。本试验通过田间控制条件下,连续种植两年结果表明:入侵植物紫茎泽兰、黄顶菊对土壤生态改变的趋势均表现与野外调查一致的现象(野外数据部分未发表),都表现出活化土壤养分循环改变根际土壤肥力、改变微生物群落结构组成。二者对土壤微生态的影响也存在着一定的差异,虽然紫茎泽兰在廊坊的气候环境下,未成功完成其生活史,但是紫茎泽兰生长过的土壤中有有效养分的提高,要显著高于黄顶菊,可能紫茎泽兰的根系分

泌物较强地改变了土壤中某类功能微生物,进而提高了土壤肥力,这种较强的提高土壤肥力的方式可能是紫茎泽兰入侵扩张的主要因素之一。而黄顶菊对土壤有效养分的影响要较小,尤其是降低了有效氮的含量,这与紫茎泽兰提高肥力的途径不同,可能黄顶菊本身植株高大,更多地吸收消耗了土壤养分。当然,本研究的结果也显示了2种本地植物同样对其各自生长过的土壤条件有一定的影响,但影响的效果显示出不一致,影响机制也是复杂多样的。外来植物与本地植物根系分泌物、凋落物的质与量、根系特征等生理生态的差异可能是形成格局多样性和影响复杂性的最主要原因。

外来植物往往会改变入侵地土壤微生物群落,而变化的微生物群落,特别是某些功能群落对土壤养分循环和转化过程以及物种之间的竞争具有重要的调节作用。Klironomos^[27]基于温室试验比较了5种入侵植物和5种罕见植物,他发现入侵的野草能超常繁衍,因为这些野草移植到新土地后,就躲开了原生土地上的病原体,而且入侵植物还能和新土地中的微生物结盟。美国生物学家Callaway等^[1]的观察更支持了Klironomos的结论,他们研究的是北美洲恶名昭著的斑点矢车菊,研究人员把斑点矢车菊的种子分别种在欧洲和北美洲消过毒和未消毒的土壤中。比起在未消毒的北美洲土壤中,斑点矢车菊在消过毒的北美洲土壤中,长快了一倍半。可是相对于未消过毒的欧洲土壤,他们在消过毒的欧洲土壤中长快了9倍之多。这显示欧洲土壤里有更多不利于矢车菊生长的病原体。本研究盆栽反馈试验通过灭菌控制土壤微生物群落,验证了紫茎泽兰和黄顶菊两种入侵植物生长改变后的土壤微生物对旱稻地上部的株高抑制较为明显。尤其是黄顶菊生长过的土壤,对旱稻生长的影响极为显著,这种结果是否与它大量提高了土壤中放线菌的数量有关系呢,具体是哪种功能微生物在其中起了重要的作用还需要进一步验证。同时,本试验存在的缺陷是没有同时把2种本地植物生长过的土壤进行灭菌处理,分别种植入侵植物和本地植物做进一步完善的反馈验证试验。

对外来植物与入侵地土壤生态过程之间相互影响的研究将有助于全面理解外来植物的入侵潜力及生态系统的可入侵性等入侵生态学中的关键问题。土壤微生物群落与养分循环怎样才能保持土壤生物与植物之间的生态平衡,使物质转化处于良性循环中,以更好地促进植物生长,这是以后需要进一步深入研究的问题。此外,本试验需进一步研究种植年限增

加,追踪发生显著变化的微生物类群,才有可能从根本上阐明微生物群落与入侵机制之间的关系。

参考文献

- [1] Callaway R M, Thelen G C, Rodriguez A, et al. Soil biota and exotic plant invasion[J]. Letters to Nature, 2004, 427(6976): 731–733
- [2] Niu H B, Liu W X, Wan F H, et al. An invasive aster (*Aggeratina adenophora*) invades and dominates forest understories in China: Altered soil microbial communities facilitate the invader and inhibit natives[J]. Plant and Soil, 2007, 294(1/2): 73–85
- [3] Eom A H, Hartnett D C, Wilson G W T. Host plant species effects on arbuscular mycorrhizal fungal communities in tall-grass prairie[J]. Oecologia, 2000, 122(3): 435–444
- [4] Wardle D A, Bonner K I, Barker G M, et al. Plant removals in perennial grassland: Vegetation dynamics, decomposers, soil biodiversity, and ecosystem properties[J]. Ecological Monographs, 1999, 69(4): 535–568
- [5] Heemsbergen D A, Berg M P, Loreau M, et al. Biodiversity effects on soil processes explained by interspecific functional dissimilarity[J]. Science, 2004, 306(5698): 1019–1020
- [6] Levine J M, Vilà M, D'Antonio C M, et al. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions[J]. Proceedings of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences, 2003, 270(1517): 775–781
- [7] Ehrenfeld J G, Scott N. Invasive species and the soil: Effects on organisms and ecosystem processes[J]. Ecological Applications, 2001, 11(5): 1259–1260
- [8] 万方浩, 郭建英, 王德辉. 中国外来入侵生物的危害与管理对策[J]. 生物多样性, 2002, 10(1): 119–125
- [9] 高贤明, 唐廷贵, 梁宇, 等. 外来植物黄顶菊的入侵警报及防控对策[J]. 生物多样性, 2004, 12(2): 274–279
- [10] Duda J J, Freeman D C, Emlen J M, et al. Differences in native soil ecology associated with invasion of the exotic annual chenopod, *Halogeton glomeratus*[J]. Biology and Fertility of Soils, 2003, 38(2): 72–77
- [11] 牛红榜, 刘万学, 万方浩. 紫茎泽兰入侵对土壤微生物群落和理化性质的影响[J]. 生态学报, 2007, 27(7): 1–11
- [12] 李会娜, 戴莲, 刘万学, 等. 紫茎泽兰入侵对土壤微生物、酶活性及肥力的影响[J]. 中国农业科学, 2009, 42(11): 3964–3971
- [13] 李会娜, 刘万学, 万方浩, 等. 入侵植物豚草与本地植物马唐对土壤肥力与酶活性影响的比较[J]. 中国生态农业学报, 2009, 17(5): 1–4
- [14] 严琪, 刘万学, 李会娜, 等. 紫茎泽兰不同入侵程度的土壤及其提取物对旱稻生长的影响[J]. 生态学杂志, 2009, 28(5): 879–883
- [15] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 第 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 25–108
- [16] Frostegård Å, Tunlid A, Bååth E. Phospholipid fatty acid composition, biomass, and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals[J]. Applied Environment Microbiology, 1993, 59(11): 3605–3617
- [17] Kourtev P S, Ehrenfeld J G, Häggelom M. Exotic plant species alter the microbial community structure and function in the soil[J]. Ecology, 2002, 83(11): 3152–3166

- [18] White D C, Stair J O, Ringelberg D B. Quantitative comparisons of *in situ* microbial biodiversity by signature biomarker analysis[J]. J Ind Microbiol, 1996, 17(3/4): 185–196
- [19] Wilkinson S C, Anderson J M, Scardelis S P, et al. PLFA profiles of microbial communities in decomposing conifer litters subject to moisture stress[J]. Soil Biol Biochem, 2002, 34(2): 189–200
- [20] Bååth E, Anderson T H. Comparison of soil fungal/bacteria ratios in a pH gradient using physiological and PLFA-based techniques[J]. Soil Biol Biochem, 2003, 35(7): 955–963
- [21] Hook P B, Olson B E, Wraith J M. Effects of the invasive forb *Centaurea maculosa* on grassland carbon and nitrogen pools in Montana, USA[J]. Ecosystems, 2004, 7(6): 686–694
- [22] Eppinga M B, Rietkerk M, Dekker S C, et al. Accumulation of local pathogens: A new hypothesis to explain exotic plant invasions[J]. Oikos, 2006, 114(1): 168–176
- [23] Nijjer S, Rogers W E, Lee C T A, et al. The effects of soil biota and fertilization on the success of *Sapium sebiferum*[J]. Applied Soil Ecology, 2008, 38(1): 1–11
- [24] Bais H P, Vepachedu R, Gilroy S, et al. Allelopathy and exotic plant invasion: From molecules and genes to species interactions[J]. Science, 2003, 301(5638): 1377–1380
- [25] Vivanco J M, Bais H P, Stermitz F R, et al. Biogeographical variation in community response to root allelochemistry: Novel weapons and exotic invasion[J]. Ecology Letters, 2004, 7(4): 285–292
- [26] Reinhart K O, Royo A A, van der Putten W H, et al. Soil feedback and pathogen activity in *Prunus serotina* throughout its native range[J]. Journal of Ecology, 2005, 93(5): 890–898
- [27] Klironomos J N. Feedback with soil biota contributes to plant rarity and invasiveness in communities[J]. Nature, 2002, 417(6884): 67–70

中国科学院遗传与发育生物学研究所 农业资源研究中心研究生教育简介

1 概况

中国科学院遗传与发育生物学研究所农业资源研究中心(以下简称中心)的前身为始建于 1978 年的中国科学院石家庄农业现代化研究所。中心拥有中国科学院院士 1 人, 研究员 17 人, 引进中国科学院“百人计划”人才 3 名。在读硕士和博士研究生 80 人。

中心沿北纬 38 度带分别在河北省元氏县、栾城县和南皮县建立了 3 个野外试验台站, 形成了具有不同生态类型的山地丘陵区—山前平原区—滨海平原区农业科学研究基地。其中栾城农业生态系统试验站已于 2005 年晋升为国家野外试验台站, 同时也是中国科学院生态网络台站成员和国际 GTOS 成员。中心拥有中国科学院农业水资源重点实验室、河北省节水农业重点实验室和中国科学院小麦转基因研究试验基地。

自 2002 年进入中国科学院知识创新工程以来, 中心面向国家水安全、粮食安全、生态环境安全的重大战略需求和农业资源与生态学前沿领域, 以农业水资源高效利用为重点, 在节水理论与技术、农业生物技术、生态系统及信息管理等领域, 开展应用基础研究, 集成创新资源节约型现代农业模式, 为区域农业持续发展做出了基础性、战略性、前瞻性贡献。

2 招生与培养

2.1 招生

每年秋季招收 1 次生态学博士、学术型硕士和生物工程全日制专业学位硕士研究生。每年 8 月左右开展免试生接收工作。通过中心复试并获得拟接收资格的免试生, 若最终未获所在校外推指标者, 只要统考成绩通过中心的复试线, 可免复试直接录取。

2.2 培养与就业

中心十分注重培养质量, 改善人才成长环境, 努力提高学生的综合素质。每年有多位学生荣获中国科学院和中国科学院遗传与发育生物学研究所的各种冠名奖学金。学生毕业后赴国内外大学和科研院所等企事业单位就职或从事博士后研究工作。近 5 年毕业生就业率达 96.59%, 其中 2010 年毕业生就业率达 100%, 按期毕业率达 96%。

2.3 学生待遇

学生在学期间不仅不收取任何学费, 还享有相应的研究助理薪金, 硕士生奖/助学金 25000 元/年左右, 博士生 35000 元/年左右。优秀学生每年除可获得中国科学院研究生院奖学金、冠名奖学金等奖励外, 还可享有研究所设立的“振声奖学金”和“益海嘉里奖学金”等。

学生拥有宽敞明亮并备有单独卫生间的住宿(两人间)环境和价位适中的学生食堂。

热忱欢迎地球科学、生物学、农学和林学等相关专业有志青年踊跃报考及推免!

3 联系方式

单位网址: <http://www.sjziam.ac.cn> 电话: 0311-85801050 传真: 0311-85815093

联系人: 王老师 E-mail: yzb@sjziam.ac.cn 邮政编码: 050022