

紫茎泽兰 (*Ageratina adenophora*) 入侵 对土壤微生物群落和理化性质的影响

牛红榜, 刘万学, 万方浩*

中国农业科学院植物保护研究所, 植物病虫害生物学国家重点实验室, 北京 100081

摘要 外来入侵植物与入侵地土壤微生物群落的互作关系是影响外来植物入侵力和生态系统可入侵性的一个重要领域。因此, 研究外来植物入侵对入侵地土壤微生物群落及其理化性质的影响不仅可以全面地评估入侵植物对生态系统的影响, 而且对于探索外来植物入侵的土壤微生物学机制尤为重要。采用磷脂脂肪酸 (PLFAs) 和传统培养相结合的方法研究了外来入侵植物紫茎泽兰对入侵地土壤微生物群落结构的影响, 同时研究了紫茎泽兰入侵对 11 种土壤理化因子的影响。结果表明紫茎泽兰入侵改变了土壤微生物群落结构, 提高了土壤自生固氮菌、氨氧化细菌和真菌的数量, 同时, 显著地提高了土壤的有效磷、速效钾、硝态氮、氨态氮和土壤有机碳含量, 降低了土壤总钾含量和 pH 值。土壤微生物不同生理类群的变化与土壤中植物可直接吸收利用养分的变化显著相关。紫茎泽兰在入侵地成功定殖后, 可能通过改变土壤微生物群落结构, 特别是增加了与土壤养分循环相关的微生物功能类群数量, 进而提高了土壤可利用的养分水平, 创造对自身生长有利的土壤环境。紫茎泽兰改变土壤微生物群落是其入侵的一部分, 这种改变进而加速了土壤养分循环, 可能增强了紫茎泽兰的养分吸收, 进而促进其生长、竞争和扩张。

关键词 紫茎泽兰 土壤微生物 土壤理化性质 土壤养分 外来植物入侵

文章编号: 1000-0933 (2007)07-3051-10 中图分类号: Q143 文献标识码: A

Invasive effects of *Ageratina adenophora* Sprengel (Asteraceae) on soil microbial community and physical and chemical properties

NIU Hong-Bang, LIU Wan-Xue, WAN Fang-Hao*

State Key Laboratory for Biology of Plant Diseases and Insect Pests, Institute of Plant Protection, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China

Acta Ecologica Sinica, 2007, 27 (7): 3051 ~ 3060.

Abstract: Interaction between invasive plant and soil microbial community is an important aspect to understand the plant invasibility and susceptibility of receptive communities, as a result, studies on effects of plant invasion on soil microbial community and physical and chemical properties are becoming increasingly important to explore the effects of plant invasion on ecosystem and the underground soil biota related invasion mechanism. In present study, soil microbial communities were analyzed using PLFAs (phospholipids fatty acids) method, and 11 different soil physical and chemical factors were measured following *Ageratina adenophora* invasion. Compared to non-invaded site and native plant site, invasion of *A. adenophora* modified soil microbial community composition. It was most noticeable that *A. adenophora* increased soil fungi,

基金项目 国家“973”资助项目 (2002CB111400)

收稿日期 2006-12-21; 修订日期 2007-06-11

作者简介 牛红榜 (1982~), 男, 河南南阳人, 硕士生, 主要从事外来生物入侵研究. E-mail: hongbangniu@hotmail.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wanfangh@public3.bta.net.cn

致谢 本研究土壤微生物群落结构的磷脂脂肪酸分析在福建省农业科学院生物技术中心完成, 得到了中心主任刘波研究员的大力支持; Ali Khan 博士润色英文摘要, 在此一并致谢。

Foundation item The project was financially supported by National Basic Research and Development Programme, China (No. 2002CB111400)

Received date 2006-12-21; **Accepted date** 2007-06-11

Biography NIU Hong-Bang, Master candidate, mainly engaged in exotic plant invasion. E-mail: hongbangniu@hotmail.com

azotobacteria and ammonia oxidizing bacteria, but significantly decreased actinomycetes and denitrifying bacteria. Soil organic carbon, $\text{NO}_3^- \text{-N}$, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, available P and available K content were most abundant in heavily invaded site, while soil total K and pH value were lower than non-invaded site. Soil fungi, azotobacteria and ammonia oxidizing bacteria were significantly associated with most of the measured soil physical and chemical properties. The results indicate that *A. adenophora* changed soil microbial communities, especially the soil nutrition transition related soil microbe groups, probably creating favorable soil environment to benefit itself. Modification of soil biota is an important part of *A. adenophora* invasion process, and the invasion-induced changes of soil microbial community may lead to high soil available nutrition abundance, through which *A. adenophora* gains its superiority in competition.

Key Words : *Ageratina adenophora* ;soil microbial community ;soil physical and chemical properties ;soil nutrition ;exotic plant invasion

外来入侵生物对入侵地生态系统的结构、功能及生态环境产生严重的干扰与危害,成为全球变化的一个重要组成部分^[1]。我国是外来生物入侵影响最严重的国家之一,每年仅 11 种主要有害入侵生物造成的经济损失就高达 574.3 亿元人民币^[2,3]。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入侵生态学研究热点之一^[4,5]。外来入侵植物到达新的环境之后,在适宜的环境条件下,大量繁殖扩散,并通过各种途径给当地生态系统结构与功能造成极大的影响,而对生态系统地下部分产生的影响更深远^[6-8]。土壤微生物是土壤生态系统中极其重要和最为活跃的生物因子,直接参与植物凋落物分解、养分循环、根系养分吸收等土壤生态系统过程,对植物生长、竞争以及生态系统功能和稳定性有着重要影响^[9]。但迄今为止,由于土壤微生物群落变化的复杂性,有关植物入侵对土壤微生物群落的影响及与土壤微生物相关的入侵机制的研究报道很少^[10]。

Kourtev 等^[6]比较了入侵美国新泽西州的外来植物日本小檗 (*Berberis thunbergii* D. C.) 和柔枝莠竹 (*Microstegium vimineum* (Trin.) A. Camus.) 对土壤微生物群落的结构与功能的影响,发现两种外来植物入侵对土壤微生物群落结构、土壤酶活和微生物呼吸强度都有显著影响,随后的温室受控实验进一步证实了这一结果^[11]。外来植物燕麦 (*Avena barbata* L.) 和雀麦 (*Bromus secalinus* L.) 入侵贫瘠土壤两年后,与氮代谢相关的土壤氨氧化细菌群落发生了改变,且对氮的矿化作用和硝化作用产生了显著影响^[12]。外来入侵植物对土壤理化性质影响的研究主要集中在对土壤 pH、有机碳、总氮、氮的矿化作用、硝态氮和铵态氮等的影响^[10,13]。陆建忠等^[5]发现入侵植物加拿大一枝黄花 (*Solidago canadensis* L.) 调节了土壤 pH,增加了总碳、氮库和有机质库,并认为这种改变有利于其入侵。外来入侵植物与入侵地土壤微生物群落的互作关系是影响外来植物入侵力和生态系统可入侵性的一个重要方面^[1]。外来植物入侵引起土壤生物多样性和生态系统过程发生改变^[6,11,14],反过来这种改变很可能有利于外来植物在与当地植物的竞争中占据优势,从而加剧外来植物的扩散^[2,15,16]。因此,外来入侵植物对入侵地土壤微生物群落和土壤理化性质的影响不仅是入侵效应问题,更与外来植物的入侵机制联系紧密。

紫茎泽兰 (*Ageratina adenophora* Sprengel (Asteraceae)) 是一种世界入侵性恶性杂草,为菊科多年丛生型半灌木草本植物,原产于中美洲的墨西哥和哥斯达黎加,现广泛分布在世界热带、亚热带 30 多个国家和地区,此物种大约于 20 世纪 40 年代从中缅边境传入我国云南省,经半个世纪的扩散,现已广泛分布在我国西南地区,是我国危害最严重的外来入侵植物之一^[7,18]。该植物耐贫瘠,入侵后可迅速侵占撂荒地、稀疏林地、草地和路边间隙空地,排挤当地植物,形成单优群落,表现出很强的竞争优势,给当地的农、林、畜牧业生产造成了严重的经济损失和生态破坏^[9]。在以往的研究中发现紫茎泽兰可以改变入侵地土壤微生物群落,进而促进自身生长和竞争^[10]。但其内在机制并不甚清楚,推断紫茎泽兰可能通过改变土壤微生物群落,促进了土壤养分循环,提高了土壤中植物可吸收养分的含量,进而使自身获得更多养分。本研究采用了磷脂脂肪酸 (PLFAs) 和传统培养相结合的方法,通过比较紫茎泽兰群落演替不同阶段下的土壤微生物群落和土壤理化性

质的差异,说明紫茎泽兰入侵对土壤微生物及其理化性质的影响 并深入分析土壤微生物群落变化与土壤养分变化间的内在联系 不仅为全面地评估紫茎泽兰入侵对生态系统的影响提供实验证据,而且对于探索外来植物入侵的土壤微生物学机制有着重要指导意义。

1 材料与方法

1.1 研究区的自然概况

研究区位于云南玉溪澄江县麒麟村外 4km 处的山谷地带 (N :24°42'14. 2" ~ 15. 5",E :102°52'48. 6" ~ 48. 9"),常绿落叶阔叶混交林下,海拔 1993 ~ 2016m,属亚热带高原季风气候,干湿季节分明,5 月中旬至 10 月中旬为雨季,10 月下旬至次年 5 月上旬为旱季,年均气温 16. 5℃,年均降雨量 952mm。土壤类型为红壤,土质较紧实,质地较粘。具有相同的地貌、地形特征和土壤起源;人畜干扰较少,面积约 5km² (1km × 2. 5km),地势相对平坦,生境差异较小。紫茎泽兰生长呈现出明显的从中心向边缘地带辐射分布,出现不同的紫茎泽兰群落演替阶段,有的区域已形成紫茎泽兰单优种群,有的区域是紫茎泽兰和当地植物共同竞争生长,也有当地植物占绝对优势的区域和几乎无植物生长的裸露地区域。

1.2 实验设计

在研究区内根据紫茎泽兰和当地植物群落竞争演替的不同阶段,以及紫茎泽兰盖度和大致入侵时间的不同,划分为重度入侵区 (I 型),轻度入侵区 (II 型),未入侵区 (III 型)和当地植物区 (IV 型)。重度入侵区,紫茎泽兰为优势种群,盖度大于 60%,入侵年龄在 10a 以上;轻度入侵区,紫茎泽兰与当地植物处于竞争生长,紫茎泽兰盖度在 10% ~ 30%,入侵年龄在 3a 左右,当地植物盖度在 30% ~ 50%。未入侵区在紫茎泽兰轻度入侵区周围,紫茎泽兰和当地植物有零星幼苗生长,无成株生长,无明显优势植物种群,且单种植物盖度均小于 0. 2%,地表植物总盖度小于 5%;当地植物样区没有紫茎泽兰生长,当地植物混合生长,且单种植物的盖度均小于 1%,地表植物总盖度大于 40% (当地植物是指研究区内除紫茎泽兰外的其它植物)。在以上 4 种类型样区内所采集土样分别记为紫茎泽兰重度入侵、轻度入侵、未入侵和当地植物,这是因为需要比较在紫茎泽兰和当地植物地上群落竞争演替的同时,与之相对应的地下土壤微生物群落和土壤理化性质的变化。

1.3 土样的采集与保存

2005 年 8 月在研究区内按照上述 4 种样区的选区标准,分别选取 4 种样区各 5 个,样区大小均为 8m × 8m,样区间距离大于 10m,光照等微生境和土壤质地基本相同。清除地面植物和凋落物,用土钻 (直径 3cm)沿对角线随机钻洞取 0 ~ 15cm 层的土样,每个样区钻 16 个洞混合为一个土样。取土样时避免阳光照射,去除石块、植物根系和土壤动物等,置于聚乙烯袋中,立即带回实验室过 2mm 筛。将过筛后的土样分为 3 份:第 1 份用于土壤理化性质测定,约 500g,室温保存;第 2 份用于土壤微生物群落结构分析,约 20g, - 70℃ 保存;第 3 份用于可培养土壤微生物类群分析,约 50g,放于 4℃ 冰箱中保存,并在 2 周内完成微生物类群的数量测定。

1.4 土样的测定与方法

1.4.1 土壤理化性质的测定

土壤 pH 用电极法 (WTW pH 340)测定,土壤悬浊液为水土比 1:2. 5 (质量比);土壤有机碳用重铬酸钾法测定;土壤全氮采用凯氏定氮法测定;土壤硝态氮和铵态氮用 2M KCl (土液比 1:4)浸提,用流动分析仪 (Jellwegger Analytical, Milwaukee, WI)测定;土壤全磷和有效磷采用钼锑抗比色法测定^[1];土壤全钾和速效钾用火焰光度法测定;土壤含水量和田间持水量的测定采用常规的烘干称重和风干称重的方法。

1.4.2 土壤微生物群落的磷脂脂肪酸 (PLFAs) 分析

土壤微生物群落结构的分析采用磷脂脂肪酸 (PLFAs : phospholipids fatty acids) 技术,PLFAs 的提取过程和分析方法参考 Frostegård 和 Kourtev^[6,22]。操作步骤为:将 20ml 的 0. 2mol/L 的 KOH 甲醇溶液和 4g 的新鲜土样加到 50ml 的离心试管中,混合均匀,在 37℃ 下温育 1h;脂肪酸释放,并甲脂化,样品 10min 涡悬 1 次)。加入 3ml 1. 0mol/L 的醋酸溶液中和 pH 值,充分摇匀。加 10ml 正己烷,使 PLFAs 转到有机相中,600r/min 离心 15min 后,将上层正己烷转到干净试管中,在 N₂ 气流下挥发掉溶剂。将 PLFAs 溶解在 1ml 体积比为 1:1 的

正己烷: 甲基丁基醚溶液中,作 GC-MS 分析。

GC-MS 测试采用的是美国 Agilent6890N 型,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 二阶段程序升高柱温,170℃ 起始,5℃/min 升至 260℃,而后 40℃/min 升温至 310℃ ,维持 90s 汽化室温度 250℃、检测器温度 300℃ 载气为氢气 (1ml/min)、尾吹气为氮气 (10ml/min) 柱前压 10.00 psi (psi = 6.895kPa) 进样量 1μl,进样分流比 100:1。PLFAs 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 MIS4.5 系统 (Sherlock Microbial Identification System)。

1.4.3 可培养土壤微生物类群的分析

土壤细菌、真菌、放线菌数量分别采用牛肉膏蛋白胨培养基、马丁氏培养基和改良高氏 1 号培养基培养,自生固氮菌用 Ashby 无氮培养基选择性培养,平板计数法测定 反硝化细菌、氨氧化细菌和纤维素分解菌采用最大或然计数法 (MPN) 法测定 [3]。每种样区有 5 个重复的土壤样品,每一个土样在涂平板时,5 个重复/稀释梯度。

1.5 数据分析

利用 LGS4.5 (Library Generation Software) 软件 (MIDI, Newark, Delaware, USA) 对土样微生物群落脂肪酸色谱结果进行聚类分析,得出系统树图 (Dendrogram) 并进行分类,欧氏距离 (Euclidian Distance) 的大小表示微生物群落差异的大小,分析聚成的各类脂肪酸的特点及主要差别。方差分析 (Fisher's LSD test) 和相关分析 (Pearson 2-tailed test) 所用软件为 SPSS12.0 (SPSS Inc., Chicago, Illinois, USA)。

2 结果

2.1 不同入侵区的植物群落特征

在重度入侵区草本植物层中,紫茎泽兰种群的平均盖度为 67.2%,占草本植物层总盖度的 95.6%,是单优种群 (表 1) 在轻度入侵区草本植物层中,紫茎泽兰种群的平均盖度为 20.3%,占草本植物层总盖度的 30.7%,种群优势不明显 而在未入侵区,地表裸露程度高,草本植物层总盖度仅为 1.4%,只有零星的紫茎泽兰幼苗生长。紫茎泽兰密度和株高在重度入侵区、轻度入侵区和未入侵区有明显差异,具体为重度入侵区 > 轻度入侵区 > 未入侵区。在当地植物区,当地植物混生生长,密度较大,占有绝对优势,没有紫茎泽兰生长。研究区内主要当地植物为马唐 (*Digitaria chinensis* Hornem)、狗尾草 (*Setaria plicata* Lam.)、中华蕨叶 (*Sinopteris albobusca* Ching)、悬钩子 (*Rubus aculeatiflorus* Hagata)、蒿 (*Artemisia annua* L.)、野燕麦 (*Helictotrichon delavayi* Henri.)、风轮 (*Clinopodium confine* Hance)、繁缕草 (*Stellaria chinensis* Regel)、土荆芥 (*Chenopodium ambrosioides* L.)。

表 1 4 种类型取样区的植物生长状况
Table 1 Plant growth status in the sampling sites

样区类型 Site type	当地植物盖度 Coverage of native plants (%)	紫茎泽兰盖度 Coverage of <i>A. adenophora</i> (%)	密度 Density (no. of plants/m ²)	株高 Palnt height (m)
I 重度入侵区 Heavily invaded area	3.1	67.2	21.6	1.16
II 轻度入侵区 Newly invaded area	45.8	20.3	13.2	0.37
III 未入侵区 Non-invaded and bare area	1.3	0.1	0.14	0.2
IV 当地植物区 Native vegetation	52.5	0	32.5 *	0.22 *

* 样区IV中的密度和高度是指当地植物的数据 These two figures represented the density and height of native plants

2.2 不同入侵区土壤理化性质的差异

土壤理化性质分析显示,在重度入侵区土壤有机碳、硝态氮、铵态氮、有效磷、速效钾含量均显著高于其它样区 (表 2),其中土壤硝态氮和铵态氮的含量分别为 32.5 mg/kg 和 39.3 mg/kg,分别是未入侵区对应含量的 3.6 倍和 2.1 倍,是当地植物区对应含量的 2.3 倍和 1.4 倍,但土壤总钾含量显著低于轻度入侵区和未入侵

区。当地植物区土壤硝态氮、总磷、有效磷、总钾含量与轻度入侵区没有显著差异,但土壤有机碳、总氮、速效钾含量显著高于轻度入侵区。未入侵区土壤有机碳、硝态氮、有效磷、速效钾含量显著低于轻度入侵区,但土壤 pH、有机碳、总氮、速效钾、总钾含量与当地植物区没有显著差异。土壤含水量和田间持水量在四种样区间差异不显著。

表 2 紫茎泽兰入侵对土壤理化性质的影响*

Table 2 Effects of *Ageratina adenophora* invasion on soil chemical and physical properties

土壤性质 Soil property	pH 值 pH value	有机碳 Organic C (g/kg)	总氮 Total N (g/kg)	硝态氮 NO ₃ ⁻ -N (g/kg)	铵态氮 NH ₄ ⁺ -N (mg/kg)	总磷 Total P (mg/kg)
重度入侵区 Heavily invaded	5.8 ± 0.4b	62.7 ± 7.7a	4.7 ± 0.4a	32.5 ± 4.8a	39.3 ± 3.2a	0.6 ± 0.07a
轻度入侵区 Newly invaded	6.0 ± 0.1b	51.4 ± 4.9b	4.5 ± 0.4a	13.7 ± 1.0b	21.3 ± 1.8c	0.6 ± 0.03a
未入侵区 Non-invaded and bare area	6.6 ± 0.3a	47.8 ± 3.4bc	4.2 ± 0.6b	9.1 ± 0.9c	18.7 ± 2.7c	0.6 ± 0.02a
当地植物区 Native vegetation	6.4 ± 0.5a	43.1 ± 4.5c	4.4 ± 0.4b	14.4 ± 2.1b	28.1 ± 3.1b	0.6 ± 0.05a

土壤性质 Soil property	有效磷 Available P (mg/kg)	总钾 Total K (g/kg)	速效钾 Available K (mg/kg)	含水量 (%) Water content	田间持水量 (%) Water holding capacity
重度入侵区 Heavily invaded	4.7 ± 0.3a	3.6 ± 0.4b	39.6 ± 2.8a	24.6 ± 2.1a	18.4 ± 1.8a
轻度入侵区 Newly invaded	2.2 ± 0.1b	4.2 ± 0.3a	21.7 ± 1.1b	23.1 ± 2.4a	16.8 ± 1.0a
未入侵区 Non-invaded and bare area	1.4 ± 0.08c	4.1 ± 0.5a	19.4 ± 3.0c	24.9 ± 1.6a	17.2 ± 1.3a
当地植物区 Native vegetation	2.2 ± 0.2b	3.8 ± 0.3ab	18.1 ± 2.9c	25.3 ± 1.1a	17.7 ± 1.5a

* 表中数值为平均值 ± 标准差,同一列中不同字母表示在 5% 水平上差异显著 (Fisher's LSD test) Values are mean ± SD. Different letters in the same column indicate that means are significantly different at $P < 0.05$ (Fisher's LSD test)

2.3 不同入侵区土壤微生物群落结构的差异

聚类分析结果显示,4 种样区的土壤微生物群落存在明显差异,大致分成 4 个大的类群 (图 1)。其中,轻度入侵区和未入侵区的土样有交叉,说明其土壤微生物群落差异较小,而与重度入侵区和当地植物区土壤微生物群落差异较大。4 种样区土壤微生物群落的平均脂肪酸种类和优势脂肪酸的平均含量也存在显著差异:

(1) 平均脂肪酸种类,重度入侵区最多,有 71 种,未入侵区最少,有 45 种,轻度入侵区和当地植物区介于两者之间,分别有 59 和 61 种 (表 3); (2) 优势脂肪酸的平均含量,4 种样区的优势脂肪酸都是 16:0、18:1ω9c 和 Sum 5,是特征性色谱峰,在未入侵区含量最高 (48.3%),在重度入侵区含量最低 (48.4%),轻度入侵区和当地植物区分别为 38.0% 和 35.3%。

2.4 不同入侵区可培养土壤微生物类群的差异

结果显示,在重度入侵区土壤真菌、自生固氮菌、氨氧化细菌数量均较高,分别是轻度入侵区对应菌数量的 2.2、3.6 倍和 1.4 倍,未入侵区对应菌数量的 5.8、8.8 倍和 3.3 倍,是当地植物区对应菌数量的 1.7 倍、2.6 倍和 1.9 倍 (表 4)。轻度入侵区和当地植物区细菌数量显著高于重度入侵区和未入侵区;当地植物区和重度入侵区放线菌数量显著降低轻度入侵区和未入侵区。4 种样区内反硝化细菌数量都存在显著差异,数量从大到小依次为当地植物区、未入侵区、轻度入侵区和重度入侵区,但纤维分解菌数量没有显著差异。

表 3 4 种样区土壤微生物群落脂肪酸的比较

Table 3 Comparison of soil microbial fatty acids in four sampling sites

脂肪酸 Fatty acids	平均脂肪酸种类 Average kinds of fatty acids	主要脂肪酸含量 (‰) Percentage of plentiful fatty acids (‰)		
		16:0	18:1ω9c	Sum 5 *
重度入侵 Heavily invaded	71	15.46	7.62	5.33
轻度入侵 Newly invaded	59	21.31	10.48	6.16
未入侵 Non-invaded and bare area	45	23.73	15.25	9.28
当地植物 Native vegetation	61	19.55	9.08	6.71

* Sum 5 = 18:2ω6,9c + 18:0 ANTE

表 4 紫茎泽兰入侵对土壤微生物可培养类群的影响 (个/g) *

Table 4 Effects of *Ageratina adenophora* invasion on the quantity of cultivable soil microbe groups (CFU/g)

土壤微生物类群 Soil microorganism	细菌 (×10 ⁷) Bacterium	真菌 (×10 ⁴) Fungus	放线菌 (×10 ⁶) Actinomycetes	自生固氮菌 (×10 ⁵) Azotobacteria	反硝化细菌 (×10 ²) Denitrifying bacteria	氨氧化细菌 (×10 ⁴) Ammonia oxidizing bacteria	纤维分解菌 (×10 ³) Cellulose-decomposing bacteria
重度入侵区 Heavily invaded	7.3 ± 1.46b	14.6 ± 2.34a	1.2 ± 0.37c	39.6 ± 7.08a	2.6 ± 0.72d	10.2 ± 1.63a	4.6 ± 1.52a
轻度入侵区 Newly invaded	15.1 ± 3.58a	6.5 ± 1.47b	2.8 ± 0.23a	10.9 ± 1.34b	4.1 ± 0.42c	7.4 ± 1.33b	4.1 ± 1.62a
未入侵区 Non-invaded and bare area	1.2 ± 0.09c	2.5 ± 0.42c	1.7 ± 0.36b	4.5 ± 1.71c	7.1 ± 0.81b	3.1 ± 0.55c	3.5 ± 1.28a
当地植物区 Native vegetation	12.4 ± 1.63a	8.5 ± 1.62b	1.4 ± 0.33c	15.3 ± 3.43b	14.4 ± 2.48a	5.3 ± 1.64b	3.8 ± 1.06a

表中数值为平均值 ± 标准差,同一列中不同字母表示彼此在 5% 水平上差异显著 (Fisher's LSD test) Values are mean ± SD ; Different letters in the same column indicate that means are significantly different at P < 0.05 (Fisher's LSD test)

2.5 土壤微生物变化与土壤理化性质变化的联系

土壤微生物群落在土壤养分循环和转化过程中起着非常重要的作用,紫茎泽兰可能通过改变土壤微生物群落,进而提高土壤可吸收养分水平。为了深入分析土壤微生物群落变化与土壤理化性质变化之间可能存在的内在关系,对土壤微生物各生理类群与土壤理化性质进行了相关分析 (每一个土样都分别测了土壤微生物和土壤养分,每组数据都是 5 个重复)。结果表明,土壤细菌、放线菌数量与土壤养分含量密切程度较差,真菌与土壤中植物可直接利用的养分含量密切程度较高 (表 5)。从不同生理功能细菌类群看,土壤自生固氮菌、氨氧化细菌与土壤 pH 存在极显著负相关性,与土壤有机碳、硝态氮、铵态氮、总磷、有效磷、速效钾存在显著或极显著正相关性。反硝化细菌数量与硝态氮、铵态氮、速效钾存在显著或极显著负相关性,纤维分解菌与所测定的土壤理化性质相关不显著。

3 讨论

随着对生态系统地下部分重要性认识的深入,越来越多的研究人员开始重视了解外来植物入侵对土壤生物多样性及生态系统过程的影响 [6,24]。外来入侵植物

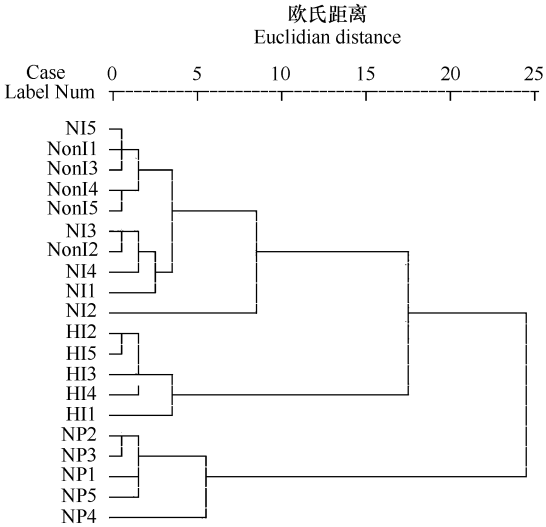


图 1 紫茎泽兰入侵对土壤微生物群落的影响

Fig. 1 Effects of *Ageratina adenophora* invasion on soil microbial communities

HI 重度入侵 Heavily invaded ;NI 轻度入侵 Newly Invaded ;NonI 未入侵 Non-invaded and bare area ;NP 当地植物 Native plant

可以通过直接或间接的途径改变入侵地的土壤微生物群落^[1]。一方面,土壤微生物群落随地上植物群落的改变而变化,外来入侵植物侵入到一个新的栖境后,在适宜条件下大肆扩散蔓延,导致当地生物多样性丧失^[4,25,26],这一生态演替过程必然影响土壤微生物群落^[7];另一方面,外来入侵植物可以通过根系分泌物、淋溶物、凋落物腐解等释放化感物质进入土壤,改变土壤微生物群落区系与功能,进而获得竞争优势^[6,7,28]。如矢车菊 (*Centaurea diffusa* L.) 在美国西部地区广泛入侵,危害严重,它的根系可以释放具有抗菌活性的化感物质 8-羟基喹啉 (8-hydroxyquinoline),引起土壤微生物群落的变化^[4,29]。葱芥 (*Alliaria petiolata* Beib. Cavara and Grande) 是成功入侵北美森林的芸苔类植物,这类植物大多能够产生植物性硫配醣体 (glucosinolate) 类物质排入土壤,并在土壤中不断沉积,导致土壤微生物群落的改变和土壤丛枝菌根真菌数量的减少,最终导致当地植物群落的退化^[30,31]。本研究表明,紫茎泽兰的入侵改变了土壤中微生物群落结构,提高了土壤的有效磷、速效钾、硝态氮、氨态氮,同时提高了土壤自生固氮菌、氨氧化细菌和真菌的数量。土壤微生物群落的变化可能加快了土壤养分循环,导致了土壤养分的上升。紫茎泽兰在入侵地的疯狂生长消耗了大量的土壤养分,本该导致土壤的贫瘠化,但却发现紫茎泽兰入侵提高了土壤中硝态氮、铵态氮、有效磷、速效钾的含量,这与以前的研究结果是一致的^[32],它们都是植物可以直接吸收利用的土壤养分,这可能是由于土壤微生物的改变造成的,因为研究同时发现紫茎泽兰入侵提高了土壤自生固氮菌和氨氧化细菌数量。紫茎泽兰可能通过提高土壤中具有一定生理功能微生物的类群,进而增强土壤养分循环,提高了植物可以直接吸收利用的土壤养分含量。

表 5 土壤微生物类群与理化性质间的相关系数

Table 5 Correlation coefficient between soil microbe groups and soil physical and chemical factors							
土壤性质 Soil properties	细菌 Bacterium	真菌 Fungus	放线菌 Actinomycetes	自生固氮菌 Azotobacteria	反硝化细菌 DNB	氨氧化细菌 AOB	纤维分解菌 CDB
pH 值 pH value	-0.326	-0.695 **	-0.012	-0.593 **	0.387	-0.633 **	0.063
有机碳 Organic C	0.136	0.744 **	-0.233	0.677 **	-0.196	0.504 *	-0.146
总氮 Total N	-0.107	0.316	-0.200	0.401	0.281	0.376	0.227
硝态氮 NO ₃ ⁻ -N	-0.155	0.703 **	-0.414	0.881 **	-0.519 *	0.634 *	0.131
铵态氮 NH ₄ ⁺ -N	0.347	0.872 **	-0.193	0.814 **	-0.781 **	0.720 **	0.007
总磷 Total P	-0.392	0.464 *	-0.524 *	0.392	0.053	0.480 *	0.076
有效磷 Available P	-0.150	0.863 **	-0.380	0.860 **	-0.282	0.778 **	-0.058
总钾 Total K	0.290	0.328	0.311	0.288	-0.371	0.052	0.308
速效钾 Available K	-0.025	0.814 **	-0.096	0.883 **	-0.660 **	0.738 **	0.096
含水量 Water content	-0.082	0.217	-0.156	0.374	0.173	0.347	0.342
田间持水量 Water holding capacity	-0.510 *	0.100	-0.369	0.303	-0.120	0.398	-0.164

Pearson 相关分析 Pearson correlation analysis, * 和 ** 分别表示在 0.05 和 0.01 水平上相关显著 (双侧检验) indicate the correlation is significant at 0.05 and 0.01 level (2-tailed);

DNB 反硝化细菌 Denitrifying bacteria; AOB 氨氧化细菌 Ammonia oxidizing bacteria; CDB 纤维分解菌 Cellulose-decomposing bacteria

土壤真菌由于菌丝体粗大并成网状物,常具有与植物根系专一性结合的特殊功能^[5]。有研究认为外来植物与入侵地菌根真菌结合形成共生体,使寄主植物获得能多的土壤营养,增加入侵力^[4,33,34]。外来植物对土壤微生物一些生理功能类群的改变,可能促进了土壤中难以被植物吸收物质的转化,使入侵植物处于有利的地位^[2,14]。外来植物火树 (*Myrica faya* Ait.) 通过与固氮菌形成共生菌根,可以轻易地入侵土壤氮水平低的群落,改变氮营养循环,增加土壤含氮量,因此,有研究人员认为外来入侵植物可能存在高效率的营养获得途径^[5,36]。本研究中,在紫茎泽兰入侵区真菌、自生固氮菌、氨氧化细菌数量都显著高于未入侵区,这与以往土壤微生物群落 PLFA 的分析结果^[30]存在很大一致性。这是否暗示着紫茎泽兰存在以土壤微生物为桥梁的高效养分转化、获得机制,仍需要进一步的深入研究。目前有关外来入侵植物与土壤微生物群落互作,特别是与菌根真菌、功能微生物类群的互作已成为研究的热点,并提出了入侵成功的土壤微生物正反馈假

说^[8,37],可能会为深入认识外来植物入侵机制开辟新的道路。

已有的关于外来植物对入侵地土壤养分影响的研究主要集中在比较外来植物与当地植物土壤的总氮、无机氮(铵态氮和硝态氮)、氮矿化率和土壤有机碳的变化^[3,10]。但研究结论不一致,存在增加、减少或没有影响3种格局如Saggar等^[8]研究发现外来植物绿毛山柳菊(*Hieracium pilosella* L.)入侵增加了入侵地土壤有机碳的数量和土壤总氮含量;而入侵美国新泽西州的芦苇(*Phragmites australis* L.)取代当地植物狐米草(*Spartina patens* L.)后,没有改变入侵地土壤有机碳含量,但土壤反硝化速率显著提高^[9]还有研究发现外来植物没有改变入侵地土壤总氮^[40]。在本研究中发现,紫茎泽兰入侵显著提高了土壤有机碳、硝态氮、铵态氮、有效磷和速效钾含量,对总氮、总磷含量没有显著影响,降低了总钾含量。土壤养分常常是陆地生态系统中限制植物生长的关键因素,探讨外来植物是否影响其入侵地土壤养分循环对全面评估外来植物造成的自然生态影响有重要指导作用^[6,41]。

土壤微生物对外来植物成功入侵有重要作用^[8,24]。外来植物通过改变入侵地土壤微生物群落,破坏了当地植物与土壤微生物之间经过长期历史形成的平衡共生关系,影响本地种的生长和种群的更新,使自身间接的获得了偏利^[2]。土壤肥沃或贫瘠影响植物生长和群落的物种构成^[2,43]植物外来种常出现在肥沃的栖息地如森林、草地和开放的灌丛地,因为土壤肥力高有利于外来植物入侵和扩散^[4]。紫茎泽兰在入侵过程中改变了土壤微生物群落,提高了土壤肥力,而土壤微生物肥力的改变也必然会对紫茎泽兰的进一步入侵做出反馈。所以,紫茎泽兰对入侵地土壤生态过程的影响不仅是入侵效应问题,而且与紫茎泽兰的入侵机制联系紧密。本研究发现紫茎泽兰入侵改变了土壤微生物群落结构和提高各细菌生理功能类群数量,而功能性土壤微生物类群的变化可以影响土壤养分循环和植物间的竞争关系,进而促进紫茎泽兰的竞争、扩张。这一结果能够部分解释为什么紫茎泽兰在野外生长、扩张迅速、排挤当地植物和耐贫瘠等现象,但要回答这种影响产生的途径仍需要对紫茎泽兰根系分泌物中的特定化感物质的作用进行深入研究,特别是对土壤微生物功能类群(如菌根真菌、自生固氮菌、氨氧化细菌等)的调控作用。

4 结论

通过对紫茎泽兰入侵后不同演替阶段植物群落下的土壤微生物群落和土壤理化性质的比较,发现紫茎泽兰入侵改变了入侵地的土壤微生物群落结构,显著地提高了土壤自生固氮菌、氨氧化细菌和真菌等各细菌生理功能类群,同时,也显著地提高了土壤的硝态氮、铵态氮、有效磷、速效钾和有机碳含量,降低了土壤pH;土壤微生物各生理功能类群的变化与土壤理化性质的变化相关显著。结果暗示,紫茎泽兰在入侵地成功定植后,可能通过改变土壤微生物群落,特别是增加了与土壤养分代谢密切相关的土壤微生物生理功能类群数量,提高了土壤中植物可直接利用的养分水平,创造对自身生长、竞争有利的土壤环境,改变入侵地土壤微生物群落可能是紫茎泽兰快速扩张和成功入侵的原因之一。本研究不仅为紫茎泽兰入侵后果的评估提供实验证据,而且为其成功入侵的土壤微生物正反馈机制探索提供思路。

References :

[1] Dukes J S, Mooney H A. Does global change increase the success of biological invaders? Trends Ecol. Evol., 1999, 14: 135—139.

[2] Wan F H, Guo J Y, Wang D H. Alien invasive species in China: their damages and management strategies. Biodiversity Sci., 2002, 10 (1): 119—125.

[3] Wan F H, Guo J Y, Wang D H. Alien invasive species in China: Current status, research development, management strategies and risk assessment frame. In: Wang D H, Jeffrey A M eds. International Workshop on Biodiversity and Management for Alien Invasive species. Beijing: China Environmental Science Press, 2002. 77—102.

[4] D'Antonio C M, Kark S. Impacts and extent of biotic invasions in terrestrial ecosystems. Trends Ecol. Evol., 2002, 17: 202—204.

[5] Lu J Z, Qiu W, Chen J K, et al. Impact of invasive species on soil properties: Canadian goldenrod (*Solidago canadensis*) as a case study. Biodiversity Sci., 2005, 13 (4): 347—356.

[6] Kourtev P S, Ehrenfeld J G, Häggelom M. Exotic plant species alter the microbial community structure and function in the soil. Ecology, 2002, 83 (1): 3152—3166.

[7] Wolfe B E, Klironoms J N. Breaking new ground :soil communities and exotic plant invasion. *BioScience*, 2005, 55 :477 —493.

[8] Reinhart K O, Callaway R M. Soil biota and invasive plants. *New Phytol.*, 2006, 170, 445 —457.

[9] De Deyn G B, Raaijmakers C E, van der Putten W H. Plant community development is affected by nutrients and soil biota. *J. Ecol.*, 2004, 92 :824 —834.

[10] Chen H L, Li Y J, Li B. Impacts of exotic plant invasions on soil biodiversity and ecosystem processes. *Biodiversity Sci.*, 2005, 13 (6) :555 —565.

[11] Kourtev P S, Ehrenfeld J G, Häggblom M. Experimental analysis of the effect of exotic and native plant species on the structure and function of soil microbial communities. *Soil Biol. Biochem.*, 2003, 35 :895 —905.

[12] Hawkes C V, Wren I F, Herman D J, *et al.* Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. *Ecol. Lett.*, 2005, 8 :976 —985.

[13] Peng S L, Xiang Y C. The invasion of exotic plants and effects of ecosystem. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19 (4) :560 —568.

[14] van der Heijden M G, Klironomos J N, Ursic M, *et al.* Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature*, 1998, 396 :69 —72.

[15] Ehrenfeld J G, Kourtev P, Huang W. Changes in soil functions following invasions of exotic understory plants in deciduous forests. *Ecol. Appl.*, 2001, 11 :1287 —1300.

[16] Levine J M, Vilà M, D ’Antonio C M, Dukes J S, *et al.* Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Pro. R. Soc. Lond. B.*, 2003, 270 :775 —781.

[17] Qiang S. The history and status of the study on Crofton weed (*Eupatorium* Spreng.) :A worst worldwide weed. *Journal of Wuhan Botanical Research*, 1998, 16 (4) :366 —372.

[18] Wang J J. *Ageratina adenophora* (Spreng.). In :Wan F H, Zheng X B, Guo J Y eds. *Biology and Management of Invasive Alien Species in Agriculture and Forestry*. Beijing :Science Press, 2005. 651 —661.

[19] Yang G Q, Wan F H, Liu W X, *et al.* Physiological effects of allelochemicals from leachates of *Ageratina adenophora* (Spreng.) on rice seedlings. *Allelopathy J.*, 2006, 18 :237 —246.

[20] Niu H B, Liu W X, Wan F H, Liu B. An invasive aster (*Ageratina adenophora*) invades and dominates forest understories in China :altered soil microbial communities facilitate the invader and inhibit natives. *Plant Soil*, 2007, 294 :73 —85.

[21] Olsen S R, Sommers L E. Phosphorus. In :Page A L, Miller R H, Keeney D R eds. *Methods of Soil Analysis, Part 2*, 1982. 403 —430.

[22] 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. *Appl. Environ. Microb.*, 1993, 59 :3605 —3617.

[23] Zhao B, He S J. *Microbiology Experiment*. Beijing :Science Press, 2003. 69 —75.

[24] Callaway R M, Thelen G C, Rodriguez A, *et al.* Soil biota and exotic plant invasion. *Nature*, 2004, 427 :731 —733.

[25] Marler M J, Zabinski C A, Callaway R M. Mycorrhizae indirectly enhance competitive effects of an invasive forb on a native bunchgrass. *Ecology*, 1999, 80 (4) :1180 —1186.

[26] Li W H, Zhang C B, Jiang H B, *et al.* Changes in soil microbial community associated with invasion of the exotic weed, *Mikania micrantha* H. B. K. *Plant Soil*, 2006, 281 :309 —324.

[27] Andre S, Heyer A H, Schmid B. Plant diversity affects culturable soil bacteria in experimental grassland communities. *J. Ecol.*, 2000, 88 :988 —998.

[28] Bais H P, Park S W, Weir T L, *et al.* How plants communicate using the underground information superhighway. *Trends in Plant Sci.*, 2004, 9 (1) :26 —32.

[29] Vivanco J M, Bais H P, Stermitz F R, *et al.* Biogeographical variation in community response to root allelochemistry :novel weapons and exotic invasion. *Ecology Letters*, 2004, 11 :285 —292.

[30] Vaughn S F, Berhow M A. Allelochemicals isolated from issues of the invasive weed garlic mustard (*Alliaria petiolata*). *J. Chem. Ecol.*, 1999, 25 :2495 —2504.

[31] Roberts K J, Anderson R C. Effects of garlic mustard (*Alliaria petiolata* (Beib. Cavara and Grande)) extracts on plants and arbuscular mycorrhizal (AM) fungi. *Am. Midl. Nat.*, 2001, 146 :146 —152.

[32] Yu X J, Yu D, Lu Z J, Ma K P. A new mechanism of invader success :Exotic plant inhibits natural vegetation restoration by changing soil microbe community. *Chinese Science Bulletin*, 2005, 50 (1) :1105 —1112.

[33] Richardson D M, Allsopp N, D’Antonio C M, *et al.* Plant invasions — the role of mutualisms. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.*, 2000, 75 :65 —93.

[34] Reynolds H L, Packer A, Bever J D, Clay K. Plant-microbe-soil interactions as drivers of plant community structure and dynamics. *Ecology*,

2003, 84 2281—2291.

[5] Vitousek P M. Biological invasion by *Myrica Faya* alters ecosystem development in Hawaii. *Science*, 1987, 238 802—804.

[6] Vitousek P M, Wlaker L R. Biological invasion by *Myrica Faya* in Hawaii : plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effects. *Ecol. Monogr.*, 1989, 59 (1) 247—265.

[7] Klironomos J N. Feedback with soil biota contributes to plant rarity and invasiveness in communities. *Nature*, 2002, 417 67—70.

[8] Saggar S, McIntosh P D, Hedley C B, *et al.* Changes in soil microbial biomass, metabolic quotient and organic matter turnover under *Hieracium* (*H. pilosella* L.). *Biol. Fert. Soils*, 1999,30 232—238.

[9] Windham L, Lathrop R G. Effects of *Phragmites australis* (common reed) invasion on aboveground biomass and soil properties in brackish tidal marsh of the Mullica River, New Jersey. *Estuaries*, 1999, 22 927—935.

[10] Windham L, Ehrenfeld JG. Net impact of a plant invasion on nitrogen-cycling processes within a brackish tidal marsh. *Ecol. Appl.*, 2003, 13 883—896.

[11] Windham L. Comparison of biomass production and decomposition between *Phragmites australis* (common reed) and *Spartina patens* (salt hay) in brackish tidal marsh of New Jersey. *Wetlands*, 2001, 21 179—188.

[12] Huenneke L, Hamburg S P, Koide R. Effects of soil resources on plant invasion and community structure in Californian serpentine grassland. *Ecology*, 1990, 71 (4) 478—491.

[13] Myster R W. Tree invasion and establishment in old fields at Hutcheson Memorial Forest. *Bot. Rev.*, 1993, 4 252—272.

[14] Grubb P J. Root competition in soil of different fertility : A paradox resolved ?*Phytocoenologia*, 1994, 24 (0) 495—505.

参考文献：

[2] 万方浩, 郭建英, 王德辉. 中国外来生物入侵的现状及其外来入侵生物的研究与管理对策. *生物多样性*, 2002, 10 (1) 119—125.

[3] 万方浩, 郭建英, 王德辉. 中国外来入侵生物的现状、管理对策及风险分析体系. 见 王德辉, Jeffrey A M 主编. *生物多样性与外来入侵物种管理国际研讨会论文集*. 北京 中国环境科学出版社, 2002. 77~102.

[5] 陆建忠, 裴伟, 陈家宽, 等. 入侵种加拿大一枝黄花对土壤特性的影响. *生物多样性*, 2005, 13 (4) 347~356.

[10] 陈慧丽, 李玉娟, 李博, 等. 外来植物入侵对土壤生物多样性和生态系统过程的影响. *生物多样性*, 2005, 13 (6) 555~565.

[3] 彭少麟, 向言词. 植物外来种入侵及其对生态系统的影响. *生态学报*, 1999, 19 (4) 560~568.

[7] 强胜. 世界恶性杂草——紫茎泽兰研究的历史及现状. *武汉植物学研究*, 1998, 16 (4) 366~372.

[8] 王进军. 紫茎泽兰. 见 万方浩, 郑小波, 郭建英主编. *重要农林外来入侵物种的生物学与控制*. 北京 科学出版社, 2005. 651~661.

[13] 赵斌, 何绍江. *微生物学实验*. 北京 科学出版社, 2003. 69~75.