

文章编号: 1001-8166(2008)09-0974-07

互花米草入侵下福建漳江口红树林 湿地土壤生态化学变化*

张祥霖^{1,2}, 石盛莉^{1,2}, 潘根兴¹, 李恋卿¹, 张旭辉¹, 李志鹏¹

(1. 南京农业大学农业资源与生态环境研究所, 江苏 南京 210095;

2. 集美大学水产学院, 福建 厦门 361021)

摘要: 采集了福建云霄漳江口米草入侵下红树林自然保护区内红树林群落、米草群落、红树林—米草交互群落以及光滩的剖面土壤样品, 分析了土壤的总养分库、有效养分库及微生物活性等指标。结果表明, 不同植被群落下土壤理化性质均存在明显差异。土壤有机质、全氮、全磷、阳离子交换量和微生物生物量碳、氮在同一深度的含量变化为: 红树林 > 红树林—米草混作 > 米草 > 光滩; 土壤蔗糖酶、脲酶、磷酸酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶等酶活性指标也表现出相似的变化趋势。从深度变化而言, 上述各项土壤质量指标均随剖面深度而降低。米草入侵后土壤的各项养分指标均有明显下降, 湿地土壤生态化学性质发生了明显的退化。土壤有机碳、土壤微生物生物量碳、氮含量以及土壤蔗糖酶与磷酸酶活性对滨海湿地土壤退化的反映最为强烈, 可以作为指示性指标。

关键词: 红树林; 生物入侵; 米草; 生态化学; 湿地土壤

中图分类号: S154.1; Q948 **文献标志码:** A

1 引言

红树林生态系统在沿海渔业、林业以及生态环境等方面有着不可取代的作用^[1-3]。我国共有红树林植被湿地约 220 km², 保育着共 2 854 种生物物种^[4]。福建是我国红树林天然湿地分布的最北省份, 目前成林面积尚有约 260 hm²。近年来, 因养殖、外来物种入侵等自然和人为因素的影响, 红树林湿地正在日益退化中。而米草入侵引起的生态变化受到严重关注^[3]。

米草 (*Spartina*) 属禾本科米草属多年生湿生盐生草本植物^[5], 米草的生产力和繁殖力极强, 在海岸带具有促进海岸淤长、改良滨海盐土的明显效果, 原产北美洲大西洋沿岸和墨西哥湾海岸, 1963 年引入我国, 对海洋生态和环境的破坏效应不断凸

现^[6,7]。福建省大部分红树林滩涂都不同程度地发生米草入侵而退化。福建省宁德市飞鸾湾 20 年前约有红树林 150 hm², 现仅剩百余株, 零星点缀在一望无垠的互花米草丛中^[3]。因此, 为着红树林生态系统保护, 米草入侵下红树林湿地的生态特点及其诊断是急待研究的。

土壤作为生态系统中的物理基础和物质与能量流通的媒介和动力, 是生态系统中最基础的生命支持系统^[8]。一些土壤指标可以灵敏指示植被退化中土壤质量和功能的变化, 因而可以通过监测土壤的这些指标来认识生态系统的退化程度及其恢复性^[9,10]。本文采集了福建云霄漳江口红树林湿地自然保护区内不同植被群落下土壤剖面样品, 分析了基本理化性质、微生物活性以及土壤酶活性等生态化学性质, 研究米草入侵下红树林生态系统退化的

* 收稿日期: 2008-02-19; 修回日期: 2008-06-21.

* 基金项目: 福建省自然科学基金项目“土壤环境对米草与红树林群落演替的响应研究”(编号: D0440006) 资助.

作者简介: 张祥霖(1983-), 男, 安徽含山人, 硕士研究生, 主要从事湿地土壤生态与环境工程研究. E-mail: shshi@126.com

* 通讯作者: 潘根兴(1958-), 男, 浙江浦江人, 教授, 主要从事土壤学与生态环境研究. E-mail: panggenxing@yahoo.com.cn

生态化学变化,为湿地生态系统诊断及其保护和恢复提供科学依据。

2 材料与方法

2.1 样地概况

采样地点位于福建云霄漳江口红树林湿地自然保护区内(23° 53' 45" ~ 23° 56' 00" N, 117°24'07" ~ 117°30'00"E),总面积2 360 hm²,成林面积近53.3 hm²,平均盐度为12‰~26‰。该红树林生态系统的群落类型主要有桐花树(*Aegiceras cor-*

niculatum)群落、秋茄(*Kandelia candel*)群落、白骨壤(*Avicennia marina*)群落和木榄(*Bruguiera gymnorrhiza*)群落等。所研究的红树林群落为桐花树(*Aegiceras corniculatum*)群落,米草群落类型为互花米草群落。按米草的不同入侵程度可以划分出未受米草侵入的红树林群落,米草入侵红树林的红树林—米草交互群落区,全为米草占据的典型米草群落及没有植被的光滩等植被群落。采样地点植物群落与土壤基本情况见表1。

表1 采样地点植物群落与土壤基本情况

Table 1 The stand condition of vegetation and soils of the studied site

植被群落	离海岸远近	覆盖度	优势树种(高度)	地表凋落物	土壤发育情况
红树林群落	约0.5~1 km	100%,郁闭	红树,~4 m	褐色枯枝落叶	暗色表层,土壤剖面分化,淋溶现象
红树—米草共生群落	约0.5~0.3 km	>70%,半郁闭	红树高度2~3 m,米草1 m左右	少量枯枝落叶	暗棕色表层,少量淤泥堆积
米草群落	约0.1~0.3 km	草被,~100%	米草,1 m左右	基本无	固定淤泥,表层土壤发育
光滩	小于0.1 km	裸露海滩	无植被	少许漂浮物	悬移淤泥质,无土壤发育

2.2 样品采集与处理

分别在红树林群落、红树林—米草混作群落、互花米草群落以及光滩样块选取各3个典型样块,每个样块面积至少20~30 m²,在其中随机选取3个剖面点,进行GPS精确定位,并用荷兰Eijkelkamp公司生产的不锈钢土钻按20 cm深度间隔采样法采集0~100 cm深度内不同土层土样,置于聚乙烯薄膜袋中带回实验室。样品一部分自然风干,捡去草根等杂物后,磨碎过2 mm筛备用,四分法取少量进一步磨碎过0.15 mm筛,装袋备土壤化学分析用;一部分在4℃冰箱中贮存备用,用于土壤酶活性和微生物量碳、氮的测定。

2.3 分析项目与方法

2.3.1 土壤基本性质测定

按鲁如坤^[11]推荐的方法:土壤有机碳用重铬酸钾容量法—外加热法,全氮用半微量开氏法,全磷用钼蓝比色法,阳离子交换量(CEC)含量用乙酸铵交换法;土壤pH(H₂O)用Orion 818型pH计按5:1水土比测定。

2.3.2 土壤微生物生物量C(N)测定

采用氯仿熏蒸—K₂SO₄提取法^[12,13],土壤微生物C(N)等于熏蒸样浸提液C(N)量减去未熏蒸样浸提液C(N)的差值。微生物量C计算公式为,C_{mic} = Ec/0.38,微生物量N计算公式为:N_{mic} = E_N/0.45。

2.3.3 土壤酶活性测定

选择测定蔗糖酶、酸性磷酸酶、脲酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶等酶活性,这些酶分别与土壤中C、N、P养分转化行为有关。分别采用3,5-二硝基水杨酸比色法,采用磷酸苯二钠比色法,苯酚钠比色法,高锰酸钾滴定法和邻苯三酚比色法^[14]。

2.4 数据处理与统计检验

2.4.1 土壤养分库的计算

据自然土壤有机碳和土壤容重的关系^[15]计算土壤容重,由下式估算土壤养分总库容:

$$P_x = \sum C_j \times \gamma_j \times H_j \times 10^{-1} \quad (1)$$

式中:P_x为x养分的库容(t/hm²),j为层次号,C_j为x养分在j层次的含量(g/kg),γ_j为j层土壤容重(g/cm³),H_j为j层土壤厚度(cm)。

2.4.2 数据统计检验

数据处理采用Microsoft Excel 2000进行,显著性检验在SPSS(Windows 11.0)软件上进行,显著性差异设P<0.01。

3 结果与分析

3.1 土壤基本性质与养分含量

所测定的不同群落样块的土壤基本性质和养分含量见表2。各样块土壤pH介于4.5~7.7间,其中表层0~20 cm的pH(H₂O)介于5.6~7.7间;有

机碳含量介于 4.4 ~ 28.6 g/kg 间,其中表层 0 ~ 20 cm 介于 9.1 ~ 28.6 g/kg 间;全氮含量介于 0.25 ~ 2.21 g/kg 间,其中表层 0 ~ 20 cm 介于 0.61 ~ 2.2 g/kg 之间;全磷含量介于 0.36 ~ 1.24 g/kg 间,其中表层 0 ~ 20 cm 介于 0.43 ~ 1.24 g/kg 间。3 种土壤基本养分元素有机质、全氮、全磷的含量均呈以下序递降:红树林下土壤 > 共生区土壤 > 互花米草下土壤 > 光滩下土壤。这说明红树林对于营养元素的累积作用远远大过于互花米草的作用,互花米草入侵红树林后,土壤发生了明显的退化。通常,红树林群落下发育形成硫酸盐盐土,这是由于红树林植物中单宁含量较丰富,当其残体进入土壤后分解产生单宁酸,会导致土壤酸化^[16];此外,红树林植物对硫酸根有选择吸收的特性,使得其植物体内含硫量较

高,当红树林植物凋零物进入土壤后,在还原条件下会产生 H₂S 和有机酸,在表层或排水后氧化而导致土壤酸化^[17]。因此,土壤的 pH 随深度递增而升高。而红树林群落下土壤 pH 最低,且在 40 ~ 60 cm 深度最低(红树林和红树林与米草交互群落下)。随着米草的入侵,无论是表层还是 40 ~ 60 cm 深度,土壤 pH 都有明显升高。而光滩和互花米草地区则受海水的影响较大,土壤 pH 值相对较高。其它土壤养分指标在同一深度上都是红树林下 > 红树林米草交互区 > 米草区 > 光滩。红树林下有机碳含量较高于大多数陆地土壤,可归结于红树林的生产力高,归还作用显著,以及厌氧与酸性条件下有机物质分解速度较慢^[16]。

表 2 供试不同植物群落土壤理化性质

Table 2 Basic soil properties under different vegetation community

群落样块	土层深度 (cm)	pH(H ₂ O)	有机碳(g/kg)	全氮(g/kg)	全磷(g/kg)	CEC(cmol/kg)
红树林区	0 ~ 20	5.79 ± 0.16	28.61 ± 2.09	2.21 ± 0.18	1.24 ± 0.10	13.99 ± 1.22
	20 ~ 40	5.21 ± 0.53	23.91 ± 1.89	1.83 ± 0.16	0.99 ± 0.08	16.25 ± 1.40
	40 ~ 60	4.54 ± 0.08	15.15 ± 1.86	0.94 ± 0.08	0.82 ± 0.07	14.85 ± 1.53
	60 ~ 80	4.92 ± 0.12	16.26 ± 1.70	0.52 ± 0.07	0.63 ± 0.03	14.45 ± 2.26
	80 ~ 100	6.29 ± 0.10	5.41 ± 0.16	0.39 ± 0.03	0.52 ± 0.03	13.08 ± 1.70
	平均值	5.35 ± 0.20	17.87 ± 1.54	1.18 ± 0.10	0.84 ± 0.06	14.52 ± 1.60
红树林—米草共生区	0 ~ 20	5.61 ± 0.21	21.61 ± 2.15	1.56 ± 0.07	1.03 ± 0.06	16.75 ± 1.54
	20 ~ 40	6.04 ± 0.49	18.12 ± 1.40	1.11 ± 0.06	0.86 ± 0.05	15.46 ± 2.07
	40 ~ 60	5.58 ± 0.11	17.24 ± 1.95	0.79 ± 0.04	0.77 ± 0.09	15.00 ± 1.50
	60 ~ 80	5.60 ± 0.40	9.95 ± 0.79	0.44 ± 0.05	0.58 ± 0.03	15.15 ± 1.12
	80 ~ 100	7.05 ± 0.06	5.00 ± 0.61	0.39 ± 0.03	0.37 ± 0.02	14.03 ± 1.32
	平均值	5.98 ± 0.25	14.38 ± 1.38	0.86 ± 0.05	0.72 ± 0.05	15.28 ± 1.51
米草区	0 ~ 20	5.79 ± 0.37	16.86 ± 1.01	1.29 ± 0.06	0.97 ± 0.07	15.65 ± 1.52
	20 ~ 40	6.23 ± 0.56	14.47 ± 2.86	0.94 ± 0.05	0.87 ± 0.04	14.65 ± 1.10
	40 ~ 60	7.40 ± 0.14	11.78 ± 1.13	0.84 ± 0.06	0.74 ± 0.05	13.93 ± 1.11
	60 ~ 80	7.34 ± 0.26	7.23 ± 0.43	0.70 ± 0.04	0.56 ± 0.02	14.11 ± 1.90
	80 ~ 100	7.51 ± 0.13	4.83 ± 0.62	0.35 ± 0.01	0.36 ± 0.02	13.50 ± 1.63
	平均值	6.85 ± 0.29	11.03 ± 1.21	0.82 ± 0.04	0.70 ± 0.04	14.37 ± 1.45
光滩区	0 ~ 20	6.98 ± 0.21	9.06 ± 0.65	0.61 ± 0.05	0.43 ± 0.05	13.39 ± 0.71
	20 ~ 40	7.69 ± 0.57	7.06 ± 0.66	0.39 ± 0.02	0.43 ± 0.02	13.35 ± 1.01
	40 ~ 60	7.36 ± 0.26	7.11 ± 0.61	0.42 ± 0.03	0.42 ± 0.01	12.68 ± 1.61
	60 ~ 80	7.53 ± 0.06	6.42 ± 0.30	0.34 ± 0.01	0.42 ± 0.03	11.98 ± 1.58
	80 ~ 100	7.54 ± 0.14	4.37 ± 0.17	0.25 ± 0.01	0.39 ± 0.01	11.40 ± 1.01
	平均值	7.42 ± 0.25	6.80 ± 0.48	0.40 ± 0.02	0.42 ± 0.02	12.56 ± 1.18

3.2 土壤微生物碳、氮量

所测定的各样块土壤微生物碳氮结果见图 1。各样块的微生物生物量碳含量介于 130.71 ~ 1 087.33 mg/kg,其中表层 0 ~ 20 cm 介于 280.97 ~ 1 087.33 mg/kg 之间。在不同植被群落下,土壤微生物碳(氮)随深度均以指数函数递降。不同样块

间土壤微生物碳(氮)含量均是红树林区 > 共生区 > 互花米草区 > 光滩区($p < 0.01$)。而在深度上的差异大于样块间的差异,各样块中表层与亚表层的微生物量存在极显著差异($p < 0.01$),微生物养分的表层富集作用十分显著。各样块微生物量 C/N 比在 5.73 ~ 11.26 间,其中表层 0 ~ 20 cm 介于 8.05 ~ 9.50

间,表层的变化并不大,底层 40~60 cm 微生物生物量 C/N 比介于 5.73~10.15 间,变化最大。

3.3 土壤酶活性变化

对所有样品所测定的土壤酶活性结果见表 3。土壤蔗糖酶、脲酶、磷酸酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶活性在同一深度均呈红树林区 > 红树林—米草共生区 > 米草区 > 光滩区的趋势。所测定的土壤蔗糖

酶、脲酶和磷酸酶活性随着土壤深度而显著下降。不过,不同酶活性下降的幅度不同。3 种植被下土壤酶活性下降的趋势相似。不同植被下表层与亚表层土壤酶活性的差异甚微,这与林鹏^[2]、张银龙等^[18]研究结果相似。过氧化氢酶和多酚氧化酶活性则没有明显的深度变化趋势,可能与红树林土壤中含有大量单宁,它可能抑制过氧化氢酶活性。

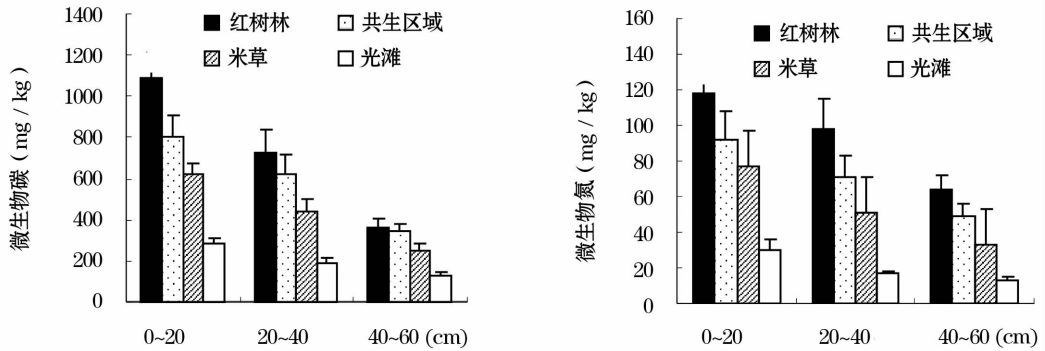


图 1 供试不同植被群落下土壤微生物碳、氮的变化

Fig. 1 Variation of soil microbial C and N with different vegetation community studied

表 3 供试不同植物群落下土壤酶活性 (mg/g 干土)

Table 3 Soil enzyme activity (mg/g dry soil) changes with depth under different vegetation community

群落样快	土层深度 (cm)	蔗糖酶	脲酶	酸性磷酸酶	过氧化氢酶	多酚氧化酶
红树林区	0~20	25.30 ± 5.97	4.03 ± 0.44	0.15 ± 0.03	18.77 ± 3.10	0.66 ± 0.15
	20~40	25.92 ± 4.05	4.06 ± 0.88	0.13 ± 0.02	17.55 ± 3.07	0.58 ± 0.17
	40~60	11.50 ± 3.47	3.39 ± 0.52	0.12 ± 0.02	19.45 ± 2.43	0.63 ± 0.24
	60~80	4.05 ± 1.95	1.45 ± 0.17	0.08 ± 0.01	14.82 ± 2.52	0.59 ± 0.11
	80~100	8.42 ± 1.64	1.31 ± 0.29	0.05 ± 0.01	16.14 ± 1.60	0.61 ± 0.19
	平均值	15.04 ± 3.42	2.85 ± 0.46	0.11 ± 0.02	17.35 ± 2.54	0.61 ± 0.17
红树林—米草混作区域	0~20	18.03 ± 5.01	3.47 ± 0.85	0.11 ± 0.02	17.00 ± 1.72	0.63 ± 0.22
	20~40	17.54 ± 2.00	3.44 ± 0.77	0.12 ± 0.03	16.00 ± 2.65	0.53 ± 0.17
	40~60	7.53 ± 0.98	1.45 ± 0.16	0.07 ± 0.03	16.08 ± 2.17	0.79 ± 0.15
	60~80	6.51 ± 1.27	1.39 ± 0.24	0.04 ± 0.01	16.48 ± 2.26	0.64 ± 0.15
	80~100	5.93 ± 1.16	1.14 ± 0.15	0.03 ± 0.01	13.38 ± 1.98	0.62 ± 0.13
	平均值	11.11 ± 2.08	2.18 ± 0.43	0.07 ± 0.02	15.79 ± 2.16	0.64 ± 0.16
米草	0~20	11.20 ± 3.65	3.22 ± 0.59	0.09 ± 0.01	16.52 ± 3.00	0.57 ± 0.14
	20~40	11.22 ± 2.77	3.18 ± 0.46	0.08 ± 0.02	15.30 ± 1.92	0.47 ± 0.15
	40~60	5.72 ± 1.46	1.36 ± 0.35	0.04 ± 0.01	15.95 ± 2.91	0.51 ± 0.17
	60~80	4.10 ± 0.92	1.90 ± 0.28	0.04 ± 0.01	15.85 ± 2.36	0.44 ± 0.20
	80~100	4.47 ± 1.31	1.34 ± 0.29	0.03 ± 0.00	14.98 ± 1.46	0.53 ± 0.12
	平均值	7.34 ± 2.02	2.20 ± 0.39	0.06 ± 0.01	15.72 ± 2.33	0.50 ± 0.16
光滩	0~20	7.85 ± 3.03	2.30 ± 0.64	0.05 ± 0.02	12.51 ± 2.19	0.38 ± 0.10
	20~40	7.83 ± 2.51	2.13 ± 0.34	0.04 ± 0.01	13.86 ± 1.60	0.48 ± 0.11
	40~60	7.08 ± 1.81	1.25 ± 0.12	0.03 ± 0.00	12.70 ± 1.74	0.44 ± 0.10
	60~80	4.44 ± 0.72	1.16 ± 0.19	0.02 ± 0.00	13.86 ± 2.07	0.43 ± 0.09
	80~100	3.94 ± 0.91	0.95 ± 0.17	0.02 ± 0.00	10.93 ± 1.62	0.39 ± 0.07
	平均值	6.23 ± 1.8	1.56 ± 0.2	0.03 ± 0.01	12.77 ± 1.84	0.42 ± 0.09

* 蔗糖酶活性单位 (Invertase activity unit): Glucose mg/gsoil, 37°C, 24 h; 过氧化氢酶活性单位 (Catalase activity unit): 0.1 mol/L KMnO₄ mL/gsoil, 2h; 脲酶活性单位 (Urease activity unit): NH₃-Nmg/gsoil, 37°C, 24 h; 磷酸酶活性单位 (Phosphatase activity unit): P₂O₅ mg/gsoil, 37°C, 24 h; 多酚氧化酶活性单位 (Peroxidase activity unit): 0.005 mol/L I₂ mL/g, 37°C, 24 h; 下同, The same as follows.

4 讨论

4.1 米草入侵下红树林湿地植被退化中土壤养分库变化

土壤养分库容是生态系统生物生产力和稳定性的重要生态化学指标^[19]。估算了1m深土壤的总养分库容(表4)。各样块碳库容介于89.31~219.71 t/hm²间,其中表层0~20 cm介于23.53~68.03 t/hm²间;氮库容介于6.01~13.49 t/hm²间,其中表层0~20 cm介于1.59~5.42 t/hm²间;磷库容介于8.33~11.56 t/hm²间,其中表层0~20 cm介于1.16~2.98 t/hm²之间。可见,红树林湿地土壤保持了很高的总养分库(有机质、全氮和全磷)。

表4 供试不同植物群落(0~100 cm)土壤养分库容(t/hm²)

Table 4 Total pool (0~100 cm) of soil nutrients under different vegetation community (t/hm²)

养分元素	红树林	红树林-米草共生区	米草区	光滩区
C	219.71 ± 12.27a	181.11 ± 13.56b	141.05 ± 1.77c	89.31 ± 1.51d
N	13.49 ± 1.16a	10.45 ± 0.55b	10.38 ± 0.18b	6.01 ± 0.09c
P	11.56 ± 0.72a	9.43 ± 0.39b	9.00 ± 0.53c	8.33 ± 0.38d

注:不同字母表示不同样区间显著性差异($P < 0.05$),下同

4.2 红树林湿地植被群落退化中土壤养分库和微生物活性与功能的相对变化

从前面的养分库容的分析看出,米草入侵红树林的共生区表层土壤有机碳含量平均为红树林的76%,而米草表层土壤有机碳含量平均仅为红树林的59%。亚表层也有相似的趋势。共生区表层土壤全氮和全磷含量相对于红树林分别损失了30%和17%,而纯米草群落下表层土壤全氮和全磷相对于红树林分别损失了42%和22%,这种趋势与有机质的变化表现相似。因此,植被的演替中土壤总养分库首先发生了较快和较大程度的改变,全氮的含量发生了最大的变化。

所分析的表层土壤的各项指标与光滩的比值列于表5。许多生态评价中将土壤微生物量碳氮作为土壤质量的关键指标^[19,19],土壤中微生物量碳氮含量变化响应于土壤养分含量的变化,特别是土壤微生物量碳和土壤总有机碳之间,存在密切的依变关系。所以,土壤养分含量的变化对于土壤微生物量碳氮含量有着直接和明显的影响。就表层土壤来说,米草入侵的共生区表层土壤微生物量碳氮含量分别为红树林的74%和78%,而米草表层土壤微生物量碳氮含量分别仅为红树林的57%和65%(图2)。这种变化趋势与土壤有机碳等养分库的变化

从土壤碳库看来,红树林整个剖面土壤碳库容高达220 tC/hm²,是我国自然土壤平均碳密度^[15]的3倍多,是潘根兴等^[20]报道的全国水稻土平均有机碳密度的约5倍。而米草入侵后退化的共生区降为180 tC/hm²,碳库减少20%;纯米草区则仅140 tC/hm²,相当于红树林样块的64%,碳库减少了1/3多。可见,红树林湿地除了生态系统生物量巨大,还保持着极高的土壤碳库。而米草入侵约40年后,红树林一米草共生群落的碳密度减小40 tC/hm²,相当于每年每公顷被燃烧1吨多碳或1.6吨标准煤。结合米草生物量较低,米草入侵后湿地的碳汇可能很快衰退。因此,红树林湿地的保护不但在生物多样性保护上,而且在碳库和温室气体减排上具有重要意义。

相似。米草群落微生物商达红树林群落下的97%,看来,微生物商不能指示米草入侵下土壤生态功能性质的变化。

土壤中酶是土壤微生物的代谢所分泌的活性物质,催化着土壤生态系统中生物化学过程,因而酶活性可以反映土壤的生态功能,而脲酶、酸性磷酸酶和蔗糖酶被普遍认为是土壤肥力和质量的重要功能指标^[21]。米草入侵红树林退化下土壤酶系统活性的下降已有较多报道^[22,23]。供试样地共生区表层土壤脲酶和蔗糖酶活性均仅相当于红树林下的70%,而米草表层脲酶和蔗糖酶活性分别仅为红树林的44%和57%。这两个酶活性的变化虽与微生物量碳氮变化相似,但其变化幅度均明显大于土壤总养分库的变化幅度。结合上述微生物碳氮的结果,可以认为土壤微生物系统的活性及其功能对生态系统演化的响应要远强于土壤总养分库的变化,它提示土壤微生物系统的功能在生态系统退化过程中受到更大程度的损害。这与我们先前对的喀斯特退化的生态化学研究结果^[19]相似。所以,在生态系统演替中,生态条件变化下的胁迫作用对于微生物功能的影响明显强于对微生物生物量的影响。因此,酶活性可以认为是生态系统演替的敏感性生态化学指标。

表5 供试不同植物群落表层土壤养分及酶活性的相对提高程度比较

Table 5 The relative enhancement of soil nutrient pools and enzyme activity in topsoil under different vegetation communities

群落样块	有机碳	全氮	全磷	微生物碳	微生物氮
红树林区/红树林—米草共生区	1.33 ± 0.04	1.42 ± 0.09	0.94 ± 0.53	1.37 ± 0.13	1.31 ± 0.32
红树林区/米草区	1.70 ± 0.13	1.73 ± 0.21	1.28 ± 0.05	1.74 ± 0.07	1.53 ± 0.11
群落样块	蔗糖酶	脲酶	酸性磷酸酶	过氧化氢酶	多酚氧化酶
红树林区/红树林—米草共生区	1.47 ± 0.57	1.23 ± 0.41	1.14 ± 0.10	1.10 ± 0.14	0.73 ± 0.40
红树林区/米草区	2.31 ± 0.29	1.29 ± 0.34	1.67 ± 0.38	1.15 ± 0.21	0.79 ± 0.47

4.3 湿地植被演替中生物作用强度的变化及指示指标

我们分别把不同植被群落下土壤表层(0~20 cm)性质的比值和不同生态系统下表层与底层(80~100 cm)的比值列表6和表7。不同群落间的比值最大且达到显著差异的指标是土壤微生物碳和氮,土壤全氮,有机质和蔗糖酶活性、酸性磷酸酶等指标,且以红树林下最大,纯米草入侵区最小。因此,土壤微生物生物量碳和土壤碳和氮含量可以指示生态系统的发育和生物作用的强度。表7表明,红树林、共生区、米草和光滩表层与底层养分的比值依次降低,这说明这生态系统中植物的归还作用逐

步降低,土壤的养分累积依次减弱,这意味着表层生物积累作用和土壤的发育成熟程度降低了。从这些比值来看,土壤总有机碳和全氮的比值最大为5以上,土壤微生物生物量碳氮、而蔗糖酶、脲酶和酸性磷酸酶的最大比值在2~3间,而过氧化物酶和多酚氧化酶等酶活性指标在1左右,因此,主要是土壤碳氮养分库及与其密切有关的土壤微生物生物量碳氮和相关的磷酸酶活性可以认为是指示生态系统中生物表聚作用和土壤成熟作用的指标。而仅考虑土壤微生物参数不能很好地指示表层土壤生态化学性质在不同植被群落演替中的差异(表8)。

表6 供试不同植物群落与光滩的表层土壤养分及酶活性的比值

Table 6 Top-to-substrate ratio of soil nutrient and enzyme activity under different vegetation communities

群落样块	有机碳	全氮	全磷	微生物碳	微生物氮
红树林区/光滩区	3.16 ± 0.39a	3.63 ± 0.25a	2.89 ± 0.55a	3.87 ± 0.30a	4.00 ± 1.46a
红树林—米草共生区/光滩区	2.38 ± 0.38a	2.55 ± 0.11b	2.41 ± 0.21b	2.85 ± 0.08b	3.11 ± 0.68b
米草区/光滩区	1.86 ± 0.24b	2.11 ± 0.27c	2.26 ± 0.36b	2.22 ± 0.18c	2.62 ± 0.96c
群落样块	蔗糖酶	脲酶	酸性磷酸酶	过氧化氢酶	多酚氧化酶
红树林区/光滩区	3.22 ± 0.67a	1.75 ± 0.32a	3.23 ± 0.85a	1.50 ± 0.04a	1.74 ± 0.24a
红树林—米草共生区/光滩区	2.30 ± 1.20ab	1.50 ± 0.62ab	2.28 ± 0.78b	1.36 ± 0.20a	1.65 ± 0.84a
米草区/光滩区	1.43 ± 0.23b	1.40 ± 0.51b	1.85 ± 0.69b	1.32 ± 0.30a	1.51 ± 0.68a

表7 供试不同植物群落土壤表层与底层理化性质及酶活性的比值

Table 7 Topsoil enrichment extent of nutrient pool and enzyme activity (as compared to the bottom layer)

群落样块	有机碳	全氮	全磷	微生物碳	微生物氮
红树林区	5.29 ± 0.31	5.65 ± 0.62	2.39 ± 0.05	2.98 ± 0.68	1.86 ± 0.55
红树林—米草共生区	4.32 ± 0.58	4.05 ± 0.43	2.82 ± 0.19	2.34 ± 0.17	1.86 ± 0.48
米草区	3.49 ± 0.47	3.63 ± 0.30	2.69 ± 0.09	2.45 ± 0.21	2.34 ± 0.04
光滩区	2.08 ± 0.23	2.44 ± 0.20	1.11 ± 0.11	2.15 ± 0.36	2.30 ± 0.81
群落样块	蔗糖酶	脲酶	酸性磷酸酶	过氧化氢酶	多酚氧化酶
红树林区	3.01 ± 0.14	3.07 ± 0.58	3.15 ± 0.82	1.16 ± 0.09	1.08 ± 0.10
红树林—米草共生区	3.04 ± 1.22	3.03 ± 0.54	3.74 ± 3.12	1.27 ± 0.07	1.01 ± 0.19
米草区	2.51 ± 1.91	2.40 ± 0.55	3.35 ± 0.33	1.10 ± 0.24	1.08 ± 0.14
光滩区	1.99 ± 0.58	2.42 ± 0.38	2.15 ± 1.00	1.15 ± 0.06	0.97 ± 0.46

表8 供试不同植物群落下表土(0~20 cm)微生物指标比较

Table 8 Comparison of C/N ratio and microbial quotient of topsoil under different vegetation communities

群落样块	碳氮比	微生物量碳氮比	微生物商
红树林区	17.46 ± 1.89a	7.46 ± 0.38c	30.85 ± 3.87a
红树林—米草共生区	17.51 ± 1.47a	8.10 ± 1.41b	30.36 ± 6.86a
米草区	13.29 ± 1.33a	8.07 ± 0.60b	29.60 ± 4.27b
光滩区	17.23 ± 1.64a	10.30 ± 2.20a	25.51 ± 2.60c

5 结 论

米草入侵后红树林湿地土壤总养分库明显消减,特别是碳库的降低将大大削弱湿地的碳汇功能,而土壤的酶活性作为土壤微生物功能的体现,在红树林湿地退化中消减最强烈,可以敏感指示米草入侵后红树林生态系统的功能退化。在所分析的土壤生态化学指标中,主要是土壤碳氮养分库及与其密切有关的土壤微生物生物量碳氮和相关的磷酸酶活性可以认为是指示生态系统发育和生物成壤作用的指标。湿地保护对于全球碳氮循环和碳汇功能极其重要。

参考文献 (References):

- [1] Samuel C, Snedaker J G. The Staudy Method of Mangrove[M]. Guangzhou: Guangdong Science and Technology Press, 1994:15-48. [Samuel C, Snedaker J G. 红树林生态系统研究方法[M]. 广州:广东科学技术出版社,1994 :15-48.]
- [2] Lin Peng. Mangrove Ecosystem in China[M]. Beijing: Science Press, 1997:14-59. [林鹏. 中国红树林生态系[M]. 北京:科学出版社,1997:14-59.]
- [3] Li Yuanyue, Wu Wenlin. Biodiversity and ITS conservation in area of natural mangrove reserve in Zhangjiang estuary, Fujian[J]. *Ecologic Science*, 2004,23(2):134-136. [李元跃,吴文林. 福建漳江口红树林湿地自然保护区的生物多样性及其保护[J]. 生态科学,2004,23(2):134-136.]
- [4] He Binyuan, Fan Hangqing, Wang Mao, et al. Species diversity in mangrove wetlands of China and its causation analyses[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007,27(11):4 859-4 870. [何斌源,范航清,王瑁,等. 中国红树林湿地物种多样性及其形成[J]. 生态学报,2007,27(11):4 859-4 870.]
- [5] Deng Zifa, An Shuqing, Zhi Yingbiao, et al. Preliminary studies on invasive model and outbreak mechanism of exotic species, *Spartina alterniflora* Loisel[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2006,26(8):2 678-2 686. [邓自发,安树青,智颖飙,等. 外来种互花米草入侵模式与爆发机制[J]. 生态学报,2006,8:2 678-2 686.]
- [6] Yan Maohua, Xue Huajie, Lu Changmei, et al. The advantages and disadvantages of ecological engineering of *Spartina* in China [J]. *Journal of Biology*, 2006, 23(5):5-8. [闫茂华,薛华杰,陆长梅,等. 中国米草生态工程的功与过[J]. 生物学杂志,2006,23(5):5-8.]
- [7] Peng Shaolin, Xiang Yanci. The invasion of exotic plants and effects of ecosystems[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 1997,19(4):560-568. [彭少麟,向言词. 植物外来种入侵及其对生态系统的影响[J]. 生态学报,1997,19(4):560-568.]
- [8] Pan Genxing. Soil Science of Earth Surface System[M]. Beijing: Geological Publishing House, 2000. [潘根兴. 地球表层系统土壤学[M]. 北京:地质出版社,2000.]
- [9] Yu Shen, Li Yong, Wang Junhua, et al. Study on the soil microbial biomass as a bioindicator of soil quality in tile red earth ecosystem[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1999,36(3):413-422. [俞慎,李勇,王俊华,等. 土壤微生物量作为红壤质量生物指标的探讨[J]. 土壤学报,1999,36(3):413-422.]
- [10] Liu Fang, Wang Shijie, Long Jian, et al. Changes of soil quality in the process of karst rocky desertification and evaluation of impact on ecological environment[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2005,25(3):639-644. [刘方,王世杰,龙健,等. 喀斯特石漠化过程土壤质量变化及生态环境影响评价[J]. 生态学报,2005,25(3):639-644.]
- [11] Lu Rukun. Methods of Soil and Agrochemical Analysis[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press,1999. [鲁如坤. 土壤农化分析[M]. 北京:农业科技出版社,1999.]
- [12] Brookes P C, Landman A, Pruden G, et al. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen, a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1985,17:837-842.
- [13] Wu J, Joergensen R G, Pommerening B. Measurement of soil microbial biomass by fumigation-extraction: An automated procedure[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1990, 20:1 167-1 169.
- [14] Guan Songyin. Soil Enzyme and Its Research Methods[M]. Beijing: China Agriculture Press,1987:123-339. [关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京:农业出版社,1987:123-339.]
- [15] Song G H, Li L Q, Pan G X, et al. Topsoil organic carbon storage of China and its loss by cultivation [J]. *Biogeochemistry*, 2005,74:47-62.
- [16] Gong Zitong, Zhang Xiaopu. Mangrove and acid sulphate soils in China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1994,31(1):86-93. [龚子同,张效朴. 中国的红树林与酸性硫酸盐土[J]. 土壤学报,1994,31(1):86-93.]
- [17] Liu Zhenqian, Wang Jianwu, Luo Shiming, et al. Hydrodynamic mechanism on the change of different forms of acid in acid sulfate soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2002,39(5):726-733. [刘振乾,王建武,骆世明,等. 酸性硫酸盐土酸消长的水动力机制研究[J]. 土壤学报,2002,39(5):726-733.]

- [18] Zhang Yinlong, Lin Peng. The seasonal and spatial dynamics of soil enzyme activities under *kandelia candel* mangrove forest[J]. *Journal of Xiamen University*, 1999, 38(1):129-136. [张银龙, 林鹏. 秋茄红树林土壤酶活性时空动态[J]. 厦门大学学报, 1999, 38(1):129-136.]
- [19] Ren Jingchen, Zhang Pingjiu, Pan Genxing, *et al.* Indices of eco-geochemical characteristics in a degradation-reclamation sequence of soils in mountainous karst area[J]. *Advances in Earth Science*, 2006, 21(5):504-512. [任京辰, 张平究, 潘根兴, 等. 岩溶土壤的生态地球化学特征及其指示意义[J]. 地球科学进展, 2006, 21(5):504-512.]
- [20] Pan Genxing, Li Lianqing, Wu Laosheng, *et al.* Storage and sequestration potential of topsoil organic carbon in China's paddy soils[J]. *Global Change Biology*, 2003, 10:79-92.
- [21] Guan Songyin, Sheng Guiqing, Meng Shaopeng, *et al.* Enzyme activities in main soils in China [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1984, 21(4):368-381. [关松荫, 沈桂琴, 孟昭鹏, 等. 我国主要土壤剖面酶活性状况[J]. 土壤学报, 1984, 21(4):368-381.]
- [22] He Binyuan, Wen Yuanguang, Yuan Xia, *et al.* Studies on soil physical and chemical properties and enzyme activities of different mangrove communities in Yingluo bay of Guangxi[J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2002, 38(2):21-26. [何斌源, 温远光, 袁霞, 等. 广西英罗港不同红树植物群落土壤理化性质与酶活性的研究[J]. 林业科学, 2002, 38(2):21-26.]
- [23] Zhang Yinlong, Lin Peng. Studies on properties of soils under *kandelia candel* and *avicennia marina* mangrove forest in Jiulongjiang river estuary[J]. *Journal of Henan Agricultural University*, 1998, 32(4):325-330. [张银龙, 林鹏. 九龙江河口秋茄林及白骨壤红树林土壤特性研究[J]. 河南农业大学学报, 1998, 32(4):325-330.]

Changes in Eco-chemical Properties of a Mangrove Wetland under *Spartina* Invasion from Zhangjiangkou, Fujian, China

ZHANG Xianglin^{1,2}, SHI Shengli^{1,2}, PAN Genxing¹,
LI Lianqing¹, ZHANG Xuhui¹, LI Zhipeng¹

(1. Institute of Resource, Ecosystem and Environment of Agriculture, Nanjing Agricultural University, Nanjing 2100095, China; 2. College of Aquatic Production, Jimei University, Xiamen 361021, China)

Abstract: Soil samples at different depth intervals were collected under 4 plant communities with different stages of vegetation decline from mangrove due to *Spartina* grass invasion of a beech wetland from Lingxiao county, Fujiang Province. Soil properties of total and available C, N, P, microbial biomass C and N, and enzyme activities were determined. Prominent differences in all the soil properties were observed between the plant communities at different succession stages. At a certain depth, the change of soil organic carbon(SOC), total N and P, cation exchange capacity (CEC) and microbial biomass C and N (SMBC and SMBN) of soil from a plant community followed in a order as: mangrove > mangrove mixed with grass > pure grass > bare beach. The changes in soil enzyme activities also followed in such a trend. Meanwhile, these key values of soil and ecological property declined with depth in different magnitudes. Invasion of *Spartina* grass has induced significant decline of the soil ecological properties of the wetlands. Comparative study of the magnitudes of the changes of the different eco-chemical properties revealed a higher sensitivity of SOC, microbial C and N, activities of phosphorase and invertase to wetland ecosystem degradation under *Spartina* grass invasion. These parameters were suggested as bio-indicators for the wetland ecosystem health.

Key words: Mangrove; Biological invasion; *Spartina* grass; Eco-chemistry; Wetland soil.