

DOI: 10.5846/stxb201707241324

张晗冰,孔范龙,郝敏,李悦,孙小琳.胶州湾典型河口湿地土壤活性有机碳和酶活性对互花米草入侵的响应.生态学报,2018,38(13): - .
Zhang H B, Kong F L, Xi M, Li Y, Sun X L. Responses of soil labile organic carbon and enzyme activity to *Spartina alterniflora* invasion in estuary wetland of Jiaozhou Bay. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(13): - .

胶州湾典型河口湿地土壤活性有机碳和酶活性对互花米草入侵的响应

张晗冰,孔范龙,郝敏*,李悦,孙小琳

青岛大学环境科学与工程学院,青岛 266071

摘要:以胶州湾洋河口湿地为研究对象,按照互花米草入侵年份(0、1、5、8年)分层采集土壤样品(0—10、10—20、20—40 cm和40—60 cm),研究土壤活性有机碳(LOC)和酶(脲酶、过氧化氢酶、碱性磷酸酶、蔗糖酶)活性的变化,分析土壤活性有机碳和酶活性及两者相关性对互花米草入侵的响应。结果表明:与光滩相比,互花米草入侵增加了表层土壤 LOC 含量,且随着入侵时间的延长显著增加($P < 0.05$)。同时也改变了土壤 LOC 垂直分布规律,除光滩和入侵 1 年样地表现出沿剖面逐渐上升之外,其他样地表现为沿剖面先上升后下降趋势;互花米草入侵提高了河口湿地土壤酶活性,但并未改变酶活性随深度增加而逐渐降低的分布规律。随着入侵时间的延长 4 种酶活性变化趋势有所差异,过氧化氢酶和蔗糖酶活性变化趋势一致,表现为随入侵时间延长先急剧增加后逐渐减少,而碱性磷酸酶和脲酶活性随着入侵时间的延长逐渐增加。Pearson 相关性分析结果显示,土壤 LOC 和酶活性呈显著负相关且互花米草入侵时间越长两者间相关性越低,8 年后无显著相关性。

关键词:河口湿地;互花米草入侵;活性有机碳;酶活性

Responses of soil labile organic carbon and enzyme activity to *Spartina alterniflora* invasion in estuary wetland of Jiaozhou Bay

ZHANG Hanbing, KONG Fanlong, XI Min*, LI Yue, SUN Xiaolin

College of Environmental Science and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China

Abstract: The effects of *Spartina alterniflora* invasion on soil labile organic carbon (LOC) and enzyme (urease, catalase, alkaline phosphatase, invertase) activities were investigated in the Yanghe estuary wetland of Jiaozhou Bay. Soil samples were collected at 0—60 cm depths in different invasion years (0, 1, 5, and 8). The responses of LOC and soil enzyme activity to *Spartina alterniflora* invasion, and the relationship between them, were assessed. The results showed that *Spartina alterniflora* invasion significantly increased LOC contents of the surface layer in comparison to that of the mudflat ($P < 0.05$), and the soil LOC contents increased significantly with the increase of invasion time. Meanwhile, *Spartina alterniflora* invasion also changed the rule of vertical dynamics of LOC contents. Sample plot LOC first showed an increasing trend, and then decreased along the soil profile except that LOC contents of the two plots increased along the entire soil profile. *Spartina alterniflora* invasion increased the soil enzyme activities, but it did not change their distribution rule, as they decreased with increasing soil depth. The variation trend of 4 types of enzyme activities changed with the increase of *Spartina alterniflora* invasion time. The catalase and invertase activities first showed a dramatic increase and then a gradual decrease, but alkaline phosphatase and urease activities gradually increased with the increase in invasion time. Pearson correlation analysis showed that soil labile organic carbon was significantly negatively correlated with enzyme activity, and

基金项目:国家自然科学基金资助项目(41771098);山东省自然科学基金资助项目(ZR2014DQ028, ZR2015DM004)

收稿日期:2017-07-24; **网络出版日期:**2018-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ximin@qdu.edu.cn.

the correlation decreased with the increase of invasion time; it disappeared after 8 years.

Key Words: estuary wetland; *Spartina alterniflora* invasion; labile organic carbon; enzyme activity

土壤活性有机碳(LOC)是土壤中活跃的化学组分,不仅对土壤碳库周转变化的响应敏感,而且直接参与土壤中生物化学转换过程,其分解、矿化过程直接影响微生物和酶的活性^[1-3],近年来已成为土壤、环境、生态学领域关注的焦点和研究的热点。土壤酶参与了土壤 LOC 的分解和转化过程,是土壤生物过程的主要调节者,酶活性的高低直接影响碳循环速率^[4-5]。因此,了解土壤 LOC 和酶活性有助于完善影响土壤碳循环的作用机制。

滨海湿地作为陆地和水域生态系统的过渡带,尽管其占全球陆地总面积比例很小,但其碳固定量是生态系统中最高的,在碳循环中起着重要的作用^[6-8]。已有研究证明,滨海湿地中外来物种的入侵会导致土壤碳循环发生改变^[9],作为典型入侵物种的互花米草(*Spartina alterniflora*)对我国海岸带生态环境及碳循环造成了重大影响而受到广泛关注^[10]。目前关于互花米草入侵对土壤碳和微生物的研究已有大量文献报道,研究主要关注了互花米草对土壤总有机碳及其组分^[9,11-18]、微生物群落种类^[19-20]的影响。对于互花米草入侵对湿地土壤 LOC 和酶活性的影响也开展了一些研究,主要集中在长江口、闽江河口、杭州湾^[15,21-24]等区域,研究中以空间尺度分析为主,内容上重点关注了土壤 LOC 和酶活性的垂直分布特征^[22]及其影响因素^[23-24]。由于互花米草具备高生物量和生产力的特征,随着入侵时间的增加,其对 LOC 和酶活性的影响程度会有明显不同,而当前从入侵时间这一角度上开展 LOC 和酶活性对互花米草入侵响应的研究工作尚未见报道。

本文选取胶州湾洋河口湿地内的互花米草入侵区为研究区域,从时间和空间综合尺度上系统开展土壤 LOC 和土壤酶(土壤碱性磷酸酶、脲酶、蔗糖酶、过氧化氢酶)活性对互花米草入侵的响应研究,旨在进一步研究互花米草入侵年限对湿地土壤活性有机碳和土壤酶活性的影响,为正确评价生物入侵对河口湿地生态系统的影响提供基础数据,同时为相关部门有效管理外来生物入侵提供科学依据。

1 研究样区与实验方法

1.1 研究区域概况

胶州湾湿地(36°03'—36°22'N, 120°06'—120°19'E)是山东半岛面积最大的河口海湾型湿地,已被列入《国家重要湿地名录》。该区域湿地总面积约 $17.76 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 。据青岛市百年气象资料统计,胶州湾湿地年平均降雨量为 900 mm,年均温度 12℃,无霜期 220 d 左右,属于温带季风气候,受海洋季风调节,冬季寒冷干燥、夏季高温多雨,雨热同季,四季分明^[25-26]。本文研究区域设在洋河口,洋河为一条独立入海的天然河道,古称“洋水”。主源位于胶南市(现黄岛区)吕家一带,自西向东,流经胶州市的张应、洋河、九龙、营海四镇,于营房镇村王家滩村东注入胶州湾。河道全长 31 km,流域面积 303 km²,河口宽 85 m。据大村水文站观测,洋河多年平均径流量 6100 万 m³,最大洪峰流量达 608 m³/s^[27]。自 1963 年从国外引进互花米草以来,洋河口湿地逐渐形成典型的互花米草草滩。

1.2 样品采集与分析

利用 GPS 精确定位和现场测量的方法于 2016 年 11 月在洋河口潮滩湿地选取互花米草入侵不同年限下的样地进行采样,根据入侵时间分为 3 个样地:2016 年互花米草入侵处、2012 年互花米草入侵处、2009 年互花米草入侵处,入侵时间分别为 1、5、8 年,分别用 SAF-1、SAF-5、SAF-8 表示。同时选择了相邻的未被互花米草入侵的光滩湿地作为对照样地,用 MF 表示(图 1)。在上述 4 个样地分别用对角线法选择 3 个植被盖度较为一致的 1 m×1 m 的样方进行土壤样品的采集,共布设 12 个采样点。每个样方采用剖面挖掘法采集 0—10、10—20、20—40、40—60 cm 土层土样(待样品风干后,将样方同一层土样混合代表该样点对应土层样品),同时用环刀法取土样,测定不同层次土壤容重,取土后迅速将土壤装入密封袋中带回实验室,在自然条件下风

干,剔除可见的动植物残体等,磨细过 100 目筛储存备用,土壤基本情况见表 1

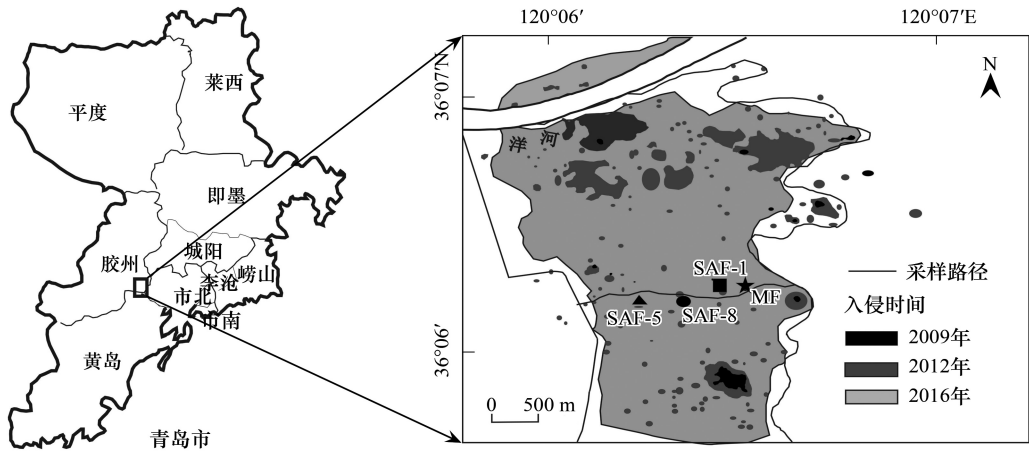


图 1 胶州湾河口湿地采样区域分布

Fig.1 Location of sampling area in the estuary wetland of Jiaozhou Bay

MF:光滩湿地 Mudflat;SAF-1:互花米草入侵 1 年湿地 *S.alterniflora* flat of about 1 years;SAF-5:互花米草入侵 5 年湿地 *S.alterniflora* flat of about 5 years;SAF-8:互花米草入侵 8 年湿地 *S.alterniflora* flat of about 8 years

表 1 样地土壤基本性状

Table 1 Basic chemical properties of the plots

入侵时间 Invasion time/ a	样地编号 Plot number	植被覆盖度 Vegetation fractional cover/%	植被类型 Vegetation form	有机碳 Organic carbon/ (g/kg)	总氮 Total nitrogen/ (g/kg)	总磷 Total phosphorus/ (g/kg)	pH	容重 Volume weight/ (g/cm ³)	含水率 Water content/%
0	MF	0	裸滩	6.25±1.82	32.22±2.91	0—0.33 (±0.02)	8.06±0.28	1.48±0.10	34±2.38
1	SAF-1	12.27	互花米草	6.76±0.81	32.93±5.85	1—0.28 (±0.01)	7.55±0.3	1.47±0.07	30±3.06
5	SAF-5	59.43	互花米草	7.59±0.32	31.44±0.89	5—0.64 (±0.07)	7.38±0.39	0.72±0.06	97.00±2.87
8	SAF-8	71.27	互花米草	9.13±2.74	32.5±4.41	(8—0.48) (±0.07)	7.23±0.35	0.91±0.21	79±8.55

MF:光滩湿地 Mudflat;SAF-1:互花米草入侵 1 年湿地 *S.alterniflora* flat of about 1 years;SAF-5:互花米草入侵 5 年湿地 *S.alterniflora* flat of about 5 years;SAF-8:互花米草入侵 8 年湿地 *S.alterniflora* flat of about 8 years.

1.3 研究方法

土壤活性有机碳的测定采用高锰酸钾氧化法^[28];土壤脲酶活性采用靛酚蓝比色法;土壤蔗糖酶活性采用 3,5-二硝基水杨酸比色法;过氧化氢酶活性采用高锰酸钾滴定法^[29];碱性磷酸酶活性采用磷酸苯二钠比色法确定^[30]。土壤有机碳、总氮、总磷、pH 分别用高锰酸钾外加热法、半微量开式法、钼锑抗比色法、电位法测定^[31]。

1.4 实验数据统计

使用软件 Excel 2007 对实验数据进行初步整理,采用 SPSS 20.0 对整理的数据进行相关性分析,并采用 Origin 7.0、CorelDRAW X7 软件进行绘图。

2 结果与讨论

2.1 土壤活性有机碳含量对互花米草入侵的响应

2.1.1 土壤活性有机碳垂直分布特征

由土壤活性有机碳(LOC)含量垂直分布特征(图 2)可见,互花米草入侵后,样地表层土壤 LOC 含量与光

滩相比明显上升($P<0.05$),且随着入侵时间延长而逐渐增加,该研究结果与王刚等人^[15]报道的互花米草可有效提高表土 LOC 含量的研究结果一致。互花米草入侵改变了 LOC 含量垂直分布规律,SAF-1 样地 LOC 含量与光滩垂直分布规律一致,均表现为沿剖面逐渐上升。SAF-5、SAF-8 样地 LOC 含量均表现为沿剖面向下先增后减的趋势,这 2 种样地 LOC 含量垂直变化范围分别为 5.7—8.1、7.3—8.0 mg/g,SAF-5 样地含量最高土层为 10—20 cm,而 SAF-8 样地 LOC 含量最高为 20—40 cm(表 2)。采用 Duncan 方法对不同土层的 LOC 含量进行多重分析,结果显示 4 种样地各土层间 LOC 含量具有差异性,MF 和 SAF-1 样地 0—20 cm 土层 LOC 含量差异显著($P<0.05$),SAF-5 样地表层土壤差异显著($P<0.05$),而 SAF-8 样地土层 LOC 含量差异不明显。另外,4 种样地 0—60 cm 不同土层 LOC 变异系数在 0.4%—8%(图 3)。根据雷志栋^[32]等通过变异系数(CV)对土壤空间变异性进行划分:CV<10%为弱变异性,10%—100%为中等变异性,CV>100%为强变异性。据此说明,胶州湾河口湿地土壤活性有机碳含量变化属于弱变异。

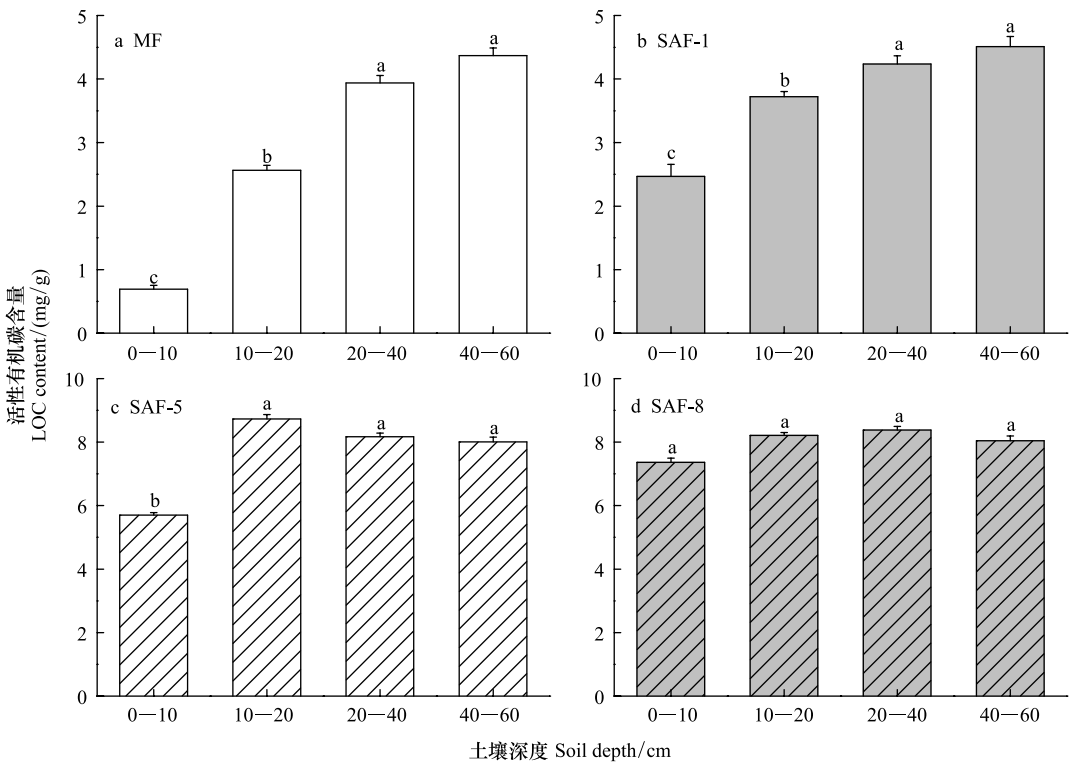


图 2 4 种样地土壤活性有机碳垂直分布特征

Fig.2 Vertical dynamics of soil labile organic carbon(LOC) in 4 types of sample plots

a: 光滩湿地 mudflat;b: 互花米草入侵 1 年湿地 *S. alterniflora* flat of about 1-year;c: 互花米草入侵 5 年湿地 *S. alterniflora* flat of about 5-year;d: 互花米草入侵 8 年湿地 *S. alterniflora* flat of about 8-year

表 2 4 种样地土壤活性有机碳含量

Table 2 The labile organic carbon(LOC) content of the 4 types of sample plots

样地 Plot	最大值 Maximum / (mg/g)	最小值 Minimum / (mg/g)	均值 Mean / (mg/g)	中值 Median / (mg/g)	标准误差 SD	变异系数 CV /%	变幅 Range
MF	4.36	0.69	2.89	3.25	1.655	57.26	5.31
SAF-1	4.51	2.47	3.73	3.98	0.906	24.29	0.83
SAF-5	8.73	5.7	7.65	8.45	1.337	17.48	0.53
SAF-8	8.38	7.36	8.00	8.30	0.448	56.03	0.14

土壤 LOC 垂直分布规律主要与互花米草枯落物和根系分布有关^[33-35]。首先,互花米草入侵后,枯落物以

及根系分泌物的增加导致土壤表层有机碳来源增加,使 LOC 含量提高^[36],并且随着入侵时间延长土壤表层 LOC 表现为累积效应;其次,互花米草入侵初期,其根系主要集中在表层,随着互花米草入侵时间的延长,其根系逐渐向下延伸,改变了不同深度土壤的通透性并促进了微生物活性^[18],从而改变了 LOC 含量垂直分布规律。根据研究结果显示(图 2),SAF-1 样地根系作用影响较弱,影响范围也局限于表层,并未改变分布规律,因此光滩和 SAF-1 样地 10—20 cm 土层 LOC 含量差异显著($P<0.05$)。随着入侵年限的增加,其根系逐渐向下延伸,根系影响作用增强,影响范围增大,导致 SAF-5 样地含量最高土层为 10—20 cm,仅表层土壤 LOC 含量差异性显著($P<0.05$)。另外,互花米草根使得土壤通透性提高而有利于地表大量枯枝落叶经过腐殖化及淋溶过程由表层向深层机械迁移,逐年累积形成稳定的碳源^[37-38],因此 SAF-8 样地深层土壤 LOC 含量较高且各层之间差异性不显著($P>0.05$)。

2.1.2 土壤活性有机碳含量对互花米草入侵年限的响应

由图 4 可以看出 LOC 含量随着互花米草入侵时间的延长而增加,具体表现为 SAF-8>SAF-5>SAF-1>MF, SAF-5 和 SAF-8 含量显著增加。图 5a 表明了随着互花米草入侵时间增加,活性有机碳(LOC)与有机碳(SOC)比例逐渐减小,相关性分析表明 LOC 与 SOC 含量间呈正相关关系(图 5b)。

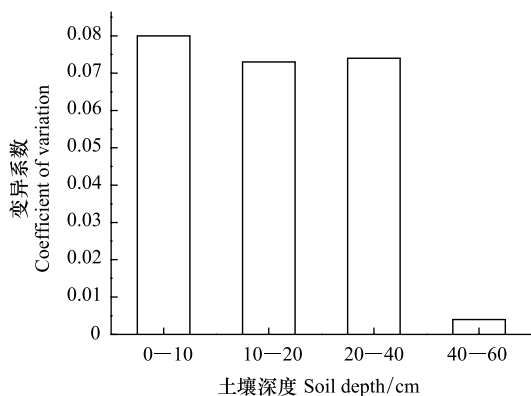


图 3 土壤活性有机碳剖面各层变异系数

Fig.3 The coefficient of variation in each layer of soil labile organic carbon

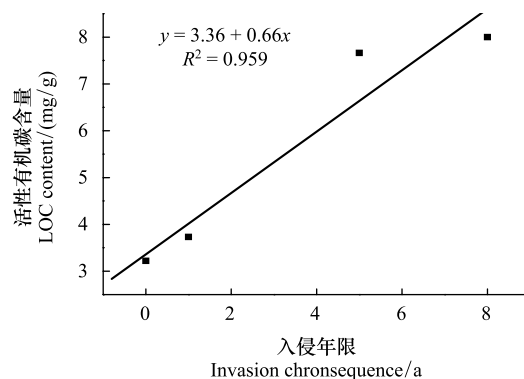


图 4 互花米草入侵不同阶段土壤活性有机碳的含量变化

Fig.4 The content variation of soil labile organic carbon (LOC) after *S. alterniflora* invasion

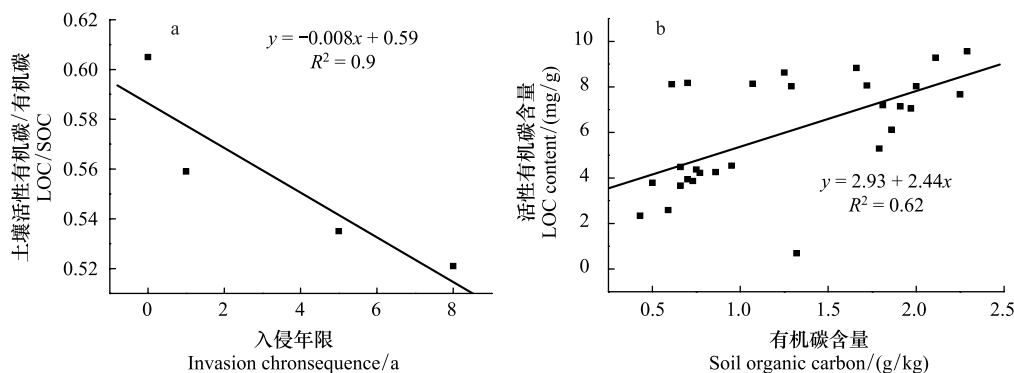


图 5 土壤活性有机碳与有机碳的关系

Fig.5 The relationship of soil labile organic carbon (LOC) and soil organic carbon(SOC)

a:不同湿地土壤活性有机碳与有机碳比例的变化 Variation of the ratio of LOC to SOC in different wetlands;b:土壤活性有机碳与有机碳关系 Relationship between LOC and SOC

互花米草入侵改变了土壤理化性质进而影响土壤微生物的活性,引起土壤各组分一系列的连锁变化^[22]。

首先,随着互花米草入侵年限增长,土壤细颗粒组分变大,使得腐殖化产物和根系分泌物增加^[9]。同时,互花米草入侵后受根系的影响土壤比较疏松,通透性好,有利于微生物呼吸和土壤 CO₂ 的释放,这两个原因导致 LOC 含量不断增加。其次,SAF-1 样地中互花米草对环境条件影响小,入侵 5 年后样地中互花米草进一步扩张发育,滩面高程增加,环境条件变化显著,因此 SAF-5 和 SAF-8 样地土壤 LOC 含量明显增加。LOC 与 SOC 呈正相关关系说明土壤活性有机碳量可能会影响有机碳量^[39-40]。LOC/SOC 随入侵年限增加逐渐降低,这说明虽然入侵后 LOC 含量显著提高,但是降低了土壤 SOC 中的活性组分比例,这与张耀鸿^[40]等研究结果一致。另外,土壤活性有机碳与有机碳的比例(LOC/SOC)可以度量土壤有机碳的质量和稳定程度,该比例小则表示土壤有机碳较稳定^[41],说明互花米草入侵促进了土壤碳库的稳定,也就是说互花米草湿地更有利于土壤有机碳的储存和固定。

2.2 土壤酶活性对互花米草入侵的响应

2.2.1 土壤酶活性垂直分布特征

由土壤不同酶活性垂直分布特征(图 6)可见,与光滩相比,互花米草入侵后 4 种样地土壤酶活性显著提高($P<0.05$),这与孙炳寅等^[42]报道互花米草湿地土壤中酶(脲酶、过氧化氢酶)活性高于光滩的研究结果一致。但互花米草入侵并未改变酶活性沿剖面向下逐渐降低的垂直分布规律,不同样地中 4 种酶活性峰值均出现在 0—10 cm 范围内,这与杨文英等^[21]对互花米草群落酶活性垂直分布特征的研究结果一致。研究区各样地中蔗糖酶和过氧化氢酶活性整体表现均为 SAF-1 样地较高,垂直变化范围分别为 9—36.4 mg/g 和 0.02—0.026 mg KMnO₄ · g⁻¹ · min⁻¹,脲酶和碱性磷酸酶活性最高出现在 SAF-8 样地中,垂直变化范围分别为 6.33—10.23 mg/g 和 4.28—5.52 mg/g。采用 Duncan 方法对 4 种酶不同土层、不同样地进行多重分析,结果显示 4 种酶同一土层不同样地间酶活性差异显著($P<0.05$),同时在同一样地不同土层酶活性也有差异,表现为 SAF-1 样地中蔗糖酶随土壤深度增加变化显著($P<0.05$);SAF-5 样地 4 种酶均随土壤深度变化显著($P<0.05$);SAF-8 样地中除过氧化氢酶外,其余 3 种酶土壤表层酶活性变化显著($P<0.05$),深层土壤酶活性趋于稳定。

土壤酶是具有蛋白质性质的高分子生物催化剂,参与土壤中腐殖质的合成与分解、有机物和动植物及微生物残体的水解与转化,促进土壤中各种有机、无机物质转化与能量交换^[43]。与光滩相比,互花米草所在的土壤中由于其高生物量和高生产力而具有丰富的碳源种类^[33],随着入侵时间的延长,微生物功能群种类增加,酶活性也随之升高,这就使得不同样地酶活性差异显著($P<0.05$)。但是随着土壤剖面的加深,氧气逐渐减少,抑制了微生物活性从而表现出酶活性随土壤深度逐渐降低的趋势。研究表明蔗糖酶和过氧化氢酶活性分别与土壤微生物数量、土壤呼吸强度和土壤 pH 有直接依赖性^[29,44],SAF-1 样地中新生植物根系生长旺盛,良好的土壤通透性使得酶活性较高,随着入侵时间增加,植物根系促使泥沙淤积并提高了土壤蓄水能力,降低了土壤呼吸强度,同时长时间入侵降低了土壤 pH^[45],pH 值超过酶最适范围导致酶活性下降,这就是蔗糖酶和过氧化氢酶活性最高出现在 SAF-1 样地的原因。土壤脲酶和碱性磷酸酶与土壤有机质(有机碳)显著相关^[46],互花米草入侵后土壤中积累了较多的植物残体和腐殖质,有机质含量丰富使得微生物生长旺盛,微生物数量增大导致酶活性上升,随着入侵时间增加,植物生长代谢稳定并通过枯枝落叶向土壤中输送养分,在一定程度上可促进酶活性,因此土壤脲酶和碱性磷酸酶活性在 SAF-8 样地中最高。至于不同土层同一样地中酶活性差异的显著性,主要与酶所属的环境有关,各土层中微生物种类、数量均有所差异,导致酶活性随土壤深度差异性显著,而互花米草长时间入侵,土壤各层均存在大量动植物残体分解产生的过氧化氢,因此各层过氧化氢酶活性差异性不显著($P>0.05$)。

2.2.2 土壤酶活性对互花米草入侵年限的响应

由图 7 可以看出,土壤酶活性在时间上受互花米草植被入侵变化明显,过氧化氢酶和蔗糖酶活性随着入侵时间的增长呈现先急剧增加后逐渐减少的趋势,其值分别为 0.01—0.03 mg KMnO₄ g⁻¹ min⁻¹、9.4—28.5 mg/g,而碱性磷酸酶和脲酶活性随着入侵时间的延长逐渐增加,增长速率缓慢,其值分别为 0.84—2.78、1.8—6.92 mg/g,此研究结果表明随着互花米草入侵时间延长 4 种酶活性发生变化。

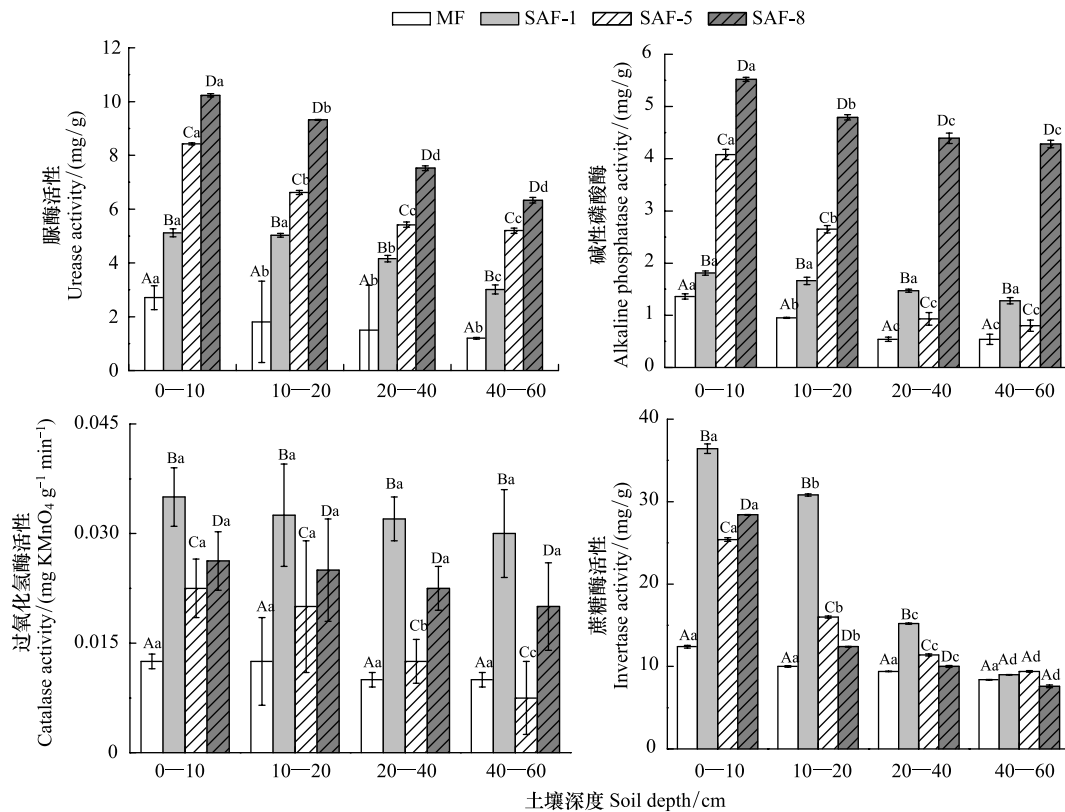


图6 不同酶活性的垂直分布特征

Fig.6 Vertical dynamics of variation enzyme activities

不同大写字母表示同一土层不同样点间差异显著,不同小写字母表示同一土层不同样点间差异显著(单因素方差分析, Duncan 多重比较, $P < 0.05$)

土壤酶主要来源于土壤微生物的活动、植物根系分泌物和动植物残体腐解过程中释放的酶^[47], 土壤中广泛存在的酶类是氧化还原酶类(过氧化氢酶)和水解酶类(蔗糖酶、脲酶、碱性磷酸酶), 其对土壤肥力起重要作用。首先, 过氧化氢酶和蔗糖酶在生物呼吸、代谢过程以及土壤动植物根系分泌、残体分解中起重要作用^[48]。互花米草植被发育过程中不断将碳氮等营养元素送入土壤, 养分逐渐积累, 酶活性也不断增大, 但是随着入侵时间增加, 互花米草根系发达, 密度增加, 滞水能力增强, 而淹水条件抑制了微生物活性^[49], 同时也改变了酶反应过程中土壤酶的电子受体从而影响湿地土壤或沉积物中土壤酶的活性^[50], 导致蔗糖酶和过氧化氢酶活性降低, 因而蔗糖酶和过氧化氢酶活性呈现随入侵时间先增加后降低的趋势; 其次, 研究表明, 土壤脲酶和碱性磷酸酶与土壤碳氮含量、微生物总生物量显著相关^[51], 互花米草入侵初期对土壤酶刺激显著, 在根系泌氧及根系分泌物的作用下微生物大量繁殖, 随着互花米草入侵时间增加, 土壤中酶活性上升, 微生物群落种类增加, 这就是脲酶和碱性磷酸酶活性随时间逐渐增加的原因。

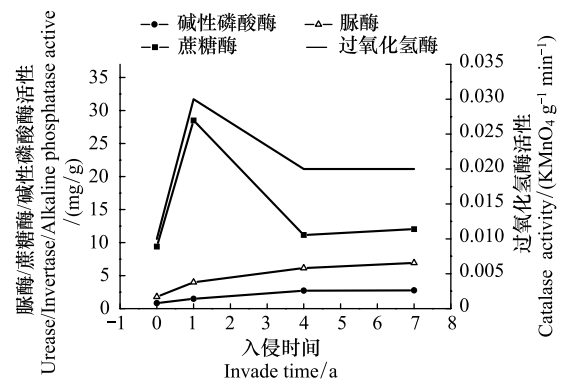


图7 互花米草入侵不同阶段土壤酶活性的变化

Fig.7 The variation of soil enzyme activity after *S. alterniflora* invasion

2.3 土壤活性有机碳和酶活性相关性随互花米草入侵时间的变化

通过 Pearson 相关性分析(表 3)可以看出,随着互花米草入侵时间的增长,LOC 和土壤酶活性的相关性发生了改变;互花米草入侵前的光滩湿地中土壤 LOC 和土壤蔗糖酶活性呈显著负相关($P<0.01$),相关系数高达 0.991;SAF-1 样地中土壤 LOC 和脲酶、碱性磷酸酶均显著负相关,相关系数分别为 0.995 和 0.83;SAF-5 样地中土壤 LOC 和土壤脲酶活性呈显著负相关,相关系数 0.721 低于 SAF-1 湿地相关系数;SAF-8 样地中土壤 LOC 和 4 种酶活性无显著相关性,说明随着互花米草入侵时间延长,土壤 LOC 与酶活性相关性发生改变。

酶是湿地土壤的重要组分,参与湿地营养物质循环转化过程,而引起湿地土壤有机碳库的最初变化主要是活性有机碳部分^[45],因此酶活性的变化在一定程度上影响土壤活性有机碳库的循环转化过程。同时,相关研究表明,土壤 LOC 和酶活性关系密切^[6-7]。首先,互花米草入侵后其植物残体经过微生物分解成尿素进入土壤,而脲酶以尿素为底物,通过为硝化微生物提供养料来改变氮循环,土壤氮含量增加又反过来促进互花米草的生长和生物量分配,研究表明植物生物量会显著影响土壤有机碳组成含量^[14],因此互花米草入侵后 LOC 与脲酶呈显著相关。同时,互花米草根分泌的酸性物质改变了土壤酸碱性,使得 LOC 与碱性磷酸酶显著相关;另外,互花米草入侵初期以土壤养分为主,造成土壤群落组成发生改变,从而造成 LOC 和酶活性相关性改变,长时间入侵互花米草对土壤环境作用复杂,水淹条件、土壤酸碱度还有植被本身的影响可能导致 LOC 和酶活性无相关性,由此可见不同酶在各个入侵阶段受环境影响程度不同,对湿地土壤有机碳库的贡献也不同。

表 3 不同样地土壤活性有机碳与酶活性的相关性分析

Table 3 The correlation analysis between soil labile organic carbon and enzyme activity of variation wetlands

	样地 Sample plot	土壤酶 Soil enzyme			
		脲酶 Urease	碱性磷酸酶 Alkaline phosphatase	蔗糖酶 Invertase	过氧化氢酶 Catalase
活性有机碳	MF	-0.582	-0.887	-0.991 **	-0.284
Labile organic carbon	SAF-1	-0.995 **	-0.830 *	-0.291	0.013
	SAF-5	-0.721 *	-0.573	0.314	-0.448
	SAF-8	-0.217	0.550	-0.031	-0.255

** 在 0.01 水平(双侧)上显著相关 * 在 0.05 水平(双侧)上显著相关

3 结论

洋河口湿地互花米草不同入侵年限对土壤 LOC 含量的影响程度具有差异性。MF、SAF-1、SAF-5、SAF-8 样地 LOC 含量平均值分别为 2.89、3.73、7.64、8.0 mg/g。垂直方向上,互花米草入侵后土壤 LOC 含量明显($P<0.05$)上升,且其改变了 LOC 垂直分布特征规律,除 MF 和 SAF-1 样地表现出沿剖面逐渐上升之外,其他样地表现为沿剖面先上升后下降的趋势;时间上,随着互花米草入侵时间的延长 LOC 含量逐渐增加,SAF-5 和 SAF-8 样地中增加显著。另外,相关性分析表明 LOC 与 SOC 含量间呈正相关关系,LOC 与 SOC 比例逐渐减小。互花米草入侵后增加了土壤碳源输入以及植被的根系分布是 LOC 变化的主要原因。

土壤酶活性对入侵物种互花米草响应敏感。垂直方向上,互花米草入侵后 4 种样地土壤酶活性显著($P<0.05$)提高,但其并未改变酶活性沿剖面向下逐渐降低的垂直分布规律,不同样地中 4 种酶活性峰值均出现在 0—10 cm 范围内;时间上,随着互花米草入侵时间的延长,4 种酶活性发生变化且趋势不同,过氧化氢酶和蔗糖酶活性随着入侵时间的增长呈现先急剧增加后逐渐减少的趋势,而碱性磷酸酶和脲酶活性随着入侵时间的延长逐渐增加,趋势变化小。土壤中碳氮磷等营养元素和微生物功能种类群的变化是酶活性变化的主要原因。

酶活性的变化在一定程度上影响土壤活性有机碳库的循环转化过程。利用 Pearson 相关性分析表明随着互花米草入侵时间延长,LOC 和土壤酶活性的相关性发生了改变,MF、SAF-1、SAF-5 样地中土壤 LOC 分别与蔗糖酶、脲酶和碱性磷酸酶、脲酶呈负相关,相关系数逐渐降低,直至 SAF-8 样地中无显著相关性。这主要

是水淹条件、土壤性质、植物根系等综合作用的结果。

参考文献 (References):

- [1] Ma WW, Wang H, Huang R, Li J Z, Li D Y. Distribution of soil organic carbon storage and carbon density in Gahai Wetland ecosystem. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(3): 738-744.
- [2] 沈宏, 曹志洪, 胡正义. 土壤活性有机碳的表征及其生态效应. *生态学杂志*, 1999, 18(3): 32-38.
- [3] 万忠梅, 郭岳, 郭跃东. 土地利用对湿地土壤活性有机碳的影响研究进展. *生态环境学报*, 2011, 20(3): 567-570.
- [4] Marx M C, Wood M, Jarvis S C. A microplatefluorimetric assay for the study of enzyme diversity in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33(12/13): 1633-1640.
- [5] 万忠梅, 宋长春. 三江平原小叶章湿地土壤酶活性的季节动态. *生态环境学报*, 2010, 19(5): 1215-1220.
- [6] Mélin F, Vantrepotte V. How optically diverse is the coastal ocean? *Remote Sensing of Environment*, 2015, 160: 235-251.
- [7] Hopkinson C S, Cai W J, Hu X P. Carbon sequestration in wetland dominated coastal systems—a global sink of rapidly diminishing magnitude. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2012, 4(2): 186-194.
- [8] Wilson B J, Mortazavi B, Kiene R P. Spatial and temporal variability in carbon dioxide and methane exchange at three coastal marshes along a salinity gradient in a northern Gulf of Mexico estuary. *Biogeochemistry*, 2015, 123(3): 329-347.
- [9] 金宝石, 高灯州, 杨平, 王维奇, 曾从盛. 闽江河口区互花米草入侵不同年限下湿地土壤有机碳变化. *自然资源学报*, 2016, 31(4): 608-619.
- [10] 章莹. 中国沿海滩涂入侵物种互花米草 (*Spartina alterniflora*) 的空间分布及生物质能估测研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2010.
- [11] 李家兵, 张秋婷, 张丽烟, 全川. 闽江河口春季互花米草入侵过程对短叶茳芰沼泽土壤碳氮分布特征的影响. *生态学报*, 2016, 36(12): 3628-3638.
- [12] 张祥霖, 石盛莉, 潘根兴, 李恋卿, 张旭辉, 李志鹏. 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. *地球科学进展*, 2008, 23(9): 974-981.
- [13] 潘婷, 曾六福, 曾从盛, 王维奇. 互花米草入侵对闽江河口裸滩湿地土壤有机碳的影响. *中国水土保持科学*, 2015, 13(1): 84-90.
- [14] 曾艳, 田广红, 陈蕾伊, 李静, 安东, 雷振胜, 唐虹, 彭少麟. 互花米草入侵对土壤生态系统的影响. *生态学杂志*, 2011, 30(9): 2080-2087.
- [15] 王刚, 杨文斌, 王国祥, 刘金娥, 杭子清. 互花米草海向入侵对土壤有机碳组分、来源和分布的影响. *生态学报*, 2013, 33(8): 2474-2483.
- [16] 王丹, 张荣, 熊俊, 郭海强, 赵斌. 互花米草入侵对滨海湿地土壤碳库的贡献——基于稳定同位素的研究. *植物生态学报*, 2015, 39(10): 941-949.
- [17] Zhang Y H, Ding W X, Luo J F, Donnison A. Changes in soil organic carbon dynamics in an Eastern Chinese coastal wetland following invasion by a C_4 plant *Spartina alterniflora*. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(10): 1712-1720.
- [18] Yang W, Yan Y E, Jiang F, Leng F, Cheng X L, An S Q. Response of the soil microbial community composition and biomass to a short-term *Spartina alterniflora* invasion in a coastal wetland of eastern China. *Plant and Soil*, 2016, 408(1/2): 443-456.
- [19] 江旷, 陈小南, 鲍毅新, 李海宏, 施渭渭, 王华, 任鹏. 互花米草入侵对大型底栖动物群落垂直结构的影响. *生态学报*, 2016, 36(2): 535-544.
- [20] Gao S, Du Y F, Xie W J, Gao W H, Wang D D, Wu X D. Environment-ecosystem dynamic processes of *Spartina alterniflora* salt-marshes along the eastern China coastlines. *Science China Earth Sciences*, 2014, 57(11): 2567-2586.
- [21] 杨文英, 邵学新, 梁威, 吴明. 杭州湾湿地土壤酶活性分布特征及其与活性有机碳组分的关系. *湿地科学与管理*, 2011, 7(2): 54-58.
- [22] 张耀鸿, 王艳玲, 李仁英, 朱红霞, 张富存, 黄宾宾, 彭晓丹. 互花米草入侵对潮滩土壤活性有机碳组分的影响. *土壤通报*, 2012, 43(1): 102-106.
- [23] 周军, 肖炜, 钦佩. 互花米草入侵对盐沼土壤微生物生物量和功能群的影响. *南京大学学报: 自然科学版*, 2007, 43(5): 494-500.
- [24] Gao J H, Feng Z X, Chen L, Wang Y P, Feng L B, Li J. The effect of biomass variations of *Spartina alterniflora* on the organic carbon content and composition of a salt marsh in northern Jiangsu Province, China. *Ecological Engineering*, 2016, 95: 160-170.
- [25] 张绪良, 丰爱平, 隋玉柱, 夏东兴. 胶州湾海岸湿地维管束植物的区系特征与保护. *生态学杂志*, 2006, 25(7): 822-827.
- [26] 谢秀凤. 胶州湾典型河口湿地土壤碳氮分布特征[D]. 青岛: 青岛大学, 2015.
- [27] 尹明泉, 李清平, 郭玉强, 袁西龙, 冷梅. 青岛市洋河下游水源地地下水调蓄开采资源评价. *地质调查与研究*, 2008, 31(3): 222-228.
- [28] Blair G J, Lefroy R D B, Lisle L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Australian Journal of Agricultural Research*, 1995, 46(7): 1459-1466.

- [29] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986.
- [30] 赵兰坡, 姜岩. 土壤磷酸酶活性测定方法的探讨. 土壤通报, 1986, 17(3): 138-141.
- [31] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 中国农业科技出版社, 2000.
- [32] Lei Z D, Yang S X, Xu Z R, Vachaud G. Preliminary investigation of the spatial variability of soil properties. Journal of Hydraulic Engineering, 1985, 16(9): 12-23.
- [33] Pezeshki S R. Photosynthesis and root growth in *Spartina alterniflora* in relation to root zone aeration. Photosynthetica, 1998, 34(1): 107-114.
- [34] 吴亚萍. 互花米草(*Spartina alterniflora*)凋落物有机碳原位分解动态[D]. 南京: 南京师范大学, 2015.
- [35] 冯振兴, 高建华, 陈莲, 汪亚平, 高建慧, 白凤龙. 互花米草生物量变化对盐沼沉积物有机碳的影响. 生态学报, 2015, 35(7): 2038-2047.
- [36] 杭子清, 王国祥, 刘金娥, 王刚, 王会. 互花米草盐沼土壤有机碳库组分及结构特征. 生态学报, 2014, 34(15): 4175-4182.
- [37] Zhao Q Q, Bai J H, Liu Q, Lu Q Q, Gao Z Q, Wang J J. Spatial and seasonal variations of soil carbon and nitrogen content and stock in a tidal salt marsh with *Tamarix chinensis* China. Wetlands, 2016, 36(S1): 145-152.
- [38] Yang W, Zhao H, Chen X L, Yin S L, Cheng X L, An S Q. Consequences of short-term C_4 plant *Spartina alterniflora* invasions for soil organic carbon dynamics in a coastal wetland of Eastern China. Ecological Engineering, 2013, 61: 50-57.
- [39] Wen Y, Hui Z, Chen X L, et al. Consequences of short-term C_4 plant *Spartina alterniflora* invasions for soil organic carbon dynamics in a coastal wetland of Eastern China.[J]. Ecological Engineering, 2013, 61(12): 50-57.
- [40] Shi F C, Bao F. Effects of salinity and temperature stress on Ecophysiological characteristics of exotic cordgrass, *Spartina alterniflora*. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(7): 2733-2741.
- [41] 田慎重, 郭洪海, 董晓霞, 董亮, 郑东峰, 孙泽强, 王学君, 刘盛林. 耕作方式转变和秸秆还田对土壤活性有机碳的影响. 农业工程学报, 2016, 32(S2): 39-45.
- [42] 孙炳寅, 朱长生. 互花米草(*Spartina alterniflora*)草场土壤微生物生态分布及某些酶活性的研究. 生态学报, 1989, 9(3): 240-244.
- [43] 张焱华, 吴敏, 何鹏, 余贵连, 吴炳孙, 韦家少. 土壤酶活性与土壤肥力关系的研究进展. 安徽农业科学, 2007, 35(34): 11139-11142.
- [44] 孙慧, 张建锋, 胡颖, 王雷, 陈光才. 土壤过氧化氢酶对不同林分覆盖的响应. 土壤通报, 2016, 47(3): 605-610.
- [45] 白静, 严锦钰, 何东进, 蔡金标, 王韧, 游魏斌, 肖石红, 侯栋梁, 李威威. 互花米草入侵对闽东滨海湿地红树林土壤理化性质和酶活性的影响. 北京林业大学学报, 2017, 39(1): 70-77.
- [46] 万忠梅, 吴景贵. 土壤酶活性影响因子研究进展. 西北农林科技大学学报: 自然科学版, 2005, 33(6): 87-92.
- [47] Aon M A, Colaneri A C. II. Temporal and spatial evolution of enzymatic activities and physico-chemical properties in an agricultural soil. Applied Soil Ecology, 2001, 18(3): 255-270.
- [48] 罗英, 孙辉, 唐学芳, 唐亚. 珠穆朗玛峰北坡土壤过氧化氢酶与蔗糖酶活性研究. 土壤学报, 2007, 44(6): 1144-1147.
- [49] Zhao Q Q, Bai J H, Liu P P, Gao H F, Wang J J. Decomposition and carbon and nitrogen dynamics of *Phragmites australis* litter as affected by flooding periods in coastal wetlands. CLEAN-Soil, Air, Water, 2015, 43(3): 441-445.
- [50] 刘存歧, 王伟伟, 李贺鹏, 陆健健. 湿地生态系统中土壤酶的研究进展. 河北大学学报: 自然科学版, 2005, 25(4): 443-448.
- [51] 周俊国, 杨鹏鸣. 不同肥料对土壤脲酶和碱性磷酸酶活性的影响. 西南农业学报, 2012, 25(2): 577-579.