

文章编号: 1674-5566(2023)04-0750-13

DOI:10.12024/jsou.20200503059

南汇东滩湿地不同植被类型土壤酶时空分布特征

武鹏玲¹, 吴铭轩², 胡 阳¹, 何 宁¹, 王沁怡¹, 张生乐¹, 汪茂秋¹, 钟胜财^{1,2}, 方淑波^{1,2}

(1. 上海海洋大学 海洋生态与环境学院, 上海 201306; 2. 上海海洋大学 水环境与生态工程研究中心, 上海 201306)

摘 要: 依据植被空间分布的差异, 研究 2019 年上海南汇东滩海三棱藨草植被区、互花米草植被区、互花米草-海三棱藨草植被混合区以及光滩区等 4 个不同区域土壤酶的差异及其影响因素。结果如下: 南汇东滩海三棱藨草湿地中不同植被类型土壤酶活性不同, 脲酶活性的大小顺序为海三棱藨草区>光滩区>互花米草区>混合区, 土壤蔗糖酶活性的大小顺序为海三棱藨草区>互花米草区>混合区>光滩区, 碱性磷酸酶活性的大小顺序为光滩区>海三棱藨草区>混合区>互花米草区, 过氧化氢酶的大小顺序为混合区>海三棱藨草区>互花米草区>光滩区; 混合植被区脲酶和蔗糖酶活性低于单一植被区, 互花米草入侵降低了脲酶蔗糖酶活性, 降低了海三棱藨草湿地的土壤肥力; 不同植被类型区域土壤酶活性受环境因子影响不同, 植被类型决定了土壤肥力进而影响了酶活力。

关键词: 海三棱藨草; 互花米草; 生物入侵; 土壤酶; 土壤肥力

中图分类号: X 171.4 **文献标志码:** A

受 21 世纪初大规模的围垦工程影响, 南汇东滩的景观结构和湿地生态系统发生了显著变化^[1-2]。海三棱藨草 (*Scirpus mariqueter*) 是莎草科 (Cyperaceae) 藨草属 (*Scirpus*) 的一个杂交种, 是分布在长江三角洲滩涂的特有本土湿地植物^[3], 广泛分布于南汇东滩及崇明、长兴、横沙群岛的滩涂湿地^[4]。海三棱藨草具有重要的生态价值^[5-7], 近年来, 由于陆源污染、城市化、围垦和生物入侵等原因, 海三棱藨草在长三角的分布区大大减少^[8-9]。如何恢复海三棱藨草湿地成为研究的一个热点^[10]。

土壤酶作为土壤生态系统的组分之一, 是生态系统的生物催化剂, 也是土壤有机体的代谢动力, 与土壤理化性质、土壤类型、施肥、耕作以及其他农业措施等密切相关^[11-12], 是土壤有机物分解的限制步骤, 在土壤物质循环和能量转化过程中起重要作用^[13-14], 控制着湿地生态系统的物质循环^[15]。

目前关于湿地微生物和酶的相关研究侧重

于水文条件与其群落结构特征的关系, WANG 等^[16]在识别湿地不同水位下的土壤微生物群落结构研究中发现湿地长期处于淹没状态, 导致微生物生物量和结构发生了重大变化, 土壤养分对微生物群落与水文梯度的关系也有显著影响。HUANG 等^[17]通过研究不同土地利用类型的淡水湿地潜在的酶活性变化, 很好地解释了微生物群落组成与土壤属性的关系, 酶活性变化受土壤属性影响大于微生物群落构成。另外, 关于湿地微生物与地化循环的联合研究也是目前的一大热点, 主要包括湿地碳氮磷的生物地化循环及其微生物的作用等方面^[18]。

互花米草 (*Spartina alterniflora*) 的入侵及其防控是多年来滨海湿地研究的热点方向^[19-20], 目前关于互花米草的入侵研究多是关于入侵后土壤、植被、鸟类和底栖动物等的生理生化特征等方面^[21-26], 关于入侵微观机制的研究相对较少。本文从海三棱藨草湿地土壤酶时空分布特征为切入点, 探究海三棱藨草湿地被互花米草入侵后

收稿日期: 2020-05-24 修回日期: 2021-06-22

基金项目: 国家重点科研项目(2017YFC0506002); 国家基础研究项目(2013CB430400); 上海市海洋局科研项目(沪海科 2015-02)

作者简介: 武鹏玲(1992—), 女, 硕士研究生, 研究方向为滨海湿地土壤修复。E-mail: 775317752@qq.com

通信作者: 方淑波, E-mail: bsfang@fudan.edu.cn

版权所有 ©《上海海洋大学学报》编辑部(CC BY-NC-ND 4.0)

Copyright © Editorial Office of Journal of Shanghai Ocean University (CC BY-NC-ND 4.0)

<http://www.shhydx.com>

土壤酶活力与土壤肥力响应特征,以期为互花米草防控及海三棱藨草湿地的修复提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

南汇东滩是长江口与杭州湾水沙交换的主要场所^[27-28],本文研究区域南汇边滩潮间带位于 30° 51' 27" N ~ 30° 52' 10" N, 121° 55' 06" E ~ 121° 56' 42" E(图 1)。研究区属北亚热带季风气候,四季分明,夏季高温多雨、冬季温和湿润,雨

量充沛,年降水量 1 000 mm 以上,常年受风影响较大^[29]。

2017 年与 2018 年在南汇东滩湿地进行了植被类型调研(图 2~图 5)。以 1 号口作为标记点,海三棱藨草植被分布多集中在点 3-1 至点 3-3 附近,互花米草区多分布在 4-1 与 5-1 区域。根据 2019 年高程分布图(图 6)将研究的植被区分成 3 个采样区(图 7):藨草区(B)点 3-2、互花米草区(M)点 4-1、植被混合区(H)点 3-3。设置光滩区作为对照组(GT)2-4。

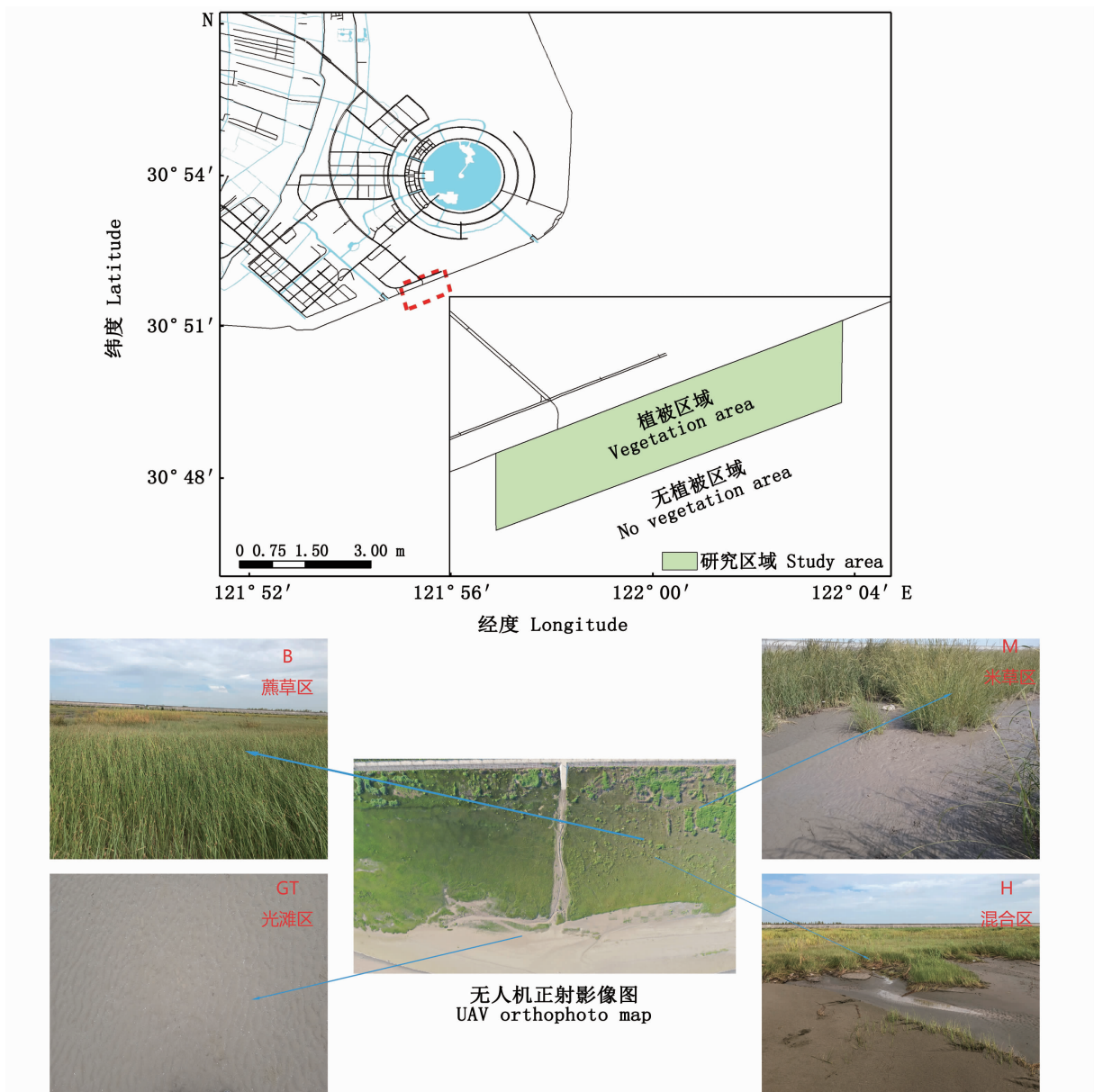


图 1 实验区域位置示意图
Fig. 1 Schematic diagram of the experimental area

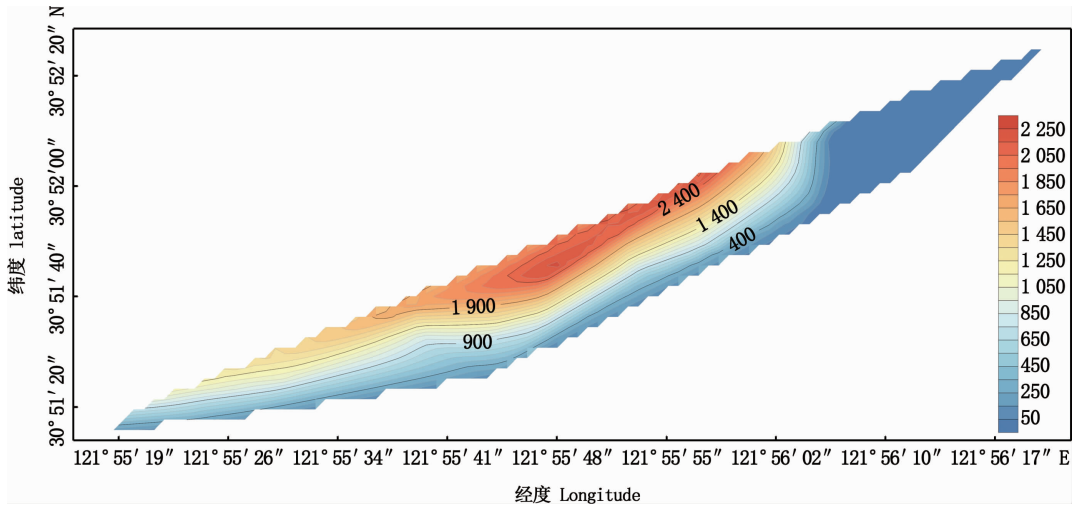


图 2 2017 年秋季海三棱藨草植被密度分布图 (单位:株)
 Fig. 2 Spatial pattern of *Scirpus Mariqueter* in autumn 2017 (Units: strains)

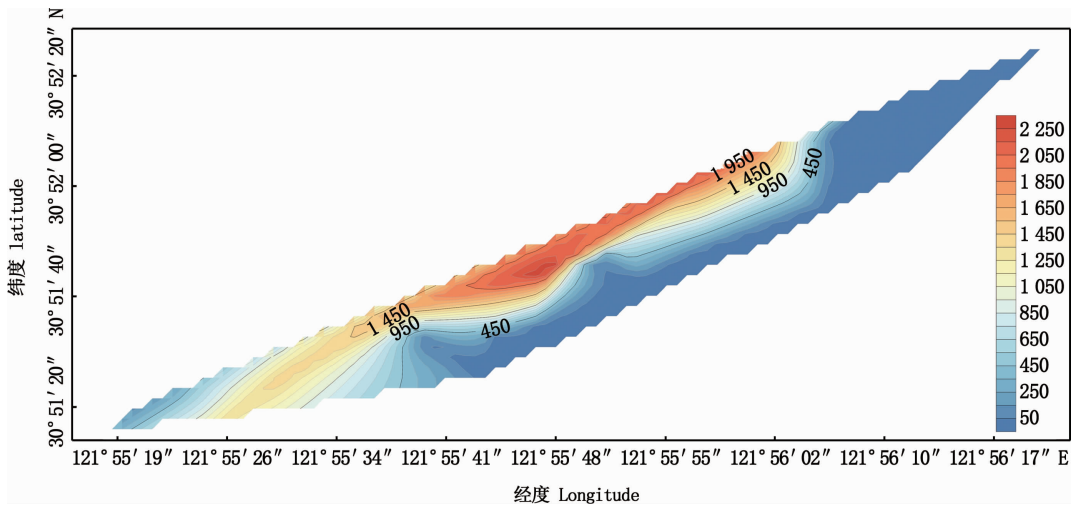
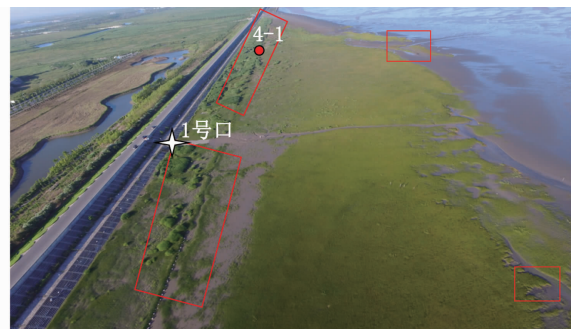


图 3 2018 年秋季海三棱藨草植被密度分布图 (单位:株)
 Fig. 3 Spatial pattern of *Scirpus Mariqueter* in autumn 2018 (Units: strains)



红色框内为互花米草分布区。
Spartina alterniflora is distributed in the red frame.

图 4 2017 年 9 月互花米草植被分布图
 Fig. 4 Spatial Pattern of *Spartina alterniflora* in September 2017



红色框内为互花米草分布区。
Spartina alterniflora is distributed in the red frame.

图 5 2018 年 9 月互花米草植被分布图
 Fig. 5 Spatial Pattern of *Spartina alterniflora* in September 2018

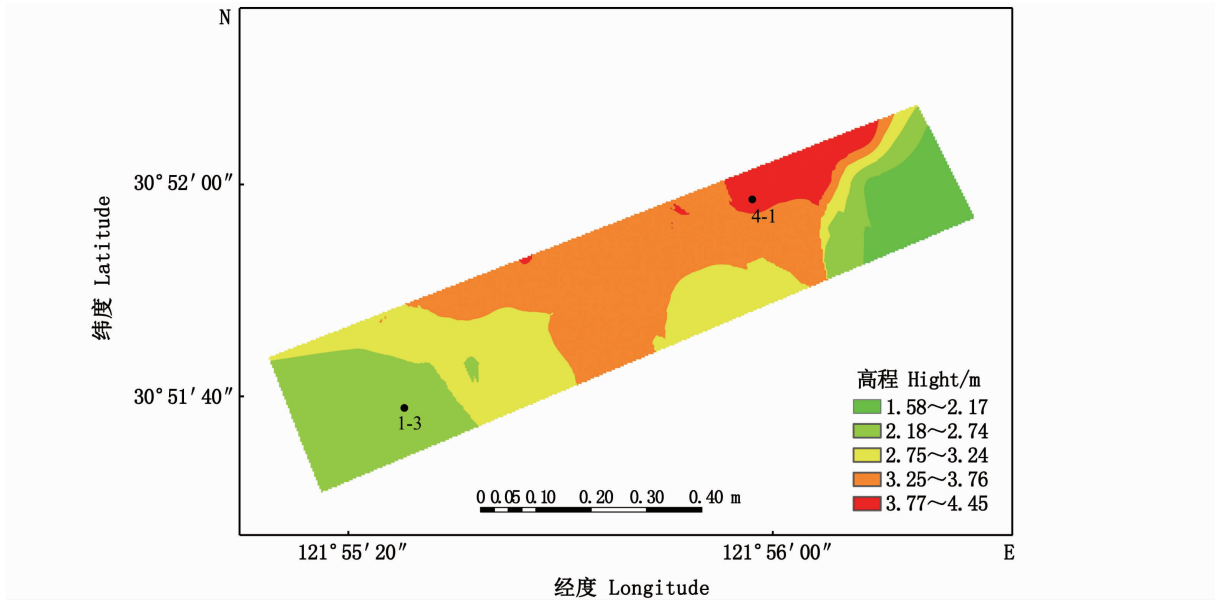


图 6 2019 年 4 月海三棱藨草湿地高程示意图
 Fig. 6 Elevation diagram of *Scirpus Mariqueter* wetland in April of 2019

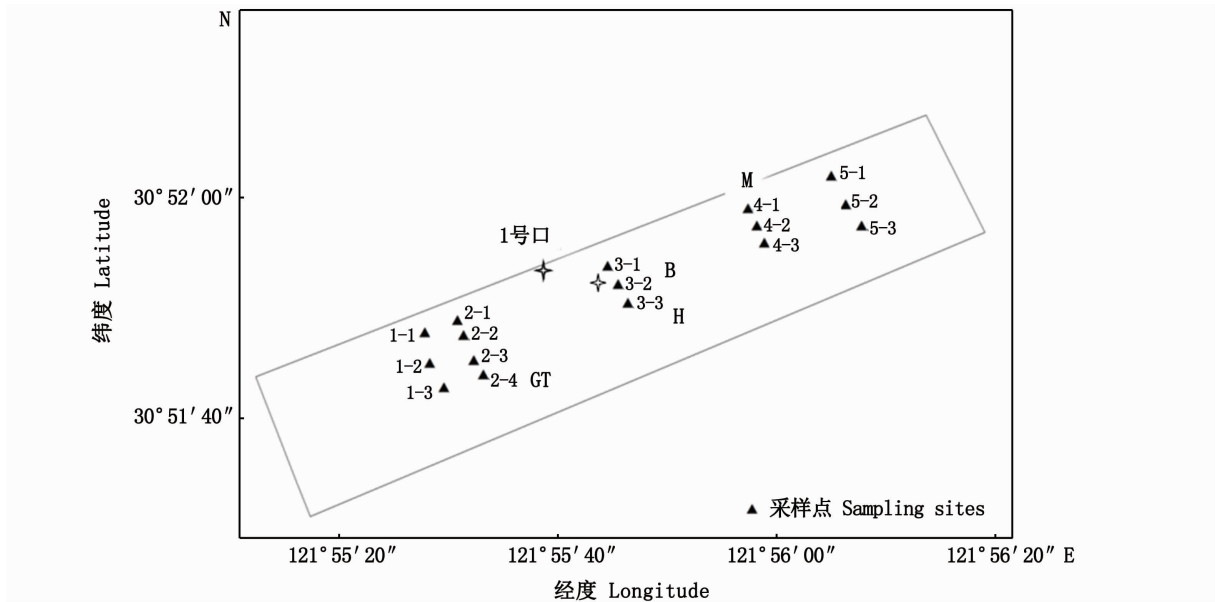


图 7 采样点
 Fig. 7 Sampling site

1.2 样品采集方法

1.2.1 土壤采集方法

于 2019 年 5 月、8 月、10 月、12 月按季度对研究区进行土壤采集,采用 5 点采样法对每个采

样点进行离地表 25 cm 立体土样挖掘,用密封袋将土壤带回实验室放置于 -20 °C 冰箱保存,用于土壤理化因子测定(表 1)。

表 1 样品编号
Tab. 1 Number of samples

采样区域 Station	时间 Time	编号 No.
蔗草区 B	5月	B-5
	8月	B-8
	10月	B-10
	12月	B-12
互花米草区 M	5月	M-5
	8月	M-8
	10月	M-10
	12月	M-12
混合区 H	5月	H-5
	8月	H-8
	10月	H-10
	12月	H-12
光滩区 GT	5月	GT-5
	8月	GT-8
	10月	GT-10
	12月	GT-12

1.2.2 土壤酶活性测定

土壤脲酶(SUE)主要催化土壤中有机态氮素向无机态氮的转化过程(例如将尿素水解成二氧化碳和氨),从而在一定程度上决定了土壤中氮素的有效性。土壤脲酶活性采用苯酚-次氯酸钠比色法测定,以24 h每千克土产生的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 量表示^[30]。碱性磷酸酶(SAKP)是植物或者微生物释放到土壤中用于分解各种有机磷脂,并释放出自由态磷酸根的关键土壤酶。土壤碱性磷酸酶的测定采用磷酸苯二钠比色法,其活性以每克土壤24 h释放的酚量来表示^[31-32]。过氧化氢酶(SCAT)分解土壤中对植物有害的过氧化氢,在一定程度上反映土壤中腐殖质的再合成强度,还可以反映植物对有害物质的净化能力。采用高锰酸钾滴定法测定过氧化氢酶^[30]。蔗糖酶(SSC)参与土壤碳的周转和循环,把土壤中的多糖分解为能被土壤微生物和植物吸收利用的葡萄糖和果糖。采用3,5-二硝基水杨酸比色法测定蔗糖酶,蔗糖酶每种指标用无土壤及无酶进行对照,重复3次。使用SPSS 18对酶活性数据进行整理,用Pearson相关系数分析土壤理化因子与酶活性相关性,系数的绝对值与1越接近越具有显著性。

1.2.3 土壤理化性质测定

土壤样品有机碳(TOC)的测定采用重铬酸钾氧化-分光光度法(HJ 615—2011),总氮的测

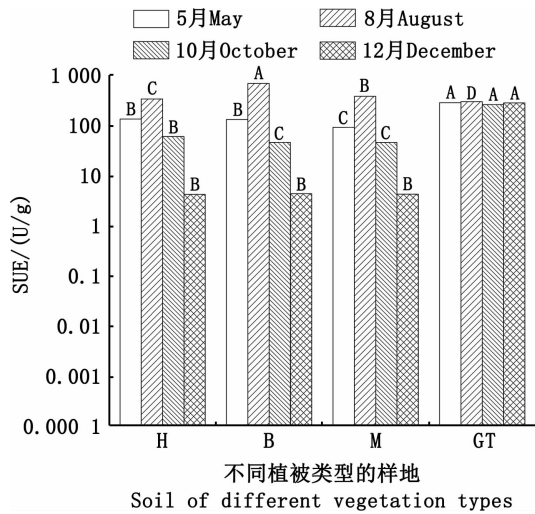
定采用凯氏定氮法(HJ 717—2014),总磷(TP)的测定采用碱熔钼锑抗分光光度法(HJ 632—2011)。硝态氮(Nitrate)与亚硝态氮(Nitrite)的测定采用紫外分光光度法。盐度的测定通过电导率法(Conductivity)定量。含水率(Moisture)的测定方法参照文献[33]。所有数据均先用Excel 2010进行预处理。使用SPSS 18进行双因素分析、多重比较和相关性分析,差异水平定义为显著差异 $P<0.05$,极显著差异 $P<0.01$,试验数据以平均值 \pm 标准差表示。

2 结果与分析

2.1 南汇东滩海三棱蔗草湿地不同植被区土壤酶活性特征

脲酶活性最大值高低顺序为海三棱蔗草区>光滩区>互花米草区>混合区(图8),不同植被类型的样地土壤脲酶活性均随季节变化而变化,先升高再降低,在8月达到最大值,12月降至最低值(图8)。无植被的光滩对照区,土壤脲酶活性全年基本持平,且酶活力高于植被覆盖区。3种植被类型样地土壤中,海三棱蔗草植被区脲酶活性远高于其他植被类型的土壤,最大可达到687.707 U/g。脲酶活性在3个不同植被类型样地土壤中8月、10月有显著性差异($P<0.05$),在5月和12月无显著性差异($P>0.05$)。在植被混合区土壤脲酶活性最大值为338.190 U/g<互花米草植被区<海三棱蔗草植被区。脲酶活性在海三棱蔗草湿地(除光滩外的植被区)变化范围为4.228~687.707 U/g。

土壤蔗糖酶活性最大值高低顺序为海三棱蔗草区>互花米草区>混合区>光滩区(图9);土壤蔗糖酶在不同植被类型土壤中随季节变化而升高,在12月达到最大值(图9)。无植被的光滩对照区,土壤蔗糖酶活性全年基本持平,且酶活性远低于植被覆盖区。土壤蔗糖酶活性各个月份在每种植被类型样地土壤中存在显著差异($P<0.05$)。在互花米草区和海三棱蔗草区蔗糖酶活性最大值为17.03 U/g和17.64 U/g,差异显著($P<0.05$)。在植被混合区土壤脲酶活性最大值为14.88 U/g<互花米草植被区<海三棱蔗草植被区。蔗糖酶在南汇东滩湿地(除光滩外的植被区)土壤中活性变化范围为8.432~21.638 U/g。

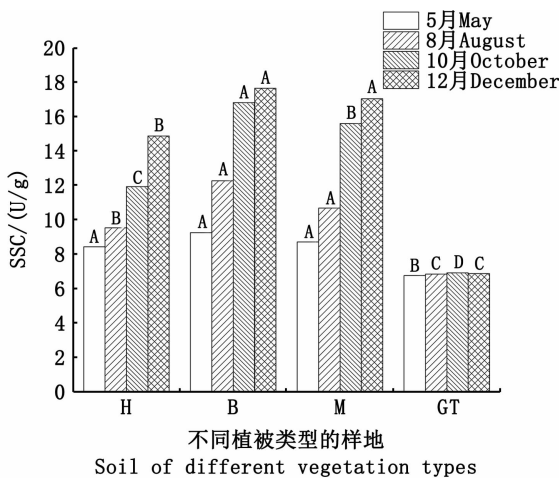


不同大写字母表示同一月份不同土壤类型酶活性有差异, $P < 0.05$ 。

Different capital letters indicate different enzyme activities of different soil types in the same month, $P < 0.05$.

图 8 不同植被类型样地土壤脲酶活性变化特征

Fig. 8 Change characteristics of urease activity in soil of different vegetation types



不同大写字母表示同一月份不同土壤类型酶活性有差异, $P < 0.05$ 。

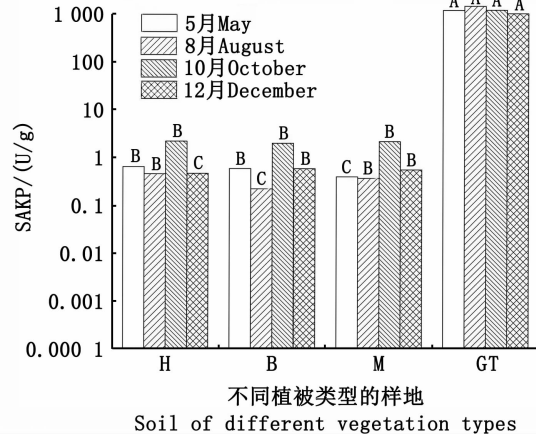
Different capital letters indicate different enzyme activities of different soil types in the same month, $P < 0.05$.

图 9 不同植被类型样地土壤蔗糖酶活性变化特征

Fig. 9 Change characteristics of sucrose activity in soil of different vegetation types

碱性磷酸酶活性最大值高低顺序为光滩区>海三棱藨草区>混合区>互花米草区(图 10),在 3 个样地土壤中碱性磷酸酶活性均是随季节变化夏季先降低秋季再升高冬季再降低,在 10 月达到最大值(图 10)。无植被的光滩对照区,土壤碱性磷酸酶活性全年基本持平,且酶活性高于植被覆盖

区。土壤碱性磷酸酶活性各个月份在每种植被类型样地土壤中存在显著差异($P < 0.05$)。在南汇东滩海三棱藨草湿地(除光滩外的植被区)土壤中碱性磷酸酶活性范围为 0.319~3.194 U/g。



不同大写字母表示同一月份不同土壤类型酶活性有差异, $P < 0.05$ 。

Different capital letters indicate different enzyme activities of different soil types in the same month, $P < 0.05$.

图 10 不同植被类型土壤中碱性磷酸酶活性变化特征
Fig. 10 Change characteristics of alkaline phosphatase activity in soil of different vegetation types

过氧化氢酶活性高低顺序为混合区>海三棱藨草区>互花米草区>光滩区(图 11),过氧化氢酶活性在 5 个样地中季节性变化分为了两组:海三棱藨草和植被混合区是随季节变化而升高的,在 12 月达到最大值(图 11)。土壤中过氧化氢酶变化范围为 7.135 ~ 30.103 U/g。

在无植被的光滩区域和互花米草植被区,过氧化氢酶活性随季节先增加然后在 12 月降低且酶活性水平低于植被覆盖区。互花米草植被区土壤过氧化氢酶活性和光滩区变化一致都是随季节变化先升高再降低,在夏季 8 月达到最大值 9.813 U/g,且同一季节不同植被类型样地土壤过氧化氢酶活性有显著差异。

2.2 海三棱藨草湿地不同植被类型样地各季节土壤理化因子特征

海三棱藨草植被区土壤有机质四季变化为先降低再升高,12 月达到最大值 7.93 g/kg。氨态氮则是随季节变化升高,10 月达到最大值 22.30 mg/kg,12 月降至最小值 6.91 mg/kg。硝态氮含量则是随季节先降低再升高,10 月达到最大值 1304.3 mg/kg 后再降低。全磷含量随季节

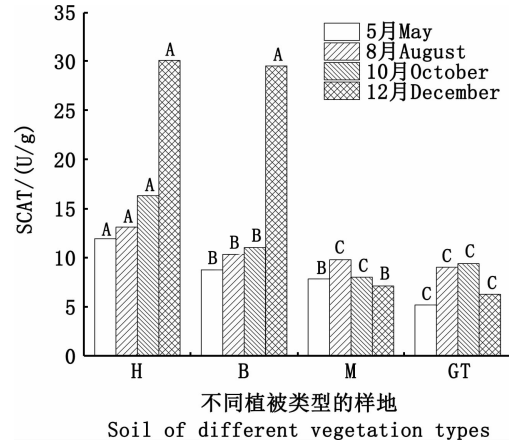
变化先升高后降低,在10月达到最大值6.41 mg/kg。盐度则是随季节变化先降低后升高,12月达到最大值1591.6 mg/L(表2)。

互花米草植被区土壤有机质含量随季节变化而升高,12月达到最大值7.81 g/kg。氨态氮含量则随季节先升高后降低再升高,12月达到最大值14.3 mg/kg。硝态氮含量和海三棱藨草植被区土壤变化规律一致,5月最高含量为539.71 mg/kg。全磷含量则是8月达到最大值10.1 mg/kg。盐度则是随季节变化先降低后升高,12月达到最大值1523.0 mg/L(表2)。

植被混合区土壤有机质含量则是先由1月最大7.49 g/kg降低到10月2.01 g/kg,12月再升高。氨态氮含量则是先升高后降低,8月达到最大值11.36 mg/kg。硝态氮含量和氨态氮含量变化趋势一致,先升高后降低,8月达最大值195.1 mg/kg。全磷含量则是呈现降低趋势,到12月再上升,5月最大含量为7.03 mg/kg。盐度则是呈现从5月到8月逐渐降低,12月达到最大值3235.0 mg/L(表2)。

光滩区域土壤有机质含量先由1月最小1.57 g/kg累积到12月3.25 g/kg。氨态氮含量则是随着季节变化不断降低,即使8月偶有升

高,12月达到最低值7.66 mg/kg。硝态氮含量和氨态氮含量变化趋势一致,随着季节变化逐步降低,12月达最小值229.71 mg/kg。全磷含量则是呈现季节性变化,夏季升高,冬季降低,10月有最大累积值4.26 mg/kg。盐度呈现逐月升高的趋势,12月达到最大值583.0 mg/L(表2)。



不同大写字母表示同一月份不同土壤类型酶活性有差异, $P < 0.05$ 。

Different capital letters indicate different enzyme activities of different soil types in the same month, $P < 0.05$.

图11 不同植被类型土壤中过氧化氢酶活性变化特征

Fig. 11 Change characteristics of catalase activity in soil of different vegetation types

表2 不同植被类型样地土壤理化因子数值
Tab.2 Soil physical and chemical factors of different vegetation types

样地 Sample	时间 Time	有机质 Organic matter/ (g/kg)	氨态氮 Ammonia nitrogen/ (mg/kg)	硝态氮 Nitrate nitrogen/ (mg/kg)	全磷 Total phosphorus/ (mg/kg)	盐度 Salinity/ (mg/L)
海三棱藨草区 B	5月 May	3.99±1.03	16.13±2.65	830.85±710.30	1.18±0.32	900.40±87.97
	8月 August	2.45±0.80	14.24±8.48	495.06±265.51	5.18±0.90	602.20±61.51
	10月 October	1.40±0.55	22.30±10.18	304.30±218.90	6.41±0.93	538.80±61.51
	12月 December	7.93±2.12	6.91±2.11	149.00±70.21	3.75±1.90	1591.60±848.26
互花米草区 M	5月 May	1.02±0.08	6.20±1.70	539.71±398.41	1.18±0.32	627.80±15.72
	8月 August	1.45±0.09	11.34±3.78	181.55±59.69	10.10±2.09	382.60±31.07
	10月 October	1.65±0.10	4.08±0.12	437.94±366.20	7.01±2.80	689.40±82.15
	12月 December	7.81±2.75	14.30±0.72	300.02±135.37	7.70±1.40	1523.00±236.15
混合区 H	5月 May	7.49±1.51	7.07±4.89	11.04±8.21	7.03±3.57	1146.00±109.29
	8月 August	6.66±1.20	11.36±4.77	195.10±54.15	5.44±1.91	1029.00±97.00
	10月 October	2.01±0.79	10.23±2.95	162.25±44.28	3.57±1.01	964.00±223.08
	12月 December	5.28±1.90	7.93±2.79	100.18±14.78	4.75±0.79	3235.00±4023.55
光滩 GT	5月 May	1.36±0.12	20.20±0.72	765.65±35.07	1.67±0.07	206.30±4.64
	8月 August	1.57±0.07	10.52±0.24	218.19±2.11	2.04±0.31	228.33±5.44
	10月 October	3.07±0.05	11.77±0.41	374.76±9.56	4.26±0.65	488.67±4.99
	12月 December	3.25±0.08	7.66±0.22	229.71±5.59	2.56±0.01	583.00±5.72

各土壤理化因子含量的最大值在四大植被区的排序:有机质为 B>M>H>GT;氨态氮为 B>

GT>M>H;硝态氮为 B>GT>M>H;全磷为 M>H>B>GT;盐度为 B>M>H>GT。总体来看混合区肥

力是 3 种植被区中肥力最差的区域,互花米草入侵降低了海三棱藨草湿地的土壤肥力。

2.3 土壤因子与酶活性的相关性分析

在海三棱藨草植被区,对土壤酶活性与土壤理化因子的相关性进行分析见表 3。土壤蔗糖酶和过氧化氢酶均与有机质、全磷、氨态氮和盐度

存在极显著负相关($P<0.01$)。过氧化氢酶与硝态氮存在极显著正相关($P<0.01$)。脲酶与氨态氮、盐度和全磷存在极显著正相关($P<0.01$),与硝态氮呈显著正相关($P<0.05$)。碱性磷酸酶活性则与有机质、盐度和全磷呈极显著正相关($P<0.01$),与氨态氮呈显著正相关($P<0.05$)。

表 3 海三棱藨草植被区土壤理化因子与土壤酶之间的 Pearson 系数

Tab. 3 Pearson coefficient between soil physical and chemical factors and soil enzymes in the vegetation area of *Scirpus mariqueter*

指标 Index	有机质 Organic matter	氨态氮 Ammonia nitrogen	硝态氮 Nitrate nitrogen	全磷 Total phosphorus	盐度 Salinity
蔗糖酶 Sucrase	-0.698 **	-0.383 *	0.228	-0.999 **	-0.583 **
过氧化氢酶 Catalase	-0.651 **	-0.082 **	0.515 **	-0.966 **	-0.377 *
脲酶 Urease	0.293	0.901 **	0.479 *	0.710 **	0.680 **
碱性磷酸酶 Alkaline phosphatase	0.605 **	0.438 *	-0.169	0.9934 **	0.669 *

注: * 表示显著相关, $P<0.05$; ** 表示极显著相关 $P<0.01$ 。

Notes: * indicates a significant correlation, $P<0.05$; ** indicates an extremely significant correlation, $P<0.01$.

在互花米草植被区,土壤酶活性与土壤理化因子的相关性分析见表 4。土壤蔗糖酶活性与氨态氮和全磷存在显著正相关($P<0.05$),与有机质、盐度存在极显著正相关($P<0.01$)。土壤过氧化氢酶活性与全磷存在显著正相关($P<0.05$),与盐度

存在显著负相关($P<0.05$)。土壤脲酶与有机质存在显著负相关($P<0.05$),与盐度存在极显著负相关($P<0.01$),与氨态氮存在极显著正相关($P<0.01$),与全磷呈显著正相关($P<0.05$)。碱性磷酸酶活性则与氨态氮呈显著负相关($P<0.05$)。

表 4 互花米草植被区土壤理化因子与土壤酶之间的 Pearson 系数

Tab. 4 Pearson coefficient between soil physical and chemical factors and soil enzymes in the vegetation area of *Spartina alterniflora*

指标 Index	蔗糖酶 Sucrase	过氧化氢酶 Catalase	脲酶 Urease	碱性磷酸酶 Alkaline phosphatase
有机质 Organic matter	0.789 **	-0.082	-0.380 *	-0.156
氨态氮 Ammonia nitrogen	0.381 *	-0.109	0.940 **	-0.565 **
硝态氮 Nitrate nitrogen	-0.059	-0.214	-0.126	0.134
全磷 Total phosphorus	0.349 *	0.364 *	0.316 *	0.099
盐度 Salinity	0.813 **	-0.312 *	-0.564 **	-0.070

注: * 表示显著相关, $P<0.05$; ** 表示极显著相关 $P<0.01$ 。

Notes: * indicates a significant correlation, $P<0.05$; ** indicates an extremely significant correlation, $P<0.01$.

在混合植被区对土壤酶活性与土壤理化因子的相关性分析见表 5。土壤蔗糖酶活性与有机质和全磷存在极显著负相关($P<0.01$),与盐度存在显著负相关($P<0.05$)。过氧化氢酶活性与盐度存在极显著正相关($P<0.01$)。脲酶活性与有机质含量和氨态氮含量呈极显著正相关($P<0.01$)。碱性磷酸酶与全磷存在极显著正相关($P<0.01$)。

在光滩区域对土壤酶活性与土壤理化因子

的相关性分析见表 6。土壤蔗糖酶活性与土壤有机质含量呈显著正相关($P<0.05$),与硝态氮存在极显著正相关($P<0.01$),与全磷存在显著负相关($P<0.05$)。过氧化氢酶活性与土壤盐度和有机质含量存在极显著正相关($P<0.01$)。脲酶活性与有机质含量和氨态氮含量呈极显著正相关($P<0.01$),与土壤全磷含量和盐度呈极显著负相关($P<0.01$)。碱性磷酸酶与有机质存在显著正相关($P<0.05$)。

表 5 混合植被区土壤理化因子与土壤酶之间的 Pearson 系数

Tab. 5 Pearson coefficient between soil physical and chemical factors and soil enzymes in mixed vegetation area

指标 Index	蔗糖酶 Sucrase	过氧化氢酶 Catalase	脲酶 Urease	碱性磷酸酶 Alkaline phosphatase
有机质 Organic matter	-0.854 **	0.003	0.500 **	-0.184
氨态氮 Ammonia nitrogen	0.062	-0.073	0.437 **	-0.211
硝态氮 Nitrate nitrogen	0.089	-0.121	0.180	-0.281
全磷 Total phosphorus	-0.523 **	-0.210	0.297	0.450 **
盐度 Salinity	-0.352 *	0.467 **	0.072	0.123

注: * 表示显著相关, $P < 0.05$; ** 表示极显著相关 $P < 0.01$ 。

Notes: * indicates a significant correlation, $P < 0.05$; ** indicates an extremely significant correlation, $P < 0.01$.

表 6 光滩区土壤理化因子与土壤酶之间的 Pearson 系数

Tab. 6 Pearson coefficient between soil physical and chemical factors and soil enzymes in the bare beach area

指标 Index	蔗糖酶 Sucrase	过氧化氢酶 Catalase	脲酶 Urease	碱性磷酸酶 Alkaline phosphatase
有机质 Organic matter	0.388 *	0.485 **	0.076	0.357 *
氨态氮 Ammonia nitrogen	0.271	-0.271	0.651 **	-0.066
硝态氮 Nitrate nitrogen	0.428 **	-0.159	0.755 **	-0.025
全磷 Total phosphorus	-0.375 *	0.228	-0.763 **	-0.030
盐度 Salinity	0.079	0.618 **	-0.568 **	-0.168

注: * 表示显著相关, $P < 0.05$; ** 表示极显著相关 $P < 0.01$ 。

Notes: * indicates a significant correlation, $P < 0.05$; ** indicates an extremely significant correlation, $P < 0.01$.

比较 4 种样地的土壤粒径(表 7)可以得出光滩土壤粒径季节变化较大,秋季土壤粒径孔隙最大。在滨海湿地中植被生长的地方,黏质土会多于沙质土,用于植被根系固定生长,底栖动物也会在此生存觅食,而黏质土粒径小于沙质土粒径,土壤粒径越小,越适宜植被和底栖动物生存。

由表 7 也可印证这一结论,在海三棱藨草区,植物生长季 5—10 月,土壤粒径小于互花米草植被区和混合区。海三棱藨草的存在促进了海滩淤泥沉积,互花米草虽然有固岸护堤的作用,但是由于其根系过于发达,造成根系泥土以沙质为主,黏质土较少。

表 7 各植被区域土壤粒径(D50)

Tab. 7 Soil particle size in different vegetation areas (D50)

样地 Sample	5 月 May	8 月 August	10 月 October	12 月 December
海三棱藨草区 B	401.589 ^c	531.741 ^b	155.915 ^c	816.391 ^a
互花米草区 M	841.861 ^a	846.739 ^a	271.750 ^b	611.981 ^b
混合区 H	806.792 ^b	711.060 ^d	744.321 ^a	739.677 ^d
光滩 GT	150.815 ^d	220.203 ^c	711.367 ^a	190.134 ^c

注: D50 表示该颗粒群的粒度大小; a, b, c 代表各数值之间是否存在显著差异 ($P < 0.05$)。

Notes: Scientists have traditionally agreed to use D50 to represent the size of the particle group; a, b, and c represent whether there are significant differences among various values ($P < 0.05$).

对比光滩酶活性与各土壤理化因子间的相互关系,可得出在不同植被类型的影响下土壤酶活性与土壤理化因子相关性各不相同,只有部分相关性呈现一致,例如盐度与蔗糖酶在海三棱藨草区、互花米草区和植被混合区均呈现显著负相关而在光滩区则无相关性。

3 讨论

3.1 不同植被类型对土壤酶活性的决定作用

蔗糖酶和脲酶活性都是海三棱藨草植被区高于其他植被群落区域,这表明植被多样性的存在有利于土壤肥力的增加,这与前人的研究^[32-34]

相一致,且相对互花米草,海三棱藨草更具有护岸固沙、增加土壤肥力的作用^[22,25]。海三棱藨草植被区脲酶活性最高,这可能与植物类型相关,海三棱藨草是在氮过剩的环境下生长迅速的植物,张骞等^[35]研究发现长江口潮滩湿地土壤氮含量未达到抑制海三棱藨草生长的浓度。植被混合区、海三棱藨草植被区与互花米草植被区在蔗糖酶、脲酶、碱性磷酸酶土壤酶活性四季变化趋势是一致的。脲酶活性在 8 月海三棱藨草植被区达最大值,脲酶活性通常与氮循环有关^[20],受温度、水分和天气影响较大^[36],8 月处于高温季节,土壤温度上升,故而有最大值。碱性磷酸酶在混合植被区 10 月达最大值,8 月和 10 月是高温和湿润的季节,植物通常处于生长旺季或者授粉结实季,而南汇东滩的互花米草和海三棱藨草均处于生长最旺盛的阶段,故而土壤酶活性增加是正常的,这与覃勇荣等^[34]的研究发现相一致。蔗糖酶的最大值出现在 12 月,蔗糖酶活性与碳活动有关^[12],12 月是植物死亡凋零的季节^[7],植物地上部分腐烂增加了有机碳的含量,故而土壤的蔗糖酶活性在 12 月达到最大值。

蔗糖酶、脲酶在混合植被区有最小值,说明互花米草入侵抑制了氮循环和碳循环,这与廖成章^[25]的研究结果一致。碱性磷酸酶活性在混合植被区有所增加,在互花米草区有最大值,而在海三棱藨草植被区有最小值,这说明互花米草的入侵增加了碱性磷酸酶活性。

过氧化氢酶季节变化趋势在互花米草植被区表现出不同,在 8 月达最大值,其他两植被区则是在 12 月达最大值。过氧化氢酶表征土壤中腐殖质再合成强度,这可能与互花米草物候有关,互花米草一般 220 d 左右开花,但是在低纬度高温情况下会提前开花进入结实期^[37],南汇东滩 8 月处于低纬度高温环节,故而提前开花结实可能是影响过氧化氢酶活性不同的原因,且互花米草区过氧化氢酶活性表现与光滩区呈现一致性,再次强调了互花米草作为入侵植物对土壤肥力毫无增益。

3.2 土壤酶活性与土壤养分之间的相互影响

在三大植被区酶活性和土壤理化因子的相关性都不同,植被类型影响了土壤养分进一步影响了土壤酶活性^[38]。脲酶活性在海三棱藨草区和互花米草植被区与环境因子的相关性呈现完

全相反的趋势,在互花米草区均呈现正显著的相关性,而海三棱藨草植被区则呈现全部的负相关性和不显著性,并且在植被混合区蔗糖酶活性呈现的相关性与海三棱藨草植被区是一致的。脲酶活性在两大植被区与盐度的相关性表现相反,海三棱藨草区脲酶活性与盐度呈正相关性,盐度可表征土壤含水率,脲酶对含氮有机质的水解有促进作用,与海三棱藨草湿地参与地球氮循环有密切关系^[39]。对比单一植被区和混合植被区发现脲酶活性在海三棱藨草植被区>互花米草植被区>混合植被区。互花米草的入侵降低了脲酶活性,这可能与土壤含水率有关,含水率高促进了含氮有机质水解。

土壤蔗糖酶活性在三者的混合植被区最低。蔗糖酶与土壤活性碳循环相关^[40],可在一定程度表征植物糖分代谢,互花米草入侵降低了蔗糖酶活性,这可能与土壤属性无关,即植被类型是导致土壤蔗糖酶活性变化的主要因素。

过氧化氢酶在两大单一群落植被区也与全磷呈现相反相关性。互花米草植被区的过氧化氢酶活性四季变化与海三棱藨草植被区呈现巨大差异,8 月达到最大值,酶活性与全磷呈显著正相关。过氧化氢酶能参与土壤过氧化物的分解,防止对生物体的毒性作用,其活性与土壤有机质含量有关^[41]。互花米草植被区在 8 月达最大的有机质积累,10 月有机碳累积量减少,与过氧化氢酶活性表现一致。

碱性磷酸酶活性在海三棱藨草植被区与混合植被区都与全磷呈正相关性,而在互花米草植被区呈负相关性。碱性磷酸酶能水解土壤有机磷,在土壤磷素转化以及生物调节过程中有重要作用^[42]。反而互花米草植被区有高于其他两区的最大碱性磷酸酶活性。综合过氧化氢酶和碱性磷酸酶的结果猜测互花米草植被快速扩张的原因是由于矿物质磷转化为有机磷的过程活跃于海三棱藨草植被区,有机质含量高,互花米草植被生长迅速。结合土壤粒径来看,虽然互花米草入侵促进了磷这一有机质较高的累积,但是对于土壤性质和综合土壤肥力并没有达成增益效果,反而降低了土壤肥力和土壤保水保肥能力。故而进一步推断互花米草植被参与地球化学循环的途径不只是土壤微生物这一个。对于这种现象还需要更多的监测数据来印证。

参考文献:

- [1] 付桂. 长江口南汇边滩短期冲淤变化分析[J]. 水运工程, 2018(11): 97-103, 137.
FU G. Short-term morphological process of the Nanhui mudflat in the Yangtze River estuary[J]. Port & Waterway Engineering, 2018(11): 97-103, 137.
- [2] 赵建春, 李九发, 李占海, 等. 长江口南汇嘴潮滩短期冲淤演变及其动力机制研究[J]. 海洋学报, 2009, 31(4): 103-111.
ZHAO J C, LI J F, LI Z H, et al. Researches on characteristics and dynamic mechanism of short-term scouring and silting changes of the tidal flat on Nanhui Spit in the Changjiang Estuary in China[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2009, 31(4): 103-111.
- [3] 陈中义. 长江口海三棱藨草的生态价值及利用与保护[J]. 河南科技大学学报(自然科学版), 2005, 26(2): 64-67.
CHEN Z Y. Ecological value of *Scirpus mariqueter* grassland and its utilization strategy in Yangtze River Estuary [J]. Journal of Henan University of Science and Technology (Natural Science), 2005, 26(2): 64-67.
- [4] 赵萌, 印春生, 厉成伟, 等. Miseq 测序分析围垦后海三棱藨草湿地土壤微生物群落多样性的季节变化[J]. 上海海洋大学学报, 2018, 27(5): 718-727.
ZHAO M, YIN C S, LI C W, et al. Using Miseq sequencing to analyze seasonal soil microbial community dynamics in reclaimed *Scirpus mariqueter* coastal wetlands[J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2018, 27(5): 718-727.
- [5] 韩大勇, 杨永兴, 杨杨, 等. 湿地退化研究进展[J]. 生态学报, 2012, 32(4): 1293-1307.
HAN D Y, YANG Y X, YANG Y, et al. Advances in wetland degradation research [J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(4): 1293-1307.
- [6] 蔡赫, 卞少伟. 崇明东滩海三棱藨草资源现状及保护对策[J]. 绿色科技, 2014(10): 9-10, 14.
CAI H, BIAN S W. The resources status and protection countermeasures of *Scirpus mariqueter* in Chongming Dongtan [J]. Journal of Green Science and Technology, 2014(10): 9-10, 14.
- [7] 张利权, 雍学葵. 海三棱藨草种群的物候与分布格局研究[J]. 植物生态学与地植物学学报, 1992, 16(1): 43-51.
ZHANG L Q, YONG X K. Studies on phenology and spatial distribution pattern of *Scirpus mariqueter* population[J]. Acta Phytocologica et Geobotanica Sinica, 1992, 16(1): 43-51.
- [8] 陶燕东, 钟胜财, 厉成伟, 等. 南汇东滩湿地海三棱藨草的生态修复效果研究[J]. 海洋湖沼通报, 2018(5): 40-49.
TAO Y D, ZHONG S C, LI C W, et al. A study on the effect of ecological restoration and reconstruction of *Scirpus mariqueter* community: a case of Nanhui coasts [J]. Transactions of Oceanology and Limnology, 2018 (5): 40-49.
- [9] 杨永兴. 国际湿地科学研究的主要特点、进展与展望[J]. 地理科学进展, 2002, 21(2): 111-120.
YANG Y X. Main characteristics, progress and prospect of international wetland science research [J]. Progress in Geography, 2002, 21(2): 111-120.
- [10] 倪刚. 外来种互花米草对海三棱藨草竞争的限制性因子研究[D]. 上海: 上海大学, 2013.
NI G. Studies on the sensitive limiting factors of competition between exotic invasive plant *Spartina alterniflora* and *Scirpus mariqueter*[D]. Shanghai: Shanghai University, 2013.
- [11] 张咏梅, 周国逸, 吴宁. 土壤酶学的研究进展[J]. 热带亚热带植物学报, 2004, 12(1): 83-90.
ZHANG Y M, ZHOU G Y, WU N. A review of studies on soil enzymology [J]. Journal of Tropical and Subtropical Botany, 2004, 12(1): 83-90.
- [12] 王理德, 王方琳, 郭春秀, 等. 土壤酶学研究进展[J]. 土壤, 2016, 48(1): 12-21.
WANG L D, WANG F L, GUO C X, et al. Review: progress of soil enzymology[J]. Soil, 2016, 48(1): 12-21.
- [13] MITSCH W J, CRONK J K, WU X Y, et al. Phosphorus retention in constructed freshwater riparian marshes [J]. Ecological Applications, 1995, 5(3): 830-845.
- [14] PANG X Y, BAO W K, ZHANG Y M. Evaluation of soil fertility under different cupressus chengiana forests using multivariate approach [J]. Pedosphere, 2006, 16(5): 602-615.
- [15] 刘存歧, 王伟伟, 李贺鹏, 等. 湿地生态系统中土壤酶的研究进展[J]. 河北大学学报(自然科学版), 2005, 25(4): 443-448.
LIU C Q, WANG W W, LI H P, et al. Recent progress in studies on soil enzymes in wetland ecosystem[J]. Journal of Hebei University (Natural Science Edition), 2005, 25(4): 443-448.
- [16] WANG L X, YAN B X, PRASHER S O, et al. The response of microbial composition and enzyme activities to hydrological gradients in a riparian wetland [J]. Journal of Soils and Sediments, 2019, 19(12): 4031-4041.
- [17] HUANG L L, HU W J, TAO J, et al. Soil bacterial community structure and extracellular enzyme activities under different land use types in a long-term reclaimed wetland[J]. Journal of Soils and Sediments, 2019, 19(5): 2543-2557.
- [18] YAO L, RASHTI M R, BROUGH D M, et al. Stoichiometric control on riparian wetland carbon and nutrient dynamics under different land uses [J]. Science of the Total Environment, 2019, 697: 134127.
- [19] 王卿. 长江口盐沼植物群落分布动态及互花米草入侵的影响[D]. 上海: 复旦大学, 2007.
WANG Q. The dynamics of plant community distribution of the salt marshes in the Yangtze River estuary as influenced by *Spartina alterniflora* invasions [D]. Shanghai: Fudan

- University, 2007.
- [20] 布乃顺, 胡悦, 杨骁, 等. 互花米草入侵对长江河口湿地土壤理化性质的影响[J]. 长江流域资源与环境, 2017, 26(1): 100-109.
BU N S, HU Y, YANG X, et al. Effects of *Spartina alterniflora* invasion on soil physical and chemical properties in wetlands of the yangtze river estuary [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2017, 26(1): 100-109.
- [21] 王卿. 互花米草在上海崇明东滩的入侵历史、分布现状和扩张趋势的预测[J]. 长江流域资源与环境, 2011, 20(6): 690-696.
WANG Q. *Spartina alterniflora* invasion in Chongming Dongtan, Shanghai: history, status and prediction [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2011, 20(6): 690-696.
- [22] 王睿照. 互花米草入侵对崇明东滩盐沼底栖动物群落的影响[D]. 上海: 华东师范大学, 2010.
WANG R Z. Impacts of *Spartina alterniflora* invasion on the benthic communities of saltmarshes in Chongming Dongtan, Shanghai [D]. Shanghai: East China Normal University, 2010.
- [23] 布乃顺, 杨骁, 黎光辉, 等. 互花米草入侵对长江口湿地土壤碳动态的影响[J]. 中国环境科学, 2018, 38(7): 2671-2679.
BU N S, YANG X, LI G H, et al. Effects of *Spartina alterniflora* invasion on soil carbon dynamics in wetlands of the Yangtze River Estuary [J]. China Environmental Science, 2018, 38(7): 2671-2679.
- [24] 徐晓军. 崇明东滩大型底栖动物群落的生态学研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2006.
XU X J. The ecology study of macrobenthos community in Dongtan of Chongming Island [D]. Shanghai: East China Normal University, 2006.
- [25] 廖成章. 外来植物入侵对生态系统碳、氮循环的影响: 案例研究与整合分析[D]. 上海: 复旦大学, 2007.
LIAO C Z. The effects of invasive alien plants on ecosystem carbon and nitrogen cycles: a case study of *Spartina alterniflora* invasion in the Yangtze Estuary and a Meta-analysis [D]. Shanghai: Fudan University, 2007.
- [26] 肖德荣. 长江河口盐沼湿地外来物种互花米草扩散方式与机理研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2010.
XIAO D R. Study on spreading patterns and mechanism of an invasive *Spartina alterniflora* on the salt marshes in the Yangtze Estuary [D]. Shanghai: East China Normal University, 2010.
- [27] 齐雪莲. 上海南汇东滩圈围场地地表水系合理布局设计[J]. 水资源开发与管理, 2020(1): 49-53.
QI X L. Reasonable layout and design of surface water system in the enclosure of Nanhui Dongtan circle area in Shanghai [J]. The Global Seabuckthorn Research and Development, 2020(1): 49-53.
- [28] 杨海飞, 张志林, 李伯昌. 长江口-杭州湾悬沙浓度的空间分布特征研究[J]. 上海国土资源, 2019, 40(2): 70-74.
YANG H F, ZHANHG Z L, LI B C. Study of the spatial pattern of suspended sediment concentration in the Yangtze Estuary and Hangzhou Bay [J]. Shanghai Land & Resources, 2019, 40(2): 70-74.
- [29] 钟胜财. 南汇东滩海三棱藨草群落的生态演替及其影响因素[D]. 上海: 上海海洋大学, 2019.
ZHONG S C. Ecological succession and its influencing factors of *Scirpus mariqueter* community in Nanhui Coasts [D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2019.
- [30] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 中国农业出版社, 1986.
GUAN S Y. Soil enzymes and their research methods [M]. Beijing: China Agriculture Press, 1986.
- [31] 李振高, 骆永明, 滕应. 土壤与环境微生物研究法[M]. 北京: 科学出版社, 2008.
LI Z G, LUO Y M, TENG Y. Study methods of soil and environmental microorganism [M]. Beijing: Science Press, 2008.
- [32] 付宇童, 高珊, 王伟全, 等. 纳米富勒烯对土壤酶活性和微生物群落的影响[J]. 环境科学学报, 2020, 40(1): 242-250.
FU Y T, GAO S, WANG W Q, et al. Effects of nano-fullerene on soil enzyme activities and microbial community [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2020, 40(1): 242-250.
- [33] 莫莉. 露天煤矿开采对典型草原土壤环境及生态系统稳定性的影响[D]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2019.
MO L. Effects of open-pit coal mining on soil environment and ecosystem stability of typical grassland [D]. Hohhot: Inner Mongolia University, 2019.
- [34] 覃勇荣, 白新高, 刘旭辉. 桂西北岩溶地区不同植被土壤养分及微生物生理类群数量的季节变化[J]. 江苏农业科学, 2019, 47(24): 273-280.
QIN Y R, BAI X G, LIU X H. Seasonal variation of soil nutrient and microbial physiology function groups under different vegetation in karst area of northwestern Guangxi [J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2019, 47(24): 273-280.
- [35] 张骞, 李秀珍, 张运清, 等. 长江口湿地氮施加对海三棱藨草生长及生理特性的影响[J]. 草地学报, 2017, 25(1): 115-121.
ZHANG Q, LI X Z, ZHANG Y Q, et al. Effects of nitrogen addition on growth and physiological characters of *Scirpus mariqueter* in the Yangtze River Estuary [J]. Acta Agrestia Sinica, 2017, 25(1): 115-121.
- [36] 陈伟霖. 珠江口秋茄湿地氮循环及其对环境胁迫响应的研究[D]. 广州: 广州大学, 2018.
CHEN W L. Study on nitrogen circle and its response to environmental stress of *Kandelia obovata* wetland at Pearl River Estuary [D]. Guangzhou: Guangzhou University, 2018.
- [37] 陈欣淙. 大尺度纬度梯度下外来入侵植物互花米草的开花物候格局研究[D]. 厦门: 厦门大学, 2018.

- CHEN X C. The flowering phenology pattern of the invasive *Spartina alterniflora* across latitudinal gradient in China[D]. Xiamen: Xiamen University, 2018.
- [38] 闫丽娟, 王海燕, 李广, 等. 黄土丘陵区4种典型植被对土壤养分及酶活性的影响[J]. 水土保持学报, 2019, 33(5): 190-196, 204.
- YAN L J, WANG H Y, LI G, et al. Effects of four typical vegetations on soil nutrient and enzymes activities in Loess Hilly Region[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2019, 33(5): 190-196, 204.
- [39] YANG K, ZHU J J, YAN Q L, et al. Soil enzyme activities as potential indicators of soluble organic nitrogen pools in forest ecosystems of Northeast China[J]. Annals of Forest Science, 2012, 69(7): 795-803.
- [40] 姚兰, 张焕朝, 胡立煌, 等. 黄山不同海拔植被带土壤活性有机碳、氮及其与酶活性的关系[J]. 浙江农林大学学报, 2019, 36(6): 1069-1076.
- YAO L, ZHANG H C, HU L H, et al. Soil labile organic carbon and nitrogen and their relationship with enzyme activities in different vegetation zones along an altitudinal gradient on Mount Huangshan[J]. Journal of Zhejiang A&F University, 2019, 36(6): 1069-1076.
- [41] 聂阳意, 王海华, 李晓杰, 等. 武夷山低海拔和高海拔森林土壤有机碳的矿化特征[J]. 应用生态学报, 2018, 29(3): 748-756.
- NIE Y Y, WANG H H, LI X J, et al. Characteristics of soil organic carbon mineralization in low altitude and high altitude forests in Wuyi Mountains, southeastern China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, 29(3): 748-756.
- [42] 徐传红, 卢明星, 范弟武, 等. 湿地围垦对土壤碱性磷酸酶动力学特征的影响[J]. 浙江农林大学学报, 2020, 37(3): 522-530.
- XU C H, LU M X, FAN D W, et al. Effects of wetland reclamation on kinetic characteristics of soil alkaline phosphatase[J]. Journal of Zhejiang A&F University, 2020, 37(3): 522-530.

Spatiotemporal patterns of soil enzymes in different vegetation types in the Dongtan wetland of Nanhui

WU Pengling¹, WU Mingxuan², HU Yang¹, HE Ning¹, WANG Qinyi¹, ZHANG Shengle¹, WANG Maoqiu¹, ZHONG Shengcai^{1,2}, FANG Shubo^{1,2}

(1. College of Marine Ecology and Environment, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. Research Center of Water Environment & Ecological Engineering, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

Abstract: The spatial and temporal distribution of soil enzymes and their influencing factors were studied in the east wetland of Nanhui, Shanghai in 2019. Based on the differences in the spatial distribution of vegetation, the differences and influencing factors of soil enzymes in four different regions, including the *Scirpus mariqueter* area, *Spartina alterniflora* area, the mixed vegetation area of *Spartina alterniflora* area and *Scirpus mariqueter* area, and the area of bare tidal flats, were studied. The results are as follows: In the Dongtan wetland of Nanhui, the activities of different soil enzymes varied among different vegetation types, and the order of urease activity was *Scirpus mariqueter* area > bare beach area > *Spartina alterniflora* area > mixed area, the order of soil invertase activity was *Scirpus mariqueter* area > *Spartina alterniflora* area > mixed area > bare beach area, the order of alkaline phosphatase activity was bare beach area > *Scirpus mariqueter* area > mixed area > *Spartina alterniflora* area, and the order of catalase activity was mixed area > *Scirpus mariqueter* area > *Spartina alterniflora* area > bare beach area; The activities of urease and invertase in the mixed vegetation area were lower than those in the single vegetation area, and the invasion of *Spartina alterniflora* reduced the activities of urease and invertase, thereby reducing the soil fertility of the Dongtan wetland of *Scirpus mariqueter*; The activities of soil enzymes in different vegetation types were influenced by different environmental factors, and the vegetation type determined the soil fertility, which in turn affected the enzyme activity.

Key words: *Scirpus mariqueter*; *Spartina alterniflora*; biological invasion; soil enzyme; soil fertility