

# 互花米草入侵对闽江口湿地土壤磷形态及释放风险的影响

安婉丽<sup>1,3</sup>, 高灯州<sup>1,3</sup>, 刘晴晴<sup>1</sup>, 王志萍<sup>1</sup>, 陈 菁<sup>1</sup>, 曾从盛<sup>1,2,3</sup>

(1. 福建师范大学地理科学学院,福州 350007;2. 湿润亚热带生态—地理过程教育部重点实验室,福州 350007;3 福建师范大学亚热带湿地研究中心,福州 350007)

**摘要:** 选取闽江河口鱗鱼滩裸滩湿地和互花米草入侵裸滩湿地土壤为研究对象,测定其磷形态以及吸附特性,探讨互花米草入侵下裸滩湿地土壤磷赋存形态、吸附特性及其潜在释放风险的变化。结果表明:无机磷(IP)是 2 种湿地类型土壤磷的主要形态,分别占裸滩和互花米草湿地土壤总磷(TP)含量的 61.40%和 61.01%;互花米草入侵裸滩湿地后,土壤中总磷、无机磷、铁铝磷(Fe/Al-P)和钙磷(Ca-P)含量总体上显著增加,其增加比例分别为 12.58%,9.49%,11.11%和 5.32%,而有机磷(Org P)含量无显著变化;互花米草入侵对土壤无定形态铁( $Fe_{ox}$ )、铝( $Al_{ox}$ )、磷( $P_{ox}$ )、吸附指数(PSI)和吸附饱和度(DPS)影响不一致,其中  $Fe_{ox}$  和 DPS 总体上变化不明显, $Al_{ox}$  有所降低,而  $P_{ox}$  和 PSI 显著增加;裸滩湿地土壤磷潜在释放风险指数(ERI)为 12.69,属于中度风险,而互花米草入侵后,土壤 ERI 降为 9.98,表现为较低风险,说明互花米草入侵对土壤磷潜在释放风险具有一定削弱作用。

**关键词:** 磷形态; 释放风险; 互花米草入侵; 土壤; 闽江口

中图分类号:X53;X171

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2016)06-0214-06

DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2016.06.036

## Influences of *Spartina alterniflora* Invasion on Phosphorus Forms and Releasing Risk in Min River Estuarine Wetlands

AN Wanli<sup>1,3</sup>, GAO Dengzhou<sup>1,3</sup>, LIU Qingqing<sup>1</sup>,

WANG Zhiping<sup>1</sup>, CHEN Qiang<sup>1</sup>, ZENG Congsheng<sup>1,2,3</sup>

(1. Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou 350007; 2. Key Laboratory of Humid Sub-tropical Eco-geographical Process of Ministry of Education, Fujian Normal University, Fuzhou 350007; 3. Research Centre of Wetlands in Subtropical Region, Fuzhou 350007)

**Abstract:** In order to study the variation of phosphorus forms, sorption capacity and the potential releasing risks, the phosphorus forms and sorption index were analyzed in the barren wetland and *Spartina alterniflora* invasion wetland of Min River estuary. The results indicated that inorganic phosphorus (IP) was the main form of soil phosphorus, which accounted for 61.40% and 61.01% of total phosphorus (TP) in soils of the barren wetland and *Spartina alterniflora* invasion wetland, respectively. The concentrations of TP, IP, iron and aluminum-bound phosphorus (Fe/Al-P) and calcium-bound phosphorus (Ca-P) were all significantly higher than those of the barren wetland, and the increase percentage were 12.58%, 9.49%, 11.11% and 5.32% in turn, while the organic phosphorus (Org P) had no significant change. Furthermore, *Spartina alterniflora* invasion had different impacts on the amorphous phosphorus ( $P_{ox}$ ), iron ( $Fe_{ox}$ ), aluminum ( $Al_{ox}$ ), the phosphorus adsorption index (PSI) and the degree of phosphorus saturation (DPS), and the  $Fe_{ox}$  and DPS were not significantly changed. However, the  $P_{ox}$  and PSI were increased significantly, while the  $Al_{ox}$  was significantly decreased. The potential releasing risk (ERI) of the barren wetland was 12.69, which was belonged to middle risk, nevertheless, the ERI of the *Spartina alterniflora* invasion wetland was reduced to 9.98, which was belonged to low risk, indicating that *Spartina alterniflora* invasion could lower the releasing risk of soil phosphorus in wetland.

**Keywords:** phosphorus forms; releasing risk; *Spartina alterniflora* invasion; soil; Min River estuarine

磷(P)是湿地生态系统过程的一个重要元素,常被看做是湿地生态系统重要的限制性元素<sup>[1]</sup>,对植物 P 营

养水平具有重要影响,同时,过量的 P 又是潜在的污染源之一。随着外源污染逐步得到控制,滨海湿地沉积物

内源磷的释放成为河口湿地生态系统磷污染的一个重要因素,因此,研究河口湿地 P 含量水平及其潜在释放风险对认识河口湿地土壤 P 的生物地球化学循环过程和潜在富营养化风险具有重要的理论与现实意义。

生物入侵的生态影响是入侵生态学的一个重要研究领域,其对土壤生态系统具有一定的影响<sup>[2]</sup>。互花米草(*Spartina alterniflora* Loisel.)是我国沿海地区的主要入侵植物,目前针对互花米草入侵对土壤 P 的研究已开展一些工作,如张祥霖等<sup>[3]</sup>基于互花米草入侵红树林湿地后生态化学变化的研究表明,土壤全磷(TP)含量有所消减;而王红丽等<sup>[4]</sup>对崇明东滩土壤养分分布特征研究显示,芦苇/互花米草共生湿地土壤 TP 含量显著大于芦苇湿地;还有一些学者通过比较互花米草湿地与其他生境湿地生源要素含量的差异,发现互花米草入侵显著增加了土壤中的有效磷含量<sup>[5]</sup>,此外,也有学者指出互花米草入侵对土壤中 TP 无明显影响<sup>[6]</sup>。然而,以往的研究大多是探讨互花米草入侵对土壤 TP 含量的影响,而对磷形态及其潜在释放风险评估的研究还鲜见报道。

闽江河口湿地位于中亚热带和南亚热带过渡区,是我国重要的河口湿地之一,自 2002 年以来开始遭受互花米草的迅速入侵,其生态系统功能受到一定影响<sup>[7]</sup>。近年来,政府采取相应措施治理互花米草,已取得一定进展,但目前还存在互花米草向裸滩湿地入侵的趋势。基于此,本文选取闽江河口鳝鱼滩裸滩湿地为研究区域,揭示互花米草入侵后,土壤 P 形态及 P 吸

附特性(PSI、DPS 和 ERI)的变化,为完善外来植物入侵对湿地土壤 P 循环的影响提供基础数据,也为互花米草入侵的控制管理提供科学的参考依据。

## 1 研究区概况与研究方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于闽江河口的鳝鱼滩湿地(119°34'12"—119°41'40"E,26°00'36"—26°03'42"N)。鳝鱼滩是闽江河口地区面积最大的砂泥质洲滩天然湿地。该区属于亚热带海洋性季风气候,气候温暖湿润,土壤为滨海盐土和沙土,潮汐属典型的半日潮。区内生物多样性丰富,土著植被主要有短叶荇苳(*Cyperus malaccensis* Lam. var. *brevifolius* Bocklr)、芦苇(*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud)和秋茄(*Kandelia candel* (Linn.)Druce)等<sup>[8]</sup>。互花米草自 2002 年入侵闽江口以来,蔓延迅速,现已广泛分布。

### 1.2 研究方法

1.2.1 试验设计与样品采集 2014 年 11 月,于闽江口鳝鱼滩湿地,选取裸滩和互花米草(约入侵 7 年)生境为样地,分别在样地布设采样点,其中裸滩样地 3 个,互花米草样地 4 个,每个样点至少间隔 20 m。采用钢制土钻分层取样(0—10,10—20,20—30,30—40,40—50 cm),并用环刀法测定土壤容重(表 1)。样品采集后,立即装入自封袋放进保温箱带回室内,一部分置 4 ℃冰箱保鲜,另一部分自然风干后过 2 mm 筛,其中再取小部分过 100 目筛,保存待测。

表 1 裸滩和互花米草湿地土壤理化性质

生境	土层深度/cm	pH	EC/ (mS·cm <sup>-1</sup> )	容重/ (g·cm <sup>-3</sup> )	TC/ (g·kg <sup>-1</sup> )	TN/ (g·kg <sup>-1</sup> )	Fe <sup>2+</sup> / Fe <sup>3+</sup>
裸滩	0—10	6.83±0.09a	2.93±0.37a	1.43±0.08a	17.75±0.88a	1.83±0.09b	0.80±0.29a
	10—20	6.44±0.09a	1.78±0.21b	1.48±0.04a	16.05±0.53a	1.74±0.04b	1.47±0.44a
	20—30	6.71±0.02a	1.91±0.19a	1.63±0.06a	15.21±0.36b	1.63±0.04b	3.22±0.95a
	30—40	6.75±0.13a	1.89±0.17a	1.58±0.01a	14.82±0.25b	1.61±0.03b	3.34±1.07a
	40—50	7.16±0.17a	1.71±0.10a	1.59±0.03a	13.62±0.31b	1.47±0.03b	7.77±3.57a
互花米草	0—10	6.39±0.08b	3.09±0.12a	1.47±0.04a	18.81±0.69a	1.95±0.05a	0.48±0.06b
	10—20	6.24±0.08b	2.24±0.18a	1.49±0.04a	16.75±0.74a	1.84±0.05a	0.28±0.07b
	20—30	6.06±0.14b	1.89±0.14a	1.49±0.04b	16.33±0.76a	1.75±0.05a	0.62±0.28b
	30—40	6.12±0.16b	1.85±0.11a	1.45±0.02b	16.03±0.56a	1.70±0.04a	1.42±0.36b
	40—50	6.33±0.07b	1.61±0.09a	1.50±0.05b	14.85±0.59a	1.62±0.03a	1.97±0.40b

注:不同字母表示同一土层不同采样点之间数据差异显著( $p < 0.05$ )。

1.2.2 样品测定 利用 SMT 法进行土壤 P 形态含量的测定<sup>[9]</sup>,将 P 形态分为总磷(TP)、无机磷(IP)、有机磷(Org P)、铁铝磷(Fe/Al-P)和钙磷(Ca-P)。

磷吸附指数(PSI)、无定形态铁(Fe<sub>ox</sub>)、铝(Al<sub>ox</sub>)、磷(P<sub>ox</sub>)和磷吸附饱和度(DPS,其中 DPS =  $\frac{100P_{ox}}{0.5(Al_{ox} + Fe_{ox})}$ )的测定借鉴黄清辉等<sup>[10]</sup>的测定方法,并采用磷释放风险指数(ERI,其中 ERI =  $\frac{DPS}{PSI} \times 100$ )评估土壤磷释放风险,ERI 共分 4 个等级,其中

ERI < 10 为较低风险,10 < ERI < 20 为中度风险,20 < ERI < 25 为较高风险,ERI > 25 为高度风险。土壤电导率(EC)和 pH 分别采用便携式 2265FS 盐分计和电位计测定<sup>[11]</sup>;土壤 TC 和 TN 采用碳氮元素分析仪测定;Fe<sup>2+</sup>和 Fe 采用邻菲罗啉比色法<sup>[12]</sup>测定,并计算 Fe<sup>2+</sup>/Fe<sup>3+</sup>(Fe<sup>3+</sup> = Fe - Fe<sup>2+</sup>)。

### 1.3 数据处理

用 Microsoft Excel 2003 对原始数据进行整理,利用 SPSS 19.0 软件进行数据处理和统计分析;用 Origin 8.0 软件绘图。

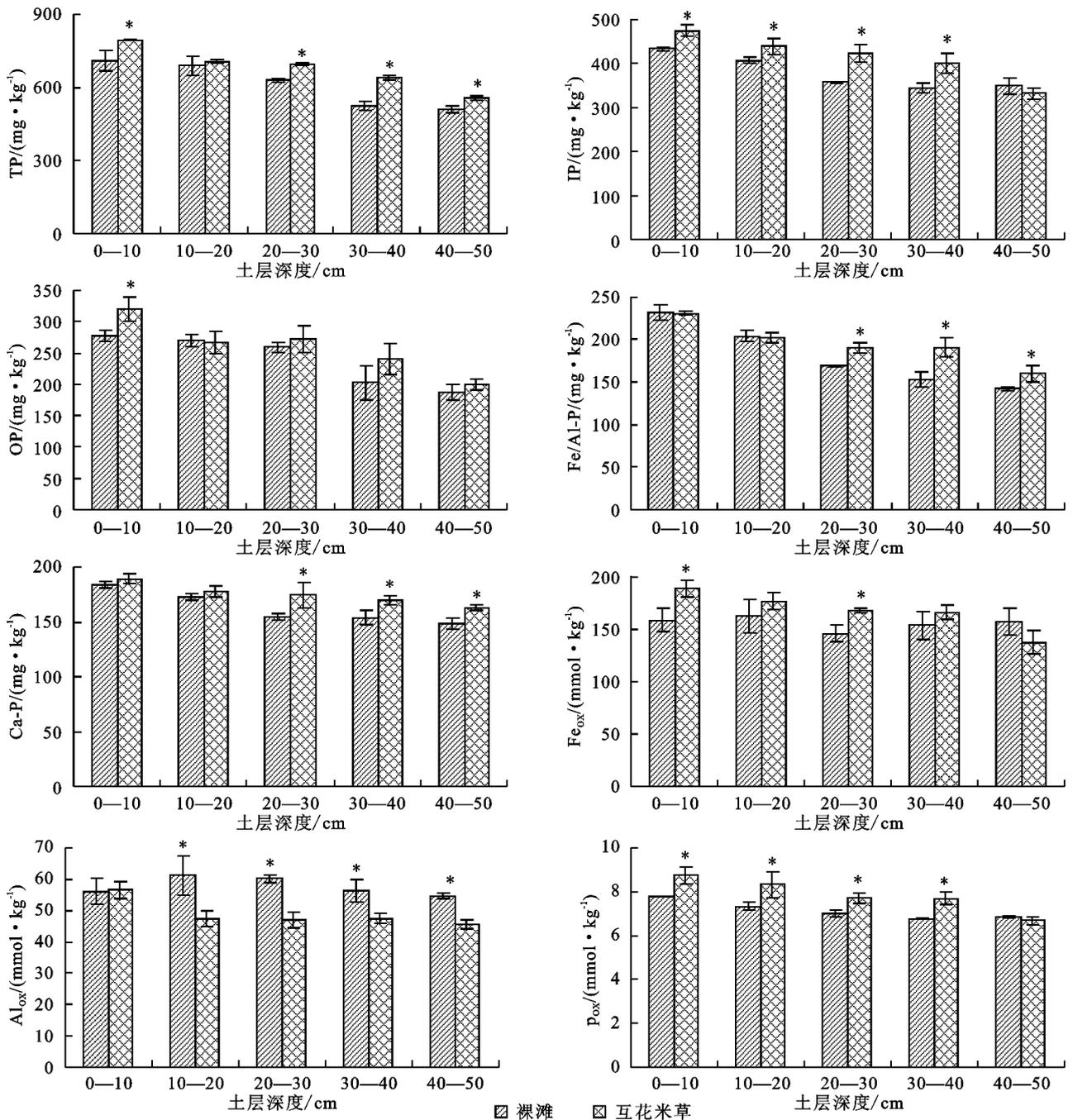
## 2 结果与分析

### 2.1 互花米草入侵对土壤磷形态及无定形态铁、铝和磷的影响

闽江河口裸滩和互花米草湿地土壤 TP、IP、Org P、Fe/Al-P 和 Ca-P 含量分别介于 500~820, 294~468, 164~354, 142~236, 140~193 mg/kg 之间(图 1)。2 种类型湿地土壤 TP、IP 和 Org P 含量随土壤深度的增加均呈逐渐减小的变化趋势。土壤 IP 是 TP 的主要形态, IP 含量分别占裸滩和互花米草湿地土壤 TP 含量的 61.40% 和 61.01%。

从 2 种类型湿地土壤 P 形态看, 除 10—20 cm 土层外, 其他土层 TP 含量均表现为互花米草 > 裸滩

( $p < 0.05$ ), IP 含量除 40—50 cm 土层外, 总体上也表现为互花米草 > 裸滩 ( $p < 0.05$ ), 而 2 种类型湿地 Org P 含量差异较小, 除 0—10 cm 土层显著差异外, 其他土层 Org P 含量差异均不显著。在 0—20 cm 土层, 裸滩和互花米草湿地土壤的 Fe/Al-P 和 Ca-P 含量差异不显著, 而在 20—50 cm 土层, 互花米草土壤的 Fe/Al-P 和 Ca-P 含量均显著高于裸滩 ( $p < 0.05$ )。双因素方差分析结果表明, 2 种湿地类型对土壤 TP、IP、Fe/Al-P 和 Ca-P 含量都有显著影响, 且各 P 形态随着土层深度变化也显著变化, 但湿地类型和土层深度的交互作用均不显著(表 2)。



注: \* 表示同一土层不同生境湿地数据差异显著 ( $p < 0.05$ )。下同。

图 1 裸滩和互花米草湿地土壤各形态磷及无定形态铁、铝和磷含量

表 2 土壤不同形态磷含量以及吸附特性的双因素方差分析

项目	自由度	TP		IP		Org P		Fe/Al-P		Ca-P	
	<i>df</i>	<i>F</i>	<i>P</i>								
类型	1	27.17	0.00	12.61	0.00	4.70	0.05	18.41	0.00	12.69	0.02
土层深度	4	38.01	0.00	15.23	0.00	8.36	0.00	25.17	0.00	3.15	0.03
类型×土层深度	4	1.68	0.19	2.02	0.12	0.55	0.70	2.14	0.11	1.54	0.22

项目	自由度	Fe <sub>ox</sub>		Al <sub>ox</sub>		P <sub>ox</sub>		PSI		DPS	
	<i>df</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
类型	1	3.58	0.07	23.38	0.00	12.43	0.02	25.06	0.00	0.62	0.44
土层深度	4	2.21	0.09	1.36	0.28	6.97	0.01	2.06	0.12	0.44	0.78
类型×土层深度	4	1.87	0.15	1.91	0.14	1.26	0.31	0.58	0.68	0.94	0.46

此外,裸滩和互花米草土壤 Fe<sub>ox</sub> 含量除 0—10 和 20—30 cm 土层外,总体上没有显著差异( $p > 0.05$ ), Al<sub>ox</sub> (除 0—10 cm)总体表现为裸滩湿地大于互花米草湿地,而 P<sub>ox</sub> (除 40—50 cm)表现为互花米草湿地大于裸滩湿地( $p < 0.05$ )。从土层深度看,互花米草土壤随着土层深度增加,Fe<sub>ox</sub>、Al<sub>ox</sub> 和 P<sub>ox</sub> 含量呈减少趋势;而裸滩土壤 Fe<sub>ox</sub>、Al<sub>ox</sub> 随土层深度增加变化不明显,P<sub>ox</sub> 含量也呈降低趋势。双因素方差分析结果表明,湿地类型对土壤 Al<sub>ox</sub> 和 P<sub>ox</sub> 含量均有显著影响,且土层深度对 P<sub>ox</sub> 影响显著,但对 Fe<sub>ox</sub>、Al<sub>ox</sub> 影响不显著,两者之间交互作用均不显著(表 2)。

### 2.2 互花米草入侵对土壤磷吸附特性及潜在释放风险的影响

2.2.1 对土壤磷吸附指数(PSI)和磷吸附饱和度(DPS)的影响 裸滩和互花米草湿地土壤 PSI 和 DPS 随土壤深度的增加无明显变化(图 2)。从 2 种湿地类型看,PSI 除了 10—20 cm 土层外,其他土层均显著表现为互花米草 > 裸滩( $p < 0.05$ ),而 DPS 除 40—50 cm 有所差异外,其他土层均无显著差异( $p > 0.05$ )。双因素方差分析结果也进一步表明(表 2),湿地类型对 PSI 具有显著影响,土层深度以及土层深度与类型的交互作用均不显著,而湿地类型、土层深度以及两者交互作用对 DPS 均无显著影响。

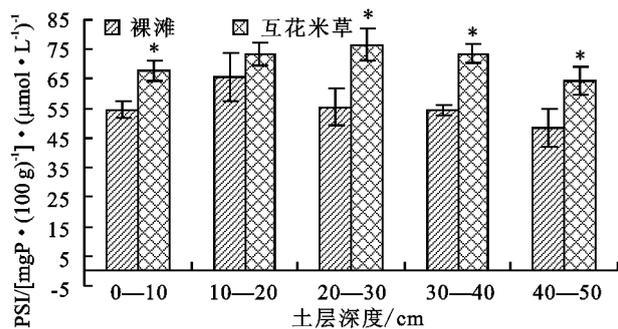


图 2 裸滩和互花米草湿地 PSI 和 DPS 含量

## 3 讨论

### 3.1 互花米草入侵对闽江口湿地土壤磷赋存形态的影响

互花米草入侵对土壤生态系统具有一定的影

响<sup>[2]</sup>。本研究表明,互花米草入侵闽江河口裸滩湿地,土壤 TP 含量总体上显著增加(约增加 12.58%),与其他学者研究互花米草入侵崇明东滩潮滩芦苇湿地和福建漳江口红树林湿地的结果相似<sup>[3-4]</sup>。这一方面是因为互

### 2.2.2 对土壤磷潜在释放风险(ERI)的影响

闽江口裸滩和互花米草湿地土壤磷潜在释放风险(ERI)见表 3。裸滩湿地土壤 0—50 cm 土层 ERI 介于 10.89%~13.74%,均属于中等风险,而互花米草湿地土壤 0—50 cm 土层 ERI 介于 9.47%~10.61%,均小于裸滩湿地( $p < 0.05$ ),且除 0—10 和 40—50 cm 属于中度风险外,10—40 cm 土层均属于较低风险水平,这表明互花米草对土壤 ERI 具有一定削弱作用。

### 2.3 土壤理化参数相关关系

由表 4 可知,土壤 pH 和容重与 TP、IP 和 Fe/Al-P 呈显著负相关( $p < 0.05$ ),与 Org P 和 Ca-P 相关关系不显著;EC、TC 和 TN 与各形态 P 均呈显著或极显著相关( $p < 0.05$  或  $p < 0.01$ ),其中 TC 和 TN 与 TP 和 Fe/Al-P 相关系数较大,达 0.70 以上;各磷形态(除 Ca-P)与 Fe<sup>2+</sup>/Fe<sup>3+</sup> 呈极显著负相关( $p < 0.01$ )。

进一步分析土壤磷吸附特性与 P 形态以及理化性质相关关系(表 5),总体上,PSI 与各指标均呈显著相关关系(除 EC、Ca-P 和 Al<sub>ox</sub> 外),其中与 pH、Fe<sup>2+</sup>/Fe<sup>3+</sup> 呈极显著相关( $p < 0.01$ );DPS 除了与 Fe<sub>ox</sub> 呈显著负相关外,与其他指标均无显著相关关系;而 ERI 则与 pH、Fe<sup>2+</sup>/Fe<sup>3+</sup>、TP、Fe/Al-P 和 Fe<sub>ox</sub> 具有显著相关关系。

花米草具有较高的生产力,其凋落物和根系进入土壤,对土壤 P 分布产生一定的影响<sup>[13]</sup>,使得互花米草湿地土壤 TP 含量高于裸滩湿地;另一方面,可能与土壤有机质数量有关,研究表明,土壤有机质对其吸附  $\text{PO}_4^{3-}$  具有促进作用,有机质含量越高,吸附 P 能力越大<sup>[14]</sup>,本文研究发现互花米草湿地土壤 TC 和 TN 含量总体上显著高于裸滩湿地(表 1),这加强了土壤对  $\text{PO}_4^{3-}$  吸附,使得互花米草入侵裸滩湿地后,TP 含量显著增加。此外,土壤理化性质的变化也对 TP 含量产生一定的影响。有学者指出,土壤容重越小,其质地越疏松,越利于大气中的氧气以扩散方式进入土壤,有助于养分的储存<sup>[15]</sup>。本研究结果显示,互花米草湿地土壤容重总体上小于裸滩湿地,这在一定程度间接增加了互花米草湿地土壤 TP 含量。从互花米草与裸滩湿地土壤 IP、Org P、Fe/Al-P 和 Ca-P 的差异看,IP 是土壤 TP 的主要形态,其分布特征与 TP 相似,而 Org P 则有所不同,除表层互花米草湿地土壤中 Org P 含量显著大于裸滩湿地外,其他土层均无显著差异。理论上,互花米草入侵裸滩湿地后,植物根系及凋落物的分解会促进土壤 Org P 含量的增加,本研究出现不一致的结果主要是因为互花

米草湿地土壤有机质含量较高,容重较低,而较高的土壤有机质含量会促进 Org P 的矿化<sup>[16]</sup>,同时互花米草湿地土壤容重较低,有利于土壤氧气向表层扩散,进一步促进 Org P 矿化<sup>[17]</sup>,使得互花米草入侵后,土壤 IP 含量增加,而 Org P 则有所降低。

表 3 裸滩与短叶茳茳湿地土壤磷潜在释放风险

土层深度/cm	裸滩 ERI/%	风险等级	互花米草 ERI/%	风险等级
0—10	12.59	中度风险	10.61	中度风险
10—20	10.89	中度风险	9.59	较低风险
20—30	13.18	中度风险	9.47	较低风险
30—40	13.06	中度风险	9.85	较低风险
40—50	13.74	中度风险	10.37	中度风险

表 4 土壤磷形态与理化性质相关关系

磷形态	pH	EC	容重	TC	TN	$\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$
TP	-0.34*	0.68**	-0.37*	0.74**	0.77**	-0.57**
IP	-0.34*	0.62**	-0.36*	0.64**	0.67**	-0.51**
Org P	-0.24	0.54**	-0.27	0.64**	0.65**	-0.47**
Fe/Al-P	-0.44**	0.59**	-0.43**	0.75**	0.75**	-0.58**
Ca-P	-0.02	0.52**	-0.21	0.36*	0.38*	-0.29

注: \*\* 表示在 0.01 水平(双侧)上显著相关; \* 表示在 0.05 水平(双侧)上显著相关。下同。

表 5 土壤磷吸附特性与磷形态及理化性质相关关系

指标	PSI	DPS	ERI	指标	PSI	DPS	ERI
pH	-0.69**	-0.06	0.60**	IP	0.30	0.17	-0.30
EC	-0.07	0.05	0.03	Org P	0.35*	0.20	-0.28
容重	-0.35*	-0.17	0.22	Fe/Al-P	0.41*	0.18	-0.42*
TC	0.34*	0.17	-0.28	Ca-P	0.06	0.13	-0.08
TN	0.42*	0.26	-0.29	$\text{Fe}_{\text{ox}}$	0.34*	-0.38*	-0.47**
$\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$	-0.46**	-0.33	0.37*	$\text{Al}_{\text{ox}}$	-0.28	-0.08	0.14
TP	0.37*	0.21	-0.34*	$\text{P}_{\text{ox}}$	0.33*	0.30	-0.25

P 分级结果还显示,除 0—20 cm 外,互花米草湿地土壤 Fe/Al-P 和 Ca-P 含量均显著高于裸滩湿地,其原因与 TP 和 IP 含量分布特征相似,同时也与 Fe/Al-P 自身特性有关,当处于厌氧环境时,其表面的  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  保护层转化为  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ ,利于 P 的释放,而好氧条件则会制约 P 的释放<sup>[18]</sup>,本研究互花米草湿地土壤  $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$  较低,且小于裸滩湿地,这说明互花米草湿地处于相对好氧的环境,在此条件下,有利于  $\text{Fe}^{3+}$  的存在,从而增加 Fe/Al-P 的含量。

### 3.2 互花米草入侵对闽江口湿地土壤磷吸附特性及潜在释放风险的影响

土壤 P 的释放能力可以在一定程度上与水体的富营养化程度相关<sup>[19]</sup>,PSI 和 DPS 也可以较好的表示沉积物 P 潜在吸附和释放能力<sup>[10]</sup>。其中,PSI 表示沉积物颗粒对溶解性磷酸盐的固定能力,可以较好反映沉积物对 P 的缓冲效果<sup>[20]</sup>,有研究表明<sup>[21]</sup>,PSI 值越小,说明土壤对 P 的缓冲效果越差,土壤中的 P 越容易释放,水体富营养化风险也随之增大;反之,说明土壤对

P 的缓冲效果越好,释放能力越低,水体富营养化风险也就越低。本研究结果显示,互花米草湿地 PSI 总体上大于裸滩湿地,说明互花米草入侵闽江口裸滩湿地后,土壤 P 释放能力降低,其主要原因在于植物生长对 P 的需求量相对较大,即使土壤 P 含量增加后,其对 P 仍具有较好的缓冲能力<sup>[22]</sup>,而裸滩湿地缺乏植被的覆盖,其对 P 的缓冲能力较互花米草湿地差。还有学者研究表明,沉积物 PSI 与无定形铁铝氧化物有关,当无定形铁铝氧化物含量增加时,沉积物对 P 的缓冲能力也随之增强,反之则减小<sup>[23]</sup>。互花米草入侵裸滩湿地后, $\text{Fe}_{\text{ox}}$  总体显著增加,而  $\text{Al}_{\text{ox}}$  有所降低,且 PSI 与  $\text{Fe}_{\text{ox}}$  呈显著正相关,而与  $\text{Al}_{\text{ox}}$  无显著相关性,这表明活性铁是互花米草入侵裸滩湿地后对 P 缓冲能力增加的主要因素之一, $\text{Fe}_{\text{ox}}$  的增加使得互花米草湿地土壤对 P 的缓冲能力增加,这与于淑玲等<sup>[23]</sup>基于小兴凯湖表层底泥 P 吸附容量的研究结果一致。

DPS 值可以较大程度反映土壤向外界释放 P 的量,当 DPS 值越大时,说明土壤表面绝大部分吸附磷

酸盐能力较强的吸附位点已经被占用,P的吸附量受限<sup>[21]</sup>。本研究显示,互花米草入湿地土壤 DPS 与裸滩湿地相比,总体上无显著差异,说明互花米草入侵裸滩湿地后,土壤吸附 P 的量没有受显著影响。根据黄清辉等<sup>[10]</sup>提出的用沉积物 PSI 和 DPS 这两个指标构成的 ERI 进一步评估互花米草入侵裸滩湿地后土壤 P 的潜在释放风险,结果表明互花米草入侵裸滩湿地后,土壤 ERI 值有所降低,这表明互花米草入侵后,土壤 P 潜在释放风险总体上降低。

## 4 结论

(1)IP 是闽江河口湿地土壤 P 的主要形态,其主要由 Fe/Al-P 和 Ca-P 组成;

(2)互花米草入侵裸滩湿地后,TP、IP、Fe/Al-P 和 Ca-P 总体上增加显著,而 Org P 无明显变化,凋落物和植物根系分解输入以及土壤理化性质(TC、TN、容重和  $Fe^{2+}/Fe^{3+}$ )是影响土壤 P 形态变化的主要原因;

(3)互花米草入侵湿地土壤 PSI 总体上高于裸滩湿地,而 DPS 无明显差异,说明互花米草入侵裸滩湿地后,土壤 P 释放能力降低,P 缓冲能力增加;

(4)闽江河口裸滩湿地土壤 P 潜在释放风险等级均属于中等,互花米草入侵对土壤 P 潜在释放风险具有一定削弱作用。

### 参考文献:

[1] Vitousek, P M, Porder S, Houlton B Z, et al. Terrestrial phosphorus limitation: Mechanisms, implications, and nitrogen-phosphorus interactions[J]. *Ecological Applications*, 2010, 20(1): 5-15.

[2] Li B, Liao C Z, Zhang X, et al. *Spartina alterniflora* invasions in the Yangtze River estuary, China: An overview of current status and ecosystem effects[J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35(4): 511-520.

[3] 张祥霖, 石盛莉, 潘根兴, 等. 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[J]. *地球科学进展*, 2008, 23(9): 974-981.

[4] 王红丽, 李艳丽, 张文佳, 等. 崇明东滩湿地土壤养分的分布特征及其环境效应[J]. *环境科学与技术*, 2010, 33(1): 1-5.

[5] Zhou H X, Liu J E, Zhou J, et al. Effect of an alien species *Spartina alterniflora* Loisel on biogeochemical processes of intertidal ecosystem in the Jiangsu coastal region, China[J]. *Pedosphere*, 2008, 18(1): 77-85.

[6] Wang W Q, Wang C, Sardans J, et al. Plant invasive success associated with higher N-use efficiency and stoichiometric shifts in the soil-plant system in the Minjiang River tidal estuarine wetlands of China[J]. *Wetlands Ecology and Management*, 2015, 23(5): 865-880.

[7] 王维奇, 徐玲琳, 曾从盛, 等. 闽江河口湿地互花米草入侵机制[J]. *自然资源学报*, 2011, 26(11): 1900-1907.

[8] 刘剑秋. 闽江河口湿地研究[M]. 北京: 科学出版社, 2006.

[9] Ruban V, Brigault S, Demare D, et al. An investigation of the origin and mobility of phosphorus in freshwater sediments from Bort-Les-Orgues Reservoir, France[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 1999, 1(4): 403-407.

[10] 黄清辉, 王子健, 王东红, 等. 太湖表层沉积物磷的吸附容量及其释放风险评估[J]. *湖泊科学*, 2004, 16(2): 97-104.

[11] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.

[12] Luo M, Zeng C S, Tong C, et al. Abundance and speciation of iron across a subtropical tidal marsh of the Min River estuary in the East China Sea[J]. *Applied Geochemistry*, 2014, 45(3): 1-13.

[13] Xiao R, Bai J, Gao H, et al. Spatial distribution of phosphorus in marsh soils of a typical land/inland water ecotone along a hydrological gradient[J]. *Catena*, 2012, 98(17): 96-103.

[14] Yang C X, Wang S R, Jin X C, et al. Nitrogen and phosphorus mineralization in sediments of Taihu Lake after the removal of light fraction organic matter[J]. *Environment Earth Sciences*, 2010, 59(7): 1437-1446.

[15] 全川, 贾瑞霞, 王维奇, 等. 闽江口潮汐盐沼湿地土壤碳氮磷的空间变化[J]. *地理研究*, 2010, 29(7): 1203-1213.

[16] Noe G B, Hupp C R, Rybicki N B. Hydrogeomorphology influences soil nitrogen and phosphorus mineralization in floodplain wetlands[J]. *Ecosystems*, 2013, 16(1): 75-94.

[17] Smith V R. Soil respiration and its determinants on a sub-Antarctic island[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(1): 77-91.

[18] Jordan T E, Cornwell J C, Boynton W R, et al. Changes in phosphorus biogeochemistry along an estuarine salinity gradient: The iron conveyor belt[J]. *Limnology and Oceanography*, 2008, 53(1): 172-184.

[19] Ramm K, Scheps V. Phosphorus balance of a polytrophic shallow lake with the consideration of phosphorus release [M]// *Shallow Lakes'95*. Springer Netherlands, 1997: 43-53.

[20] De Campos M, Antonangelo J A, Alleoni L R F. Phosphorus sorption index in humid tropical soils[J]. *Soil and Tillage Research*, 2016, 156(3): 110-118.

[21] Tang W, Shan B, Zhang H. Phosphorus buildup and release risk associated with agricultural intensification in the estuarine sediments of Chaohu Lake Valley, Eastern China[J]. *CLEAN-Soil, Air, Water*, 2010, 38(4): 336-343.

[22] 叶妹. 珠江淇澳岛湿地沉积物磷的赋存形态及释放风险评估研究[D]. 广州: 暨南大学, 2011.

[23] 于淑玲, 李晓宇, 张继涛, 等. 小兴凯湖表层底泥磷吸附容量及潜在释放风险[J]. *中国环境科学*, 2014, 34(8): 2078-2085.