

互花米草入侵对胶州湾湿地土壤磷赋存形态的影响

沙梦乔¹, 柴娜¹, 赵洪涛², 刘春井¹, 丁文超¹, 谢文霞^{1*}

(1. 青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071; 2. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

摘要: 为探讨互花米草入侵对滨海湿地土壤磷循环的影响, 基于时空互易原则, 选择胶州湾湿地互花米草区(SA区)和光滩区(MF区)为研究靶区, 分析了互花米草入侵后湿地土壤中总磷(TP)、无机磷(IP)及其组分含量的差异性以及影响因素。结果表明, 互花米草入侵后湿地土壤中TP(472.70 mg·kg⁻¹)和IP(239.00 mg·kg⁻¹)平均含量明显高于入侵前光滩区TP(386.19 mg·kg⁻¹)和IP(212.68 mg·kg⁻¹)含量, 增幅分别为22.40%和12.38%。研究区无机磷组分以钙磷(Ca-P)和铁磷(Fe-P)为主, 分别占IP的45%~61%和31%~49%。互花米草入侵后, 10~30 cm层土壤Ca-P含量显著降低($P < 0.05$), 7月尤为明显; Fe-P含量显著增加($P < 0.05$), 0~40 cm土壤层含量高于40~60 cm层($P < 0.05$), 并且7月在10~40 cm土壤表现出明显富集现象。通过结构方程模型发现互花米草入侵后有机质(OM)对TP和Fe-P有显著正向影响($P < 0.01$)。标准化路径系数分别为0.775和0.724。入侵后Fe-P对Ca-P有显著负效应($P < 0.01$)。标准化路径系数为-0.435。结果发现互花米草入侵总体增加了湿地土壤磷含量, 同时促进了Ca-P向Fe-P转化, 提高了湿地磷的生物利用性。

关键词: 互花米草; 磷; 无机磷组分; 胶州湾; 结构方程模型

中图分类号: X144 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)11-5414-10 DOI: 10.13227/j.hjcx.202103203

Effects of *Spartina alterniflora* Invasion on Soil Phosphorus Forms in the Jiaozhou Bay Wetland

SHA Meng-qiao¹, CHAI Na¹, ZHAO Hong-tao², LIU Chun-jing¹, DING Wen-chao¹, XIE Wen-xia^{1*}

(1. College of Environmental Sciences and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China; 2. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

Abstract: To investigate the effects of *Spartina alterniflora* invasion on soil phosphorus (P) cycling in coastal wetlands, we selected a *S. alterniflora* zone (SA zone) and mudflat zone (MF zone) in the Jiaozhou Bay as the target areas for the study. The variability of total phosphorus (TP), inorganic phosphorus (IP), and their component contents in wetland soils after *S. alterniflora* invasion and their influencing factors was evaluated. The results showed that the average contents of TP (472.70 mg·kg⁻¹) and IP (239.00 mg·kg⁻¹) in the soils were significantly higher than those of TP (386.19 mg·kg⁻¹) and IP (212.68 mg·kg⁻¹) in the pre-invasion area, with an increase of 22.40% and 12.38%, respectively. The IP fractions in the study area were dominated by calcium-phosphorus (Ca-P) and iron-phosphorus (Fe-P), accounting for 45%~61% and 31%~49% of IP, respectively. The Ca-P content of the soil in the 10~30 cm layer decreased significantly ($P < 0.05$) after *S. alterniflora* invasion, which was especially significant in July. The Fe-P content increased significantly ($P < 0.05$); in the 0~40 cm soil layer, Fe-P was higher than that in the 40~60 cm layer ($P < 0.05$), and showed significant enrichment in the 10~40 cm soil in July. The structural equation model showed that organic matter (OM) had a significant positive effect on TP and Fe-P after *S. alterniflora* invasion ($P < 0.01$), and the normalized path coefficients were 0.775 and 0.724, respectively. Fe-P had a significant negative effect on Ca-P after invasion ($P < 0.01$) with a normalised throughput coefficient of -0.435. The study found that *S. alterniflora* invasion generally increased wetland soil P content, while promoting the conversion of Ca-P to Fe-P, improving wetland P bioavailability.

Key words: *Spartina alterniflora*; phosphorus; inorganic phosphorus component; Jiaozhou Bay; structural equation model

磷是植物生长发育所必需的营养元素,同时也是水体富营养化的限制因子,其含量及赋存形态的变化对植物初级生产力和生态系统循环有着重要影响^[1]。滨海湿地是典型海陆交互作用地带,对磷具有较强的过滤和截留作用,是磷输送累积和再生的重要场所^[2]。目前,国内外对于滨海湿地土壤磷开展了不少研究,主要集中于土壤磷形态分布^[3]、磷吸附-解吸及其影响因素^[4]、不同磷营养水平对湿地植物生态影响^[5]和不同活性磷组分转化动态与生物可利用性等方面^[6]。

生物入侵可能改变生态系统的功能和进程,对生态系统的碳、氮、磷循环有潜在影响^[7]。其中,互花米草是我国滨海湿地最主要的入侵植物之一,对滨海湿地系统产生了重大影响^[8]。国内关于互花

米草入侵对滨海湿地磷的相关研究虽已涉及闽江口湿地^[9]、江苏盐城^[10]、漳江口湿地^[11]、杭州湾湿地^[12]和九段沙湿地^[13]等地,但关于互花米草入侵对湿地土壤磷循环的影响尚无共识,互花米草早期入侵增加了闽江河口鳝鱼滩湿地土壤TP含量^[9],而入侵漳江河口湿地后土壤TP含量降低^[11],也有研究者发现互花米草入侵增加了滩涂区土壤TP含量,而入侵的红树林湿地土壤磷含量

收稿日期: 2021-03-24; 修订日期: 2021-05-05

基金项目: 山东省自然科学基金项目(ZR2020MD073); 山东省高等学校青创人才引育计划项目(DC2000000961); 科技惠民示范引导专项(21-1-4-ny-1-nsh)

作者简介: 沙梦乔(1994~),女,硕士,主要研究方向为滨海湿地生源要素环境地球化学及城市面源污染, E-mail: shamengqiao@126.com

* 通信作者 E-mail: xwx080312@163.com

并没有明显差异^[14]。此外,以上研究大多侧重于湿地土壤总磷和有效磷等方面,对于无机磷的研究较少。

胶州湾湿地是山东半岛南部面积最大的近海与海岸湿地资源,自 20 世纪末引种互花米草以来,该群落出现了快速扩展的趋势。目前整个胶州湾滩涂不同程度分布着互花米草群落,其中河口区域分布最为集中。胶州湾洋河口是胶州湾典型的受互花米草干扰的河口湿地,其面积从 2009 年的 1.7 hm² 增加到 2016 年的 78.4 hm²^[15]。当前关于互花米草入侵对胶州湾湿地土壤磷的研究主要集中于全磷、速效磷和有机磷等^[16,17],而对于无机磷及其赋存形态的关注不足。本文中,基于时空互易原则选取胶州湾湿地光滩区和互花米草区为研究靶区,对比分析了两个采样区总磷和无机磷各组分含量及分布特征差异,探讨了互花米草入侵对湿地土壤不同无机磷赋

存形态变化特征的影响,以期揭示在互花米草入侵影响下湿地土壤磷的转化机制。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

胶州湾 (36° 01' ~ 36° 15' N, 120° 03' E ~ 120° 25' E) 位于中国山东省青岛市,延伸到山东半岛并向黄海开放,属于半封闭型海湾(图 1),是山东半岛南部面积最大的海湾。胶州湾沿岸潮汐为典型半日潮,平均潮差 2.71 m,最大潮差 6.87 m,属于暖温带季风气候区,年平均气温为 12.2℃,无霜期 220 d 左右^[15]。研究区位于胶州湾洋河入湾口潮滩湿地,土壤质地主要是黏质土和砂质土。研究区内覆盖的优势植被为互花米草,其茎秆坚韧直立、地下根茎发达,常密布于地下 0~40 cm 深的土壤中,有时可深达 50 cm^[18]。

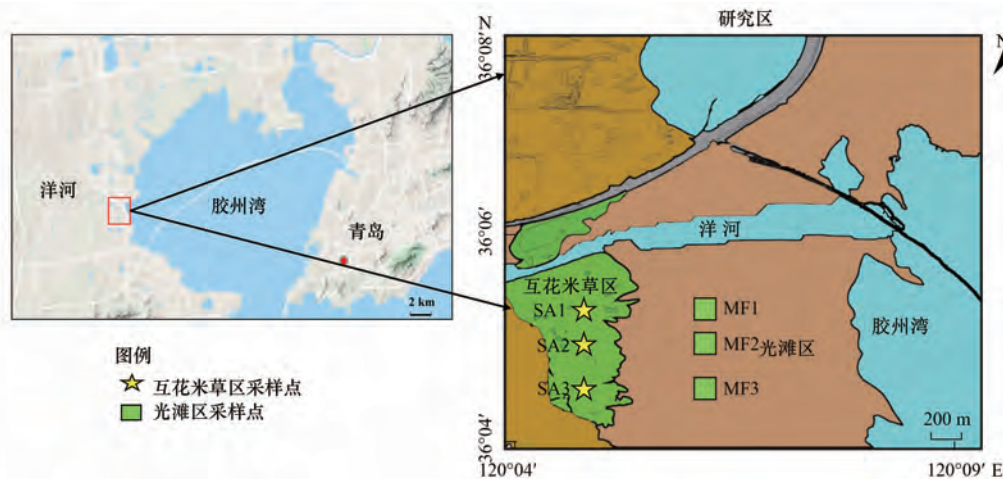


图 1 研究区及采样点示意

Fig. 1 Study area and sampling site

1.2 样品采集

依据典型性、代表性、一致性和可行性原则,于 2017 年互花米草生长初期(5 月)、生长旺盛期(7 月)、生长成熟期(9 月)和生长末期(11 月),选取胶州湾洋河口湿地互花米草区(SA 区)和光滩区(MF 区)为研究靶区,SA 区互花米草覆盖率在 90% 以上,光滩区无植被覆盖,每个研究区内设置 3 个平行采样点(图 1)。在对应样方内利用土钻自上而下分层分别采集 0~10、10~20、20~30、30~40、40~50 和 50~60 cm 的土样。取土后迅速将土壤装入密封袋中带回实验室,去除杂质,测定含水量,自然风干后磨细过 100 目筛,实验备用。4 个月土壤样品为 144 个。

1.3 样品分析

参照文献[19]的相关方法,分析土壤样品中各环境因子:pH(电位法)、可溶性盐(电导分析法)

和含水率(烘干法)。有机质测定采用 K₂Cr₂O₇-H₂SO₄ 外加热法,TP 测定采用磷钼蓝比色法,无机磷(IP)组分测定参考顾益初等^[20]提出的浸提流程,将 IP 组分分为钙磷(Ca-P)、铝磷(Al-P)、铁磷(Fe-P)和闭蓄态磷(O-P)进行分析。所有测定均采用 3 份重复样品,取平均值以减少误差。表 1 为研究区土壤理化性质。

1.4 数据处理与分析

磷富集系数(enrichment coefficient, EC)可以用植物体内磷元素的含量与对应土壤的总磷含量的比值来表示,计算公式如下:

$$EC = \frac{P_i}{S_i} \quad (1)$$

式中,EC 为植物对土壤磷富集系数, P_i 为植物体内磷含量(mg·kg⁻¹), S_i 为植物对应点土壤的总磷含量(mg·kg⁻¹)。

表 1 不同采样区土壤理化性质¹⁾

Table 1 Physical and chemical properties of the soils in the different sampling areas

采样区	月份	OM/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	电导率/ $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$	pH	含水率/%
互花米草区 (SA)	5	15.34 ± 1.19	3.96 ± 0.15	7.24 ± 0.06	69.86 ± 0.10
	7	14.18 ± 0.68	3.43 ± 0.26	7.24 ± 0.05	77.17 ± 0.06
	9	16.66 ± 1.02	3.75 ± 0.13	6.94 ± 0.05	86.35 ± 0.02
	11	18.29 ± 3.16	4.12 ± 0.64	6.50 ± 0.08	84.61 ± 0.03
光滩区 (MF)	5	10.54 ± 0.76	2.81 ± 0.15	7.24 ± 0.06	64.95 ± 0.01
	7	11.74 ± 0.48	2.39 ± 0.19	7.40 ± 0.12	64.25 ± 0.02
	9	11.03 ± 1.44	2.39 ± 0.59	7.01 ± 0.06	81.08 ± 0.13
	11	12.68 ± 2.12	2.94 ± 1.02	7.08 ± 0.08	93.08 ± 0.09

1) OM(有机质)、电导率(可溶性盐)、pH和含水率为0~60 cm处平均值

磷吸收量(P_A) 单位为 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$, 计算公式如下:

$$P_A = P_B \times C \quad (2)$$

式中 P_A 为植物养分总吸收量($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) P_B 为植物体内磷含量($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) C 为植物烘干后生物量($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$).

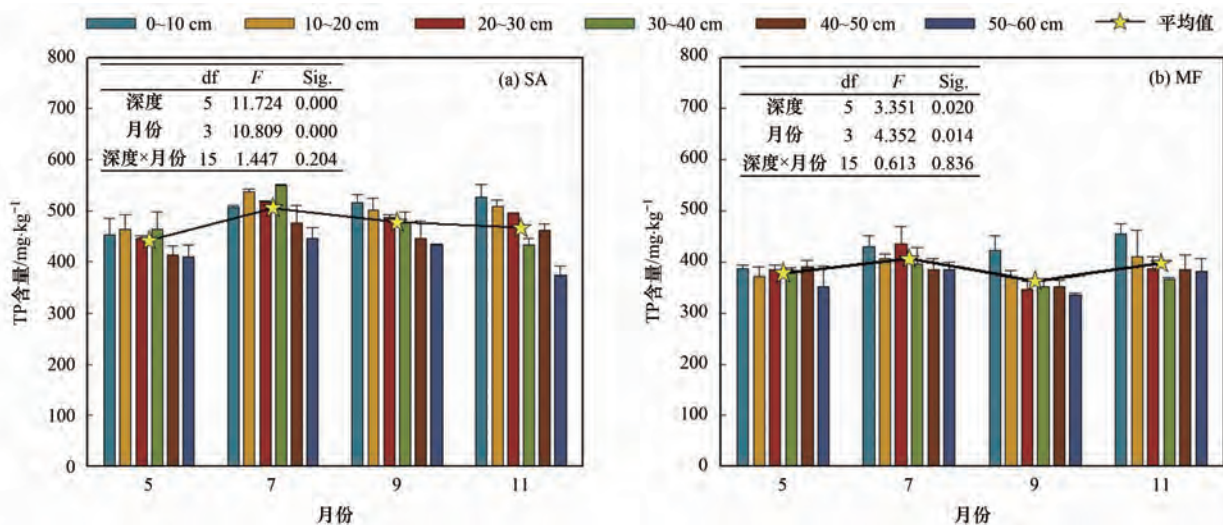
运用 Origin 2017 软件绘图, 采用 SPSS 25.0 (SPSS for windows, SPSS, Inc.) 软件对数据进行单因素方差分析(ANOVA)、重复方差检验和采用最小二乘法(LSD)进行检验, $P < 0.05$ 为显著性, 数据在统计分析之前进行对数转换. 最后采用 IBM SPSS AMOS 构建了结构方程模型(SEM).

2 结果与分析

2.1 互花米草入侵对土壤 TP 含量的影响

胶州湾滨海湿地光滩和互花米草湿地土壤 TP

含量分别介于 335.36 ~ 454.83 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 374.31 ~ 549.86 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间, 其平均含量分别为 386.19 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 472.70 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 互花米草入侵后 TP 含量增幅为 22.40%. 采样期间, SA 区土壤 TP 含量均显著高于 MF 区($P < 0.05$), 尤其是 9 月, 互花米草区 TP 含量达 477.18 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 相比于光滩区的 363.13 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 增幅达到 31.41%. SA 区土壤 TP 含量在 7 月达到最大值, 平均含量为 505.46 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 并在 10 ~ 30 cm 土层出现明显磷富集现象, 土壤总磷含量高达 549.96 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图 2). 垂直方向上, 每一土壤层, SA 区 TP 含量均显著高于 MF 区($P < 0.05$), 0 ~ 30 cm 土壤层差异最为明显. 两区 0 ~ 10 cm 土壤层 TP 含量均高于 50 ~ 60 cm 层($P < 0.05$). 此外, 经过重复方差检验, 月份变化、土壤深度对土壤 TP 含量的影响显著($P < 0.05$), 但两者的交互作用不显著.



重复方差检验中 df 表示自由度, F 表示方差, Sig. < 0.05 具有统计学意义, 下同

图 2 湿地土壤 TP 含量月份特征

Fig. 2 Monthly characteristics of TP content in wetland soil

2.2 互花米草入侵对土壤无机磷的影响

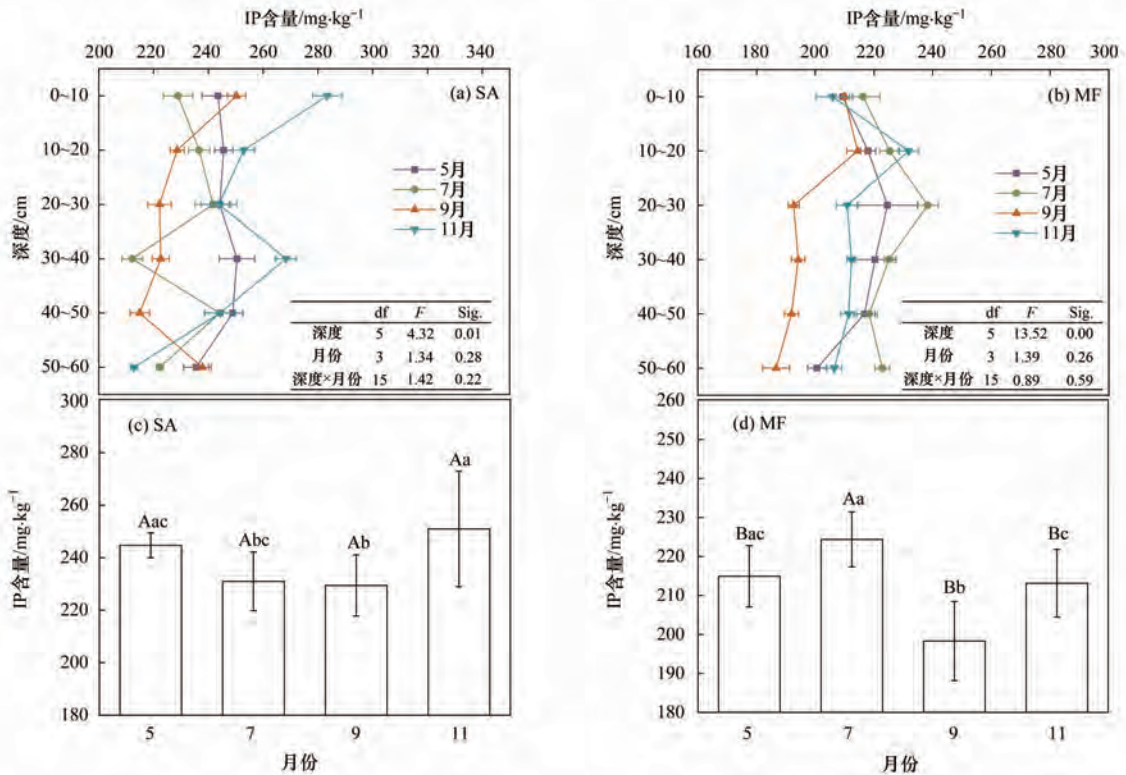
2.2.1 土壤中总无机磷含量

湿地土壤中的 TP 可分为无机磷和有机磷两大

部分, 其中无机磷是土壤磷素的一个极其重要的组成成分, 是植物所需磷的主要来源^[9]. SA 区和 MF 区土壤 IP 含量分别为 212.22 ~ 283.42 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和

187.67 ~ 238.29 mg·kg⁻¹, 其平均含量分别为 239.00 mg·kg⁻¹ 和 212.68 mg·kg⁻¹. 从图 3 可得月份变化对土壤 IP 存在显著影响 ($P < 0.01$), 而土层深度、两者之间的交互作用对土壤 IP 影响不显著.

从月份变化上看, SA 区土壤 IP 含量在 9 月达到最低, 平均含量 220.40 mg·kg⁻¹, 显著低于 5 月和 11 月 ($P < 0.05$). 对比两区 IP 含量发现, 除 7 月外, SA 区土壤 IP 含量显著高于 MF 区 ($P < 0.05$).



不同的大写字母表示相同月份不同样地差异显著, 不同小写字母表示同一样地不同月份差异显著 ($P < 0.05$), 误差棒表示均值的标准误差

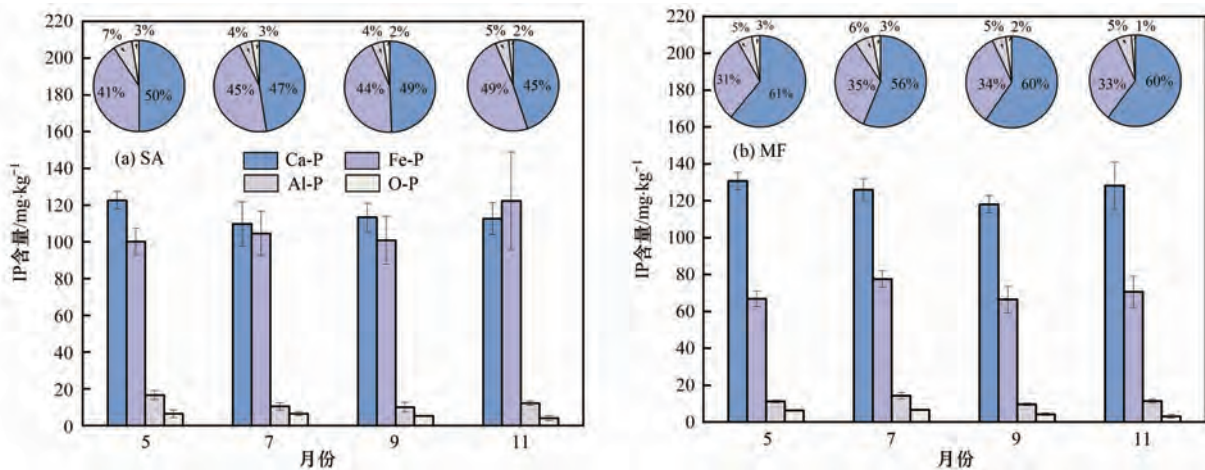
图 3 采样区土壤 IP 含量分布特征

Fig. 3 Distribution characteristics of soil IP content in the sampling area

2.2.2 土壤中无机磷组分含量

土壤中磷素的形态决定磷素有效性, 恰当的磷素分级方法能较好地评价土壤有效磷库的大小和磷素的供应状况^[21]. 研究区不同湿地类型土壤剖面各

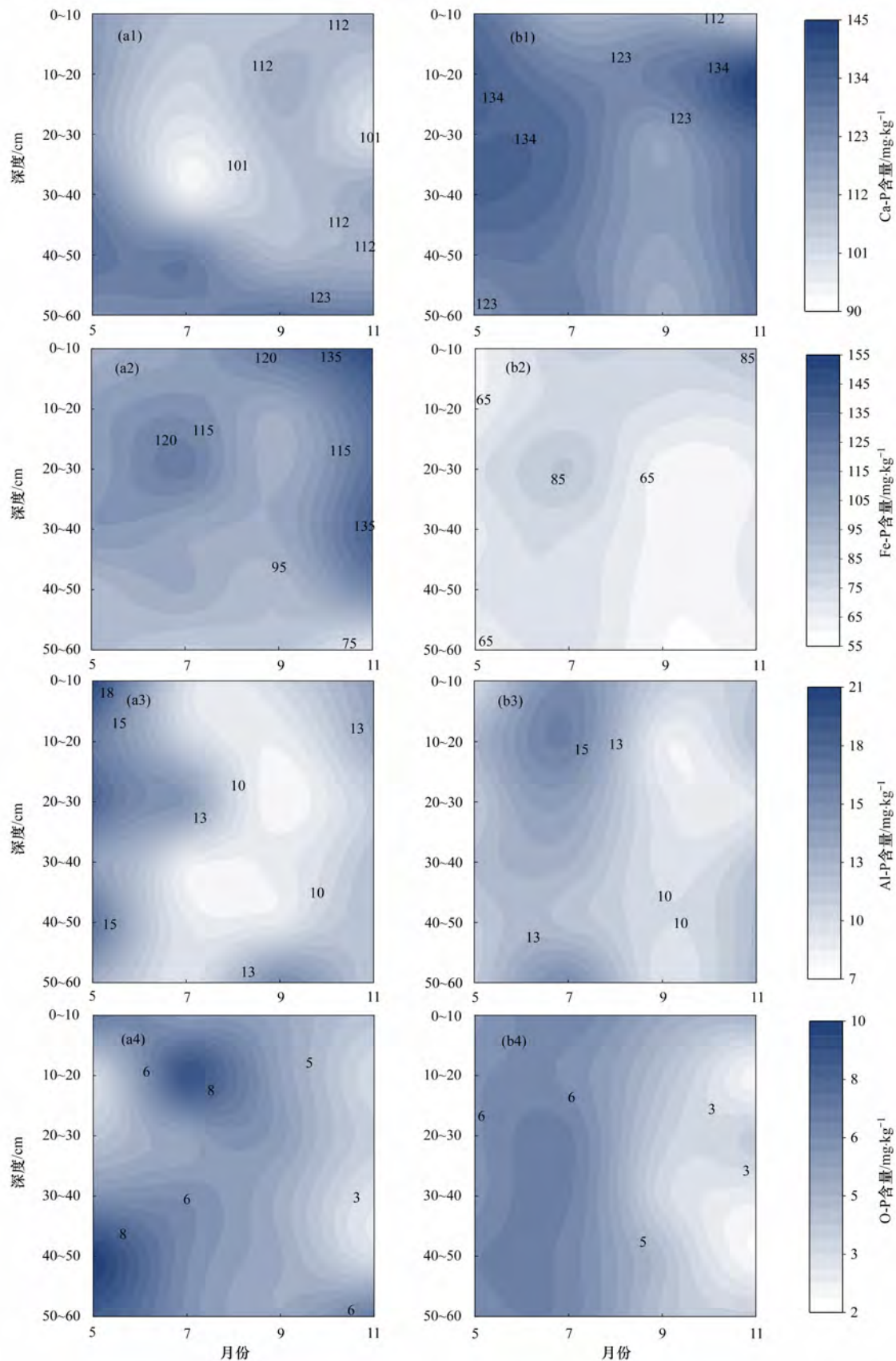
形态无机磷占 IP 总量的百分比见图 4, 其垂直分布随月份的变化见图 5. 研究区湿地土壤钙磷 (Ca-P) 的均值为 120.15 mg·kg⁻¹, 铁磷 (Fe-P) 的均值为 88.65 mg·kg⁻¹, 铝磷 (Al-P) 为 11.91 mg·kg⁻¹, 闭蓄



图中所示为平均含量, 误差棒表示平均值的标准差

图 4 采样区土壤 IP 组分含量变化及百分比

Fig. 4 Changes and percentages of soil IP components in the sampling area



等高线数字对应无机磷各组分含量

图5 采样区无机磷组分垂直分布

Fig. 5 Vertical distribution of inorganic phosphorus components in the sampling area

态磷(O-P)为 $5.25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. 胶州湾湿地土壤 IP 主要以 Ca-P 为主. Ca-P 主要包括自生磷灰石磷及磷

酸钙矿物,如羟基磷灰石和过磷酸钙等^[22]. 在磷形态分级中,通常认为 Ca-P 属于惰性磷的一种,难以

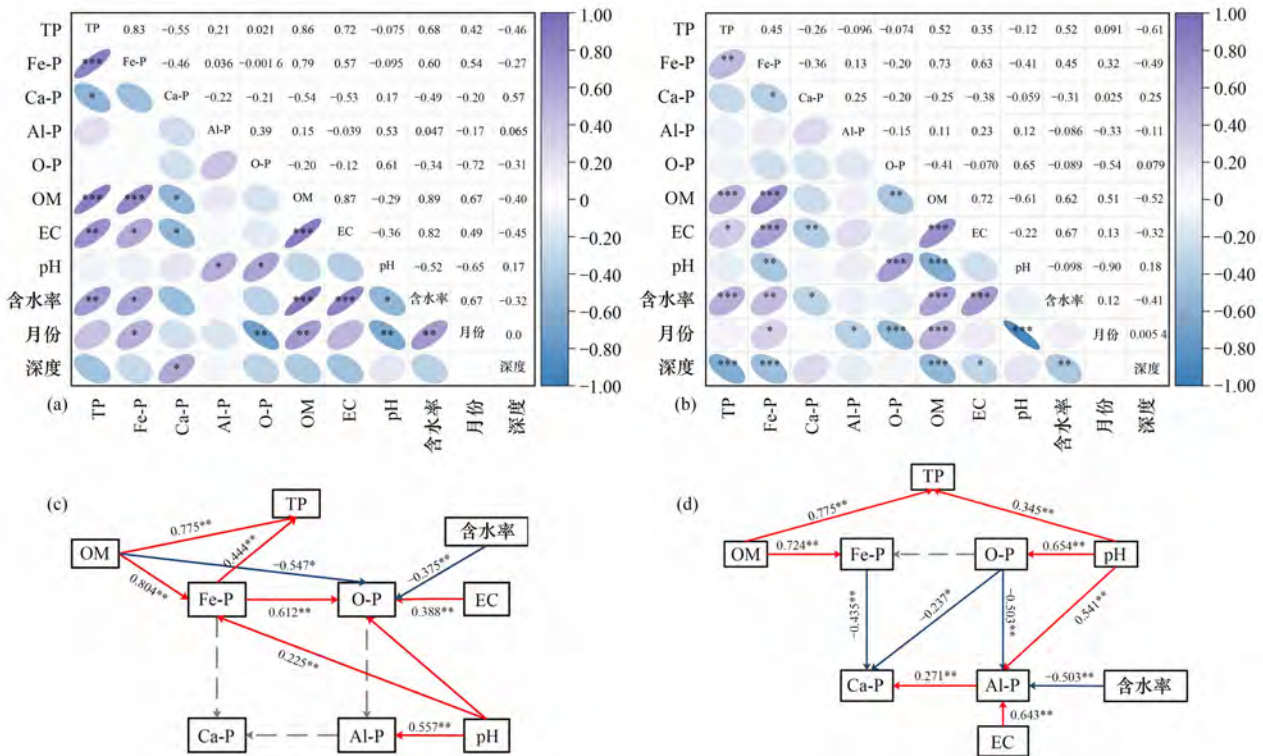
被生物利用,但互花米草入侵后,10~30 cm 层土壤 Ca-P 含量显著降低 ($P < 0.05$),7 月尤为明显(图 5).铁磷(Fe-P)主要是指铁氧化物和氢氧化物胶体表面上吸附的磷,该吸附作用易受环境因子的影响^[16].互花米草入侵后土壤 Fe-P 含量显著增加 ($P < 0.05$),0~40 cm 土壤层含量高于 40~60 cm 层,并且 7 月份在 10~40 cm 土壤表现出明显富集现象(图 5).时间上,SA 区 Ca-P 随着月份推移表现出先降低后增加再降低的趋势,而 Fe-P 变化趋势与之相反(图 4).在本研究区,Al-P 和 O-P 含量远低于 Ca-P 和 Fe-P,其含量变化主要体现在月份变化上,在土壤剖面上没有明显差异(图 5),5 月 SA 区土壤 Al-P 含量显著高于 MF 区,7 月显著低于 MF 区;9 月 SA 区土壤 O-P 含量显著高于 MF 区($P < 0.05$).

2.3 湿地土壤磷素形态间的相关性分析

湿地土壤中的磷生物地球化学过程涉及磷组分之间的转化,土壤环境强烈影响这些转化^[21].相关分析确定了互花米草入侵前后不同磷组分与土壤环境因子之间的关系[图 6(a)和 6(b)].互花米草入侵前 TP 与 Ca-P 呈显著负相关 ($P < 0.05, R = -0.55$),与 Fe-P 呈显著正相关 ($P < 0.001, R =$

0.83).互花米草入侵降低了 TP 与 Fe-P 的相关性 ($P < 0.01, R = 0.45$),Fe-P 与 Ca-P 呈显著负相关 ($P < 0.05, R = -0.36$).比较图 6(a)和图 6(b),发现互花米草入侵前后 OM 与 TP 和 Fe-P 始终保持高度正相关 ($P < 0.001$).值得注意的是,互花米草入侵后,pH 值与 Fe-P 呈显著负相关 ($P < 0.01, R = -0.41$),土壤深度与 TP 和 Fe-P 呈显著负相关 ($P < 0.001$).

利用结构方程模型进一步确定了互花米草入侵前后土壤磷含量的主要环境驱动因子[图 6(c)和 6(d)].剔除不显著路径后,模型具有显著性(卡方 $P > 0.05$),拟合优度指数($GFI_{SA} = 0.910, GFI_{MF} = 0.980$)和卡方自由度比(χ^2/df)可接受.SEM 分析表明,OM、含水率、EC 和 pH 对 IP 有显著影响,OM 对 Fe-P 的影响最大 ($P < 0.01$),互花米草入侵前后的标准化系数分别为 0.804 和 0.724,说明互花米草入侵并没有改变 OM 与 Fe-P 的关系,土壤 Fe-P 含量随有机质含量的增加而增加.互花米草入侵前,土壤 pH 对 Fe-P、Al-P 和 O-P 含量均具有显著正向影响,而 Ca-P 作为土壤的不溶性组分,对土壤环境变化没有明显响应.与入侵前不同,入侵后 IP 组分



(a) 和 (b) 分别为互花米草入侵前 (MF 区) 和入侵后 (SA 区) 磷组分相关性分析,数字表示相关系数,紫色表示正相关,蓝色表示负相关,椭圆越小相关系数越大; (c) 和 (d) 分别为互花米草入侵前 (MF 区) 和入侵后 (SA 区) 结构方程模型,数字表示标准化路径系数,带箭头的实线表示有重要影响的路径,红色实线表示正向路径,蓝色实线表示负向路径,灰色虚线表示无意义的路径;经 Fisher 检验,模型拟合良好: (c) $\chi^2 = 15.01, \chi^2/df = 1.67, GFI = 0.980, CFI = 0.970$; (d) $\chi^2 = 50.12, \chi^2/df = 2.64, GFI = 0.910, CFI = 0.933$. * 表示显著水平: * 表示 $P < 0.05$; ** 表示 $P < 0.01$; *** 表示 $P < 0.001$

图 6 湿地土壤磷组分相关性分析和结构方程模型

Fig. 6 Correlation analysis and structural equation model of the phosphorus components in wetland soils

之间存在关联特征, Fe-P 对 Ca-P 有显著负效应 ($P < 0.01$) 标准化路径系数为 -0.435 , Al-P 对 Ca-P 有显著正效应 ($P < 0.05$). 值得注意的是, Ca-P 对土壤养分状况的变化没有反应. 这个模型分别解释了 71% (入侵前) 和 52% (入侵后) 的 Fe-P 变异.

3 讨论

3.1 研究区土壤磷含量水平

本研究区湿地土壤 TP 含量平均值是 $429.45 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 其值低于长江河口^[23]、闽江河口^[24]和珠江河口^[25]等(表 2). P 主要来自于土壤的天然母体. 本研究区湿地土壤主要发育于河海相沉积母质^[26]与河水冲淤的泥沙沉积形成的土壤母质相比肥力较低, 含磷量低. 此外, 滨海湿地是典型的海陆交接地带, 周边径流的贡献将直接影响土壤 P 含量. 与长江和渤海相比, 胶州湾径流量低, 外源不足. 本研究区土壤无机磷中 Ca-P 含量最高(图 4), 与河海相沉积物中 Ca-P 占主要优势一致^[4]. 有研究表明, 有机质矿化也会增加土壤中 Ca-P 丰度^[22], 然而在本研究中, SEM 结果表示 OM 对 Ca-P 含量没有明显影响, 因此土壤中 Ca-P 的滞留也可能是钙与

土壤中的矿物石英和方解石结合沉淀而来. 此外, 钙磷含量可以较好地反映海陆相互作用的强弱. 有研究发现, 河口或滨海湿地因受海洋作用较强, 土壤中钙磷含量往往占较大比重^[27]. 胶州湾河口湿地土壤中除 Ca-P 外, Fe-P 也占有很大比重, 占总无机磷含量的 31.09%~48.74%, Fe-P 与有机质含量呈显著正相关关系 ($P < 0.01$), 说明有机质的累积和氧化降解会影响土壤中 Fe-P 的丰度. 本研究区土壤 Fe-P 含量远低于印度 Cochin 河口^[28], 胶州湾湿地属于温带, 温度和降水量均低于属于热带的 Cochin 河口湿地, 土壤风化作用不强烈, 土壤铁含量 ($35.325 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) 低于 Cochin 湿地铁含量 ($74.531 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)^[18], 进而造成了湿地 Fe-P 含量的差异. 本研究区土壤 Al-P 含量为 $7.70 \sim 20.48 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 占 IP 的 4.33%~6.75%, 远低于 Fe-P 含量, 这是由于磷酸盐在铝氧化物表面的结合力小于在铁氧化物表面的结合力^[27]. 闭蓄态磷 (O-P) 也称为惰性磷或者不溶性磷, 主要来自表面水合铁氧化物包裹的结合态磷盐和自然岩石状态磷^[29], 本研究区 O-P 含量较低, 平均含量只有 $5.25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 占 IP 的 1.43%~2.93%.

表 2 不同研究区磷素含量对比

Table 2 Comparison of P morphological contents in different research areas

研究区域	TP/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	IP/TP/%	各形态占 IP 比例/%	植被类型
葡萄牙 Mondego 河口湿地 ^[6]	465~837	54~76	Ca-P: 16.27~43.18; Fe/Mn-P: 13.07~32.30; Al-P: 10.66~20.52; Ex-P: 1.07~2.53	互花米草
印度 Cochin 河口湿地 ^[28]	313~2383	—	Fe-P: 4~75 以 Fe-P、O-P 和 Ca-P 为主	—
中国长江口湿地 ^[23]	437.6~1103.7	70~92	Fe-P: 9.4~40.7; Ca-P 小于 5	高潮滩: 芦苇和互花米草; 中潮滩: 蔗草和海三棱蔗草
中国珠江口湿地 ^[25]	648.9~1064.0	60.52~65.11	Fe/Al-P: 23~42; Al/Ca-P: 21~67	芦苇和红树林
中国闽江河口湿地 ^[24]	160.33~1071	54.4~79.5	Fe/Al-P: 58.11; Ca-P: 34.80	互花米草
胶州湾河口湿地(本研究)	335.36~549.96	47.33~64.81	Fe-P: 31.09~48.74; Ca-P: 44.85~60.81; Al-P: 4.33~6.75; O-P: 1.43~2.93	互花米草

3.2 互花米草入侵对于湿地磷含量的影响

3.2.1 互花米草入侵对湿地总磷含量的影响

植物入侵对土壤磷具有重要影响, 它通过对磷的吸收、累积、归还以及根系作用等方式直接或间接改变土壤磷含量的高低及分布^[24, 27, 29]. 本研究区发现, 互花米草入侵在一定程度上改变了胶州湾湿地土壤磷的分布格局, 同时经重复方差检验得出月份变化和土壤深度对土壤 TP 均存在显著影响 ($P < 0.01$). 从图 2 可知, 互花米草入侵后土壤 TP 在 7 月含量最高, 此时胶州湾正值雨季, 较好的水热条件可提高微生物活性, 促进地表凋落物的分解和土壤磷的释放. 尽管此时互花米草处于生长旺季, 对养分需求较高, 磷总吸收量 P_A 达到全年峰值 $8.94 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ (表 3), 但其与地表残体的 P 养分归还量相比较低.

就垂直方向而言, 0~60 cm 每一土壤层 TP 含量均表现为互花米草湿地 > 光滩区, 特别是 0~30 cm 土层. 互花米草地下生物量多集中于 0~40 cm 土壤层, 其发达的根系形成于土壤剖面的根孔可显著增加土壤的水分迁移能力, 增加土壤 TP 的垂直迁移能力^[17], 这也是 7 月 SA 区在 10~30 cm 出现 P 明显富集现象的原因, 此时互花米草根生物量为全年最高值 $762.33 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$.

3.2.2 互花米草入侵对胶州湾河口湿地无机磷赋存形态的影响

已有研究表明植被群落是影响湿地土壤磷素形态及其在土壤剖面上分布差异的主要因素^[21]. 在本研究中, 互花米草入侵使得湿地土壤 IP 含量增加 (增幅为 21.32%). 作为胶州湾湿地土壤中 IP 的主

表 3 互花米草不同器官生物量、磷含量、磷吸收量和磷富集系数¹⁾
Table 3 Biomass, TP content, P_A , and EC of different organs in *S. alterniflora*

项目	类型	5 月	7 月	9 月	11 月
生物量/ $g \cdot m^{-2}$	根	275.79	762.33	564.56	539.83
	茎	858.37	1 262.60	1 684.47	1 876.67
	叶	223.33	566.85	840.93	735.96
	总量	1 357.49	2 591.79	3 089.96	3 152.46
TP/ $g \cdot kg^{-1}$	根	0.62	0.69	0.64	0.76
	茎	0.64	0.89	0.50	0.53
	叶	1.31	1.87	1.34	1.40
	总量	2.57	3.45	2.48	2.69
$P_A / g \cdot m^{-2}$	根	0.17	0.53	0.36	0.41
	茎	0.55	1.12	0.84	0.99
	叶	0.29	1.06	1.13	1.03
	总量	3.49	8.94	7.66	8.48
EC	根	1.41	1.36	1.35	1.59
	茎	1.46	1.76	1.05	1.11
	叶	2.96	3.69	2.81	2.95
	总量	5.82	6.81	5.22	5.66

1) 数据均为平均值

要存在形式, Ca-P 和 Fe-P 含量的变化最能体现磷素在互花米草入侵下的变化趋势. 互花米草入侵后, 研究区表现出 0 ~ 40 cm 土壤 Fe-P 相对富集, Ca-P 相对减少的现象, SEM 模型结果显示, 互花米草入侵后 Fe-P 含量对 Ca-P 有显著负向影响 ($R = -0.435$, $P < 0.001$). 植被根系分泌的有机酸活化土壤的 Al-P、Ca-P 和 Fe-P, 其中低分子有机酸可将有效性低的 Ca-P 转化为其他形态无机磷供自身利用^[21, 30]. 此外, 根系分泌的其他无机物质, 如 H^+ 、 OH^- 和 CO_2 等, 改变环境的 pH 值, 从而影响湿地中磷的赋存形态^[31]. 本研究表明, 互花米草入侵后 SA 区土壤 pH 低于 MF 区(表 1), 低 pH 促进不溶性 Ca-P 的溶解和羟基磷灰石(HAP)的释放, 一旦不稳定的 PO_4^{3-} 从 HAP 释放到土壤中, 由于 PO_4^{3-} 对氧化铁的高亲和力, 它可能与氧化铁结合形成 Fe-P, 随后储存在土壤中^[32]. 作为稳定态磷的 O-P 实质上是被铁氧化物 Fe_2O_3 胶膜包被的还原性磷酸铁铝盐, 其在还原条件下将被分解^[29], 而 0 ~ 40 cm 是互花米草根系主要分布区域, 在根毛呼吸作用下土壤氧化还原电位(Eh)降低, 部分 O-P 转化成为 Fe-P. SEM 模型结果表明 OM 是影响 Fe-P 含量分布的主要因素, 这是由于互花米草的大量凋落物为土壤提供了丰富的有机质来源. 其凋落物由于腐殖质化产生的氧化膜阻碍磷酸根与矿物的结合, 并且降解时产生的有机酸能溶解固定态磷^[33], 促使 Ca-P 释放, Fe-P 含量增加. 在本研究中, 土壤含水率与 Fe-P 含量呈极显著正相关 ($P < 0.01$), 表明淹水条件也是影响土壤磷素组分的关键因素. 淹水前期, 土壤产生大量 Fe^{2+} , 但在持续淹水的过程中, Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 能

够形成 $Fe^{2+} - Fe^{3+}$ 无定形混合氢氧化物沉淀, 其表面积大于三价铁氧化物, 对磷酸根的吸附位点更多, Fe-P 含量增加^[21].

已有研究指出, Ca-P 属于滨海环境中重要的磷素蓄积库, 而 Fe-P 具有潜在的生物有效性, 土壤磷素的迁移和转化与土壤 Ca-P 活性增加显著相关, 其中植被群落对无机磷形态有至关重要的作用, 如梁威等^[34]的研究发现互花米草可将 0 ~ 5 cm 沉积物 Ca-P 向可溶性松散态磷转变. 赖月婷等^[3]的研究发现, 互花米草湿地 Ca-P 远低于短叶茳茅和扁穗莎草, 铁铝磷含量较高. 此外, 其他湿地植物也可明显改善湿地沉积物的物理化学特性, 促进 Ca-P 向有效性高的形态转化. 如包先明等^[21]的研究指出苔草、芦苇和酸模可将土壤 Ca-P 活化, 造成 Fe-P 等形成土壤层表聚; 刘晶晶等^[30]的研究通过对比扁秆蔗草、芦苇和茭白根际和非根际土壤无机磷组分含量, 发现在 3 种植物根系的作用下, 某些有效性较低的 Ca-P 形态被大量转化成 Fe-P 等. 综上, 相对于光滩, 互花米草入侵后胶州湾滨海湿地土壤中 Ca-P 含量降低, Fe-P 含量增加, 提高了胶州湾湿地土壤磷的有效性.

4 结论

(1) 互花米草入侵后湿地土壤 TP 和 IP 平均含量 ($472.70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $239.00 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 明显高于入侵前光滩湿地 ($386.19 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $212.68 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). TP 和 IP 含量的明显改变, 与入侵过程中土壤有机质含量的变化有关.

(2) 互花米草区和光滩区各形态无机磷含量整

体均表现为: $\text{Ca-P} > \text{Fe-P} > \text{Al-P} > \text{O-P}$, Ca-P 和 Fe-P 是土壤 IP 的主要成分, 分别占 IP 的 45%~61% 和 31%~49%。互花米草入侵后, 10~30 cm 层土壤 Ca-P 含量显著降低, Fe-P 含量显著增加并在 10~40 cm 土壤表现出明显富集现象, 尤其是 7 月表现最为明显。

(3) SEM 模型结果显示, 互花米草入侵后, Fe-P 对 Ca-P 有显著负效应, 进而说明互花米草入侵不仅对湿地土壤磷含量有明显影响, 也改变不同磷形态间的转化, 提高土壤磷的有效性。

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] 刘景双. 湿地生物地球化学研究[J]. 湿地科学, 2005, 3(4): 302-309.
Liu J S. Wetland biogeochemistry research [J]. Wetland Science, 2005, 3(4): 302-309.
- [3] 赖月婷, 吴如林, 龚开晟, 等. 闽江口湿地沉积物各形态磷分布特征及风险评价[J]. 水土保持学报, 2019, 33(1): 171-177, 185.
Lai Y T, Wu R L, Gong K S, et al. Distribution characteristics and risk assessment of phosphorus speciation in the sediments of Min River Estuary wetland [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2019, 33(1): 171-177, 185.
- [4] 宋佳伟, 徐刚, 张扬, 等. 环渤海芦苇湿地磷的吸附容量及释放风险评估[J]. 环境科学, 2020, 41(2): 728-733.
Song J W, Xu G, Zhang Y, et al. Phosphorus storage capacity and loss risk in coastal reed wetland surrounding Bohai Sea [J]. Environmental Science, 2020, 41(2): 728-733.
- [5] Zeng Q C, Liu Y, Xiao L, et al. How fencing affects the soil quality and plant biomass in the grassland of the loess plateau [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2017, 14(10), doi: 10.3390/ijerph1410117.
- [6] Coelho J P, Flindt M R, Jensen H S, et al. Phosphorus speciation and availability in intertidal sediments of a temperate estuary: relation to eutrophication and annual P-fluxes [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2004, 61(4): 583-590.
- [7] 童晓雨, 孙志高, 曾阿莹, 等. 闽江河口互花米草海向入侵对湿地土壤无机硫赋存形态的影响[J]. 应用生态学报, 2019, 30(10): 3518-3526.
Tong X Y, Sun Z G, Zeng A Y, et al. Effects of *Spartina alterniflora* invasion in a seaward direction on variations of inorganic sulfur forms in marsh soils of the Minjiang River Estuary, China [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2019, 30(10): 3518-3526.
- [8] 解雪峰, 孙晓敏, 吴涛, 等. 互花米草入侵对滨海湿地生态系统的影响研究进展[J]. 应用生态学报, 2020, 31(6): 2119-2128.
Xie X F, Sun X M, Wu T, et al. Impacts of *Spartina alterniflora* invasion on coastal wetland ecosystem: advances and prospects [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2020, 31(6): 2119-2128.
- [9] Xie R R, Zhu Y C, Li J B, et al. Changes in sediment nutrients following *Spartina alterniflora* invasion in a subtropical estuarine wetland, China [J]. CATENA, 2019, 180: 16-23.
- [10] 黄翊兰, 崔丽娟, 李春义, 等. 滨海滩涂湿地不同植被土壤磷的生物有效性及其影响因子分析[J]. 生态环境学报, 2019, 28(10): 1999-2005.
Huang Y L, Cui L J, Li C Y, et al. Biologically-based availability and influencing factors of soil phosphorus under different vegetation in coastal beach wetlands [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2019, 28(10): 1999-2005.
- [11] Feng J X, Zhou J, Wang L M, et al. Effects of short-term invasion of *Spartina alterniflora* and the subsequent restoration of native mangroves on the soil organic carbon, nitrogen and phosphorus stock [J]. Chemosphere, 2017, 184: 774-783.
- [12] 邵学新, 梁新强, 吴明, 等. 杭州湾潮滩湿地植物不同分解过程及其磷素动态[J]. 环境科学, 2014, 35(9): 3381-3388.
Shao X X, Liang X Q, Wu M, et al. Decomposition and phosphorus dynamics of the litters in standing and litterbag of the Hangzhou Bay coastal wetland [J]. Environmental Science, 2014, 35(9): 3381-3388.
- [13] 刘长娥, 杨永兴, 杨杨. 九段沙中沙湿地植物磷元素的分布积累与动态[J]. 同济大学学报(自然科学版), 2008, 36(11): 1537-1541.
Liu C E, Yang Y X, Yang Y. Distribution, accumulation and development of element P in middle shoal plants of Jiuduansha Wetlands [J]. Journal of Tongji University (Natural Science), 2008, 36(11): 1537-1541.
- [14] Yu X Q, Yang J, Liu L M, et al. Effects of *Spartina alterniflora* invasion on biogenic elements in a subtropical coastal mangrove wetland [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(4): 3107-3115.
- [15] Wang X T, Jiang Z X, Li Y, et al. Inorganic carbon sequestration and its mechanism of coastal saline-alkali wetlands in Jiaozhou Bay, China [J]. Geoderma, 2019, 351: 221-234.
- [16] 杜文鸿, 徐振, 谢文霞, 等. 胶州湾盐沼不同植物群落下土壤磷的分布特征[J]. 湿地科学, 2016, 14(3): 415-420.
Du Y H, Xu Z, Xie W X, et al. Distribution characteristics of phosphorus under different vegetation communities in salt marshes of Jiaozhou Bay [J]. Wetland Science, 2016, 14(3): 415-420.
- [17] 苗萍, 谢文霞, 于德爽, 等. 胶州湾互花米草湿地氮、磷元素的垂直分布及季节变化[J]. 应用生态学报, 2017, 28(5): 1533-1540.
Miao P, Xie W X, Yu D S, et al. Vertical distribution and seasonal variation of nitrogen, phosphorus elements in *Spartina alterniflora* wetland of Jiaozhou Bay, Shandong, China [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2017, 28(5): 1533-1540.
- [18] 燕倩, 谢文霞, 沙梦乔, 等. 互花米草入侵对胶州湾河口湿地土壤总铁分布的影响[J]. 生态学报, 2020, 40(12): 3991-3999.
Yan Q, Xie W X, Sha M Q, et al. Effects of *Spartina alterniflora* invasion on soil total iron distribution in estuary wetland of Jiaozhou Bay [J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(12): 3991-3999.
- [19] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. (第三版). 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [20] 顾益初, 蒋柏蕃. 石灰性土壤无机磷分级的测定方法[J]. 土壤, 1990, 22(2): 101-102.
- [21] 包先明, 崔宏. 退耕还湖后不同植被群落湿地土壤剖面磷素形态分布特征[J]. 土壤, 2019, 51(1): 25-31.
Bao X M, Cui H. Distribution of phosphorus fractions in wetland soil profiles under different vegetation communities after returning farmland to lake [J]. Soil, 2019, 51(1): 25-31.
- [22] Kang X M, Song J M, Yuan H M, et al. Phosphorus speciation

- and its bioavailability in sediments of the Jiaozhou Bay [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2017, **188**: 127–136.
- [23] 侯立军, 陆健健, 刘敏, 等. 长江口沙洲表层沉积物磷的赋存形态及生物有效性 [J]. *环境科学学报*, 2006, **26**(3): 488–494.
Hou L J, Lu J J, Liu M, *et al.* Species and bioavailability of phosphorus in surface sediments from the shoals in the Yangtze Estuary [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2006, **26**(3): 488–494.
- [24] Li J B, Lai Y T, Xie R R, *et al.* Sediment phosphorus speciation and retention process affected by invasion time of *Spartina alterniflora* in a subtropical coastal wetland of China [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, **25**(35): 35365–35375.
- [25] Wang L L, Ye M, Li Q S, *et al.* Phosphorus speciation in wetland sediments of Zhujiang(Pearl) River Estuary, China [J]. *Chinese Geographical Science*, 2013, **23**(5): 574–583.
- [26] 朱媛媛, 刘素美. 胶州湾沉积物中各形态 P 的分布及其生物地球化学研究 [J]. *海洋环境科学*, 2010, **29**(6): 785–789.
Zhu Y Y, Liu S M. Study on distribution and biogeochemistry of various phosphorus forms in sediments of Jiaozhou Bay [J]. *Marine Environmental Science*, 2010, **29**(6): 785–789.
- [27] 章文龙, 曾从盛, 仝川, 等. 闽江河口芦苇和短叶茳苳沼泽土壤磷分级特征比较 [J]. *湿地科学*, 2014, **12**(6): 683–689.
Zhang W L, Zeng C S, Tong C, *et al.* Comparison of characteristics of phosphorus speciation in soils of *Phragmites australis* and *Cyperus malaccensis* marshes in Min River Estuary [J]. *Wetland Science*, 2014, **12**(6): 683–689.
- [28] Gireeshkumar T R, Deepulal P M, Chandramohanakumar N. Phosphorous speciation in surface sediments of the Cochin Estuary [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, **185**(3): 2535–2552.
- [29] Tang W Z, Zhang H, Zhang W Q, *et al.* Biological invasions induced phosphorus release from sediments in freshwater ecosystems [J]. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2013, **436**: 873–880.
- [30] 刘晶晶, 李敏, 曲博, 等. 湿地挺水植物根系土壤中的磷形态变化与分析 [J]. *中国环境科学*, 2013, **33**(11): 2040–2046.
Liu J J, Li M, Qu B, *et al.* The morphological changes and analysis of phosphorus in the root soil of emergent aquatic plant in the wetland [J]. *China Environmental Science*, 2013, **33**(11): 2040–2046.
- [31] Joop-Jakobsen K, Mueller P, Meier R J, *et al.* Plant-sediment interactions in salt marshes – an optode imaging study of O₂, pH, and CO₂ gradients in the rhizosphere [J]. *Frontiers in Plant Science*, 2018, **9**, doi: 10.3389/fpls.2018.00541.
- [32] Andersson K O, Tighe M K, Guppy C N, *et al.* XANES demonstrates the release of calcium phosphates from alkaline vertisols to moderately acidified solution [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, **50**(8): 4229–4237.
- [33] 张晶. 北京野鸭湖湿地土壤中磷的形态分布和转化行为研究 [D]. 北京: 北京林业大学, 2012.
Zhang J. Distribution and transformation behaviors of phosphorus fractions in soil of Yeyahu Wetland in Beijing city [D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2012.
- [34] 梁威, 邵学新, 吴明, 等. 杭州湾滨海湿地不同植被类型沉积物磷形态变化特征 [J]. *生态学报*, 2012, **32**(16): 5025–5033.
Liang W, Shao X X, Wu M, *et al.* Phosphorus fraction in the sediments from different vegetation type in Hangzhou Bay coastal wetlands [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, **32**(16): 5025–5033.