DOI: 10.5846/stxb201903120466

燕倩,谢文霞,沙梦乔,李萍.互花米草入侵对胶州湾河口湿地土壤总铁分布的影响.生态学报,2020,40(12):3991-3999.

Yan Q, Xie W X, Sha M Q, Li P.Effects of Spartina alterniflora invasion on soil total iron distribution in estuary wetland of Jiaozhou Bay. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(12):3991-3999.

互花米草入侵对胶州湾河口湿地土壤总铁分布的影响

燕 倩,谢文霞*,沙梦乔,李 萍

青岛大学环境科学与工程学院,青岛 266071

摘要: 互花米草是胶州湾滨海湿地典型的入侵物种,为进一步了解互花米草入侵对胶州湾河口湿地土壤总铁含量分布的影响,于 2017 年 3 月、5 月、7 月、9 月和 11 月分别在互花米草湿地和光滩采集土壤样品,并对土壤总铁含量、有机质含量、土壤可溶性盐、pH、含水率、容重和土壤粒度进行测定与分析。结果表明: 互花米草入侵显著提高了土壤总铁含量,两样区 0—50 cm 土层土壤总铁含量差异显著(P<0.05),5 月和 7 月互花米草湿地总铁含量在垂直方向上呈先上升后下降趋势;与光滩在同一采样月份相比,互花米草湿地土壤总铁含量增幅分别为 25.36%、29.50%、17.52%、30.28%和 14.48%。相关性分析表明,互花米草湿地和光滩土壤总铁含量均与有机质含量和可溶性盐呈显著正相关(P<0.01);并且光滩土壤总铁含量与含水率呈显著正相关(P<0.01),与容重呈显著负相关(P<0.01),表明两样区土壤总铁含量受有机质含量和可溶性盐影响较大。

关键词:互花米草入侵;总铁;光滩;河口湿地

Effects of *Spartina alterniflora* invasion on soil total iron distribution in estuary wetland of Jiaozhou Bay

YAN Qian, XIE Wenxia*, SHA Mengqiao, LI Ping

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

Abstract: Spartina alterniflora is a typical invasive species in Jiaozhou Bay coastal wetland. The effects of Spartina alterniflora invasion on soil total iron content variations in estuary wetland of Jiaozhou Bay were studied. Soil samples were collected from Spartina alterniflora wetland and mudflat in March, May, July, September, and November 2017. The contents of total iron, organic matter, soluble salt, pH, water content, bulk density, and particle size in soil were measured and analyzed. The results showed that Spartina alterniflora invasion significantly increased total iron contents in soil, and the differences were significant (P<0.05) in the 0—50 cm soil layers of the two sampling regions. The total iron contents of Spartina alterniflora wetland increased first and then decreased in the vertical direction in May and July. Compared with the mudflat in the same sampling month, the total iron contents of Spartina alterniflora wetland increased by 25.36%, 29.50%, 17.52%, 30.28%, and 14.48%, respectively. The correlation analysis showed that the total iron contents in the soil of Spartina alterniflora wetland and mudflat were positively correlated with the contents of organic matter and soluble salt (P<0.01). The total iron content in mudflat was positively correlated with water content (P<0.01), and negatively correlated with bulk density (P<0.01), which indicated the total iron contents in the two sampling regions were greatly affected by organic matter and soluble salt.

Key Words: Spartina alterniflora invasion; total iron; mudflat; estuary wetland

基金项目:国家自然科学基金项目(41406089)

收稿日期:2019-03-12; 网络出版日期:2020-04-09

^{*}通讯作者 Corresponding author. E-mail: xwx080312@163.com

铁是地壳中含量位于氧、硅、铝之后的第四位元素,是湿地生态系统最基本的生源要素,其生物地球化学循环对湿地生态系统起着极大地作用^[1]。铁的形态和价态变化对湿地环境具有重要的指示性意义^[2]。相关研究表明,重金属的迁移及其生物有效性^[3-5]、营养元素的吸收与释放^[6-7]和温室气体的排放^[8]等受湿地土壤铁元素影响。目前,国外关于湿地土壤铁元素生物地球化学循环的研究较多,例如,法国西部布列塔尼 Mercy湿地铁对金属元素迁移影响和有机质对铁氧化还原反应控制等^[9-11],以及美国威斯康星州湿地铁的研究^[12]。国内关于湿地铁元素研究多集中在三江平原地区^[13-15]、黄河三角洲^[16]、鄱阳湖湿地^[17]、长江三角洲^[18]、闽江河口湿地^[19-21]等内陆湿地和滨海地区。

滨海湿地是陆地和海洋生态系统的过渡带,也是自然界富有生物多样性和较高生产力等特点的生态区。目前我国滨海湿地面积约为579.56万公顷^[22]。已有研究表明,互花米草(Spartina alterniflora)自1979年引入我国滨海湿地以来^[23],在消浪促於、保护海岸线等方面发挥了积极作用,但由于互花米草在我国没有竞争物种及受环境影响,在沿岸快速繁殖扩张,对近海滩涂养殖业产生了消极影响,威胁地区生物多样性,影响滨海湿地生态系统功能,因此在2003年被我国列为入侵物种^[24]。

胶州湾湿地每年为数以万计的候鸟提供停歇地或越冬地,是区域可持续发展的重要生态保障。自胶州湾湿地引入互花米草以来,由于环境适宜,互花米草快速生长蔓延,入侵面积逐渐扩大,对本地碱蓬、芦苇等生物群落产生了一系列的不利影响。当前关于胶州湾湿地互花米草入侵的研究多集中在碳、氮、磷、硫等方面^[25-28],本文选取胶州湾洋河入湾处互花米草入侵的区域和未被入侵的光滩作为采样区,分析和研究互花米草入侵对河口湿地土壤总铁含量时空变化的影响以及总铁与土壤理化性质的相关性,进一步探究互花米草入侵对湿地物质循环的影响,为更加全面客观的评价互花米草入侵对滨海湿地生态系统产生的影响提供基础研究。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

胶州湾位于山东省青岛市境内,是与黄海相通,以潮汐作用为主的山东半岛南部面积最大的半封闭性海湾。该区域属暖温带季风气候,年平均气温为 12.2℃,夏无酷暑,冬无严寒,年平均降水量 775.6 mm,降水量年内分配不均,季节差异悬殊^[29]。胶州湾潮汐是典型的正规半日潮,平均潮差约为 2.71 m,最大潮差约为 6.87 m。胶州湾承接洋河、大沽河、墨水河和白沙河四河流域的水量。洋河全长为 27 km,在胶州市营房镇土埠台村注入胶州湾^[30]。

互花米草茎秆坚韧直立、地下根茎发达,常密布于地下 20—30 cm 深的土壤中,有时可深达 50 cm^[31]。胶州湾湿地的互花米草一般在 3 月下旬返青,4—7 月处在营养生长期,9—10 月为开花期,11 月中旬后植株枯萎,进入非生长季^[28]。

1.2 样品采集与分析

根据代表性、一致性和可行性原则,采用定位研究方法选取洋河入湾口处的互花米草湿地和光滩作为本次的采样区。两样区各设置 3 个平行采样点(图 1),于 2017 年 3 月、5 月、7 月、9 月和 11 月在采样点采用土钻法自下而上进行分层取样,总深度为 60 cm,分别取 0—10 cm、10—20 cm、20—30 cm、30—40 cm、40—50 cm、50—60 cm 土层的土样。采样后,将土样迅速装入密封袋,带回实验室,去除杂质。土样平摊在阴凉通风处,经自然风干后研磨,全部过 100 目筛,装入密封袋备用。

土壤总铁采用邻非啰啉光度法 (HF-HCIO $_4$ -HNO $_3$) 测定,参照《土壤农化分析》 $^{[32]}$ 中的相关方法采用 $K_2Cr_2O_7$ -H $_2SO_4$ 外加热法测有机质含量,电导分析法测可溶性盐,电位法测土壤样品中的 pH,烘干法测含水率,环刀法测土壤容重,Master Sizer 2000 激光粒度分析仪测土壤粒度。整理得到不同样区土壤理化性质 (表 1)。

1.3 指标计算

变异系数(CV,%)[33]计算公式:

 $CV = SD/M \times 100\%$

(标准偏差 SD,平均值 M)

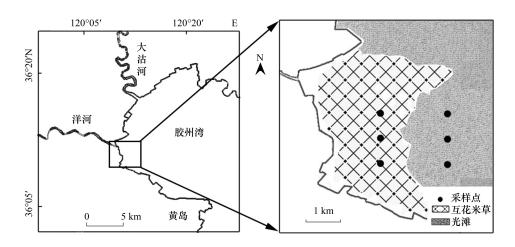


图 1 研究区与采样点

Fig.1 The study area and location of the sampling sites

表 1 不同样区土壤理化性质(0-60 cm)

样区 Sampling sites	月份	有机质 Organic	可溶性盐 Soluble	_	含水率 Water content/%	容重 Bulk density/ (g/cm³)	粒径组成 Particle size/%		
	Month	matter/ (g/kg)	salt/ (mS/cm)	pН			粘粒 Clay (<2 μm)	粉粒 Silt (2—20 μm)	砂粒 Sand (>20 µm)
互花米草湿地	3	15.83±1.13	3.31±0.16	7.60±0.08	79.50±0.01	0.92±0.08	21.65±2.92	62.43±3.37	15.92±7.24
S. alterniflora	5	15.34±1.19	3.96 ± 0.15	7.24 ± 0.06	69.86±0.10	0.91 ± 0.01	20.27±3.01	63.61±4.19	16.12±5.93
wetland	7	14.18±0.68	3.43 ± 0.26	7.24±0.05	77.17±0.06	0.90±0.14	18.51±3.54	65.07±7.52	16.42±8.09
	9	16.66±1.02	3.75 ± 0.13	6.94±0.05	86.35 ± 0.02	0.76 ± 0.01	17.74±3.28	63.00±8.45	19.26±10.38
	11	18.29±3.16	4.12±0.64	6.50 ± 0.08	84.61±0.03	0.85 ± 0.03	25.63±3.30	56.81±6.71	17.56±7.26
光滩 Mudflat	3	11.02±0.94	2.23 ± 0.07	8.13 ± 0.05	67.42±0.11	1.06±0.11	23.42±2.10	66.10±5.78	10.48±8.35
	5	10.54±0.76	2.81 ± 0.15	7.24±0.06	64.95±0.01	0.99 ± 0.06	21.30±2.13	66.35±5.99	12.35±6.52
	7	11.74±0.48	2.39±0.19	7.40±0.12	64.25±0.02	1.05±0.04	18.74±3.73	67.21±8.62	14.05±8.97
	9	11.03±1.44	2.39±0.59	7.01 ± 0.06	81.08±0.13	0.92 ± 0.19	17.88±3.04	67.32±8.11	14.80±9.91

Table 1 Physical and chemical properties in marsh soils of different sampling sites (0— $60~\mathrm{cm}$)

1.4 数据处理

应用 Excel 2010 和 Origin 2017 进行数据处理和绘图,采用 SPSS 22.0 对两样区土壤总铁进行 T-test 检验和单因素方差分析(One-way-ANOVA),并对总铁含量与有机质含量、可溶性盐、pH、含水量、容重和土壤粒度进行 Pearson 相关性分析、主成分分析和逐步线性回归分析。

93.08±0.09

 0.85 ± 0.12

27.39±2.07

62.90±6.34

9.71±8.25

 7.08 ± 0.08

2 结果与分析

2.1 土壤总铁空间分布特征

11

12.68±2.12

 2.94 ± 1.02

整体而言,互花米草入侵区土壤总铁含量为 35.325 g/kg,光滩总铁含量为 28.848 g/kg。不同月份光滩总铁含量均低于互花米草湿地,且差异显著(P<0.05)(表 2)。3 月互花米草湿地土壤总铁含量在 0—10 cm 土层最高,50—60 cm 土层最低,总铁含量随土壤深度增加呈现出"S"变化趋势(图 2)。5 月和 7 月互花米草湿地 10—20 cm 土层总铁含量均高于 0—10 cm 土层,总铁含量随土壤深度增加呈先增后减趋势。9 月和 11 月互花米草湿地土壤总铁含量随土壤深度增加呈波动下降趋势。由不同月份土壤总铁含量分布特征可见(表 2),互花米草湿地 9 月与 7 月、11 月土壤总铁含量差异显著(P<0.05),其他月份间差异不显著(P>0.05)。在

光滩区,9月土壤总铁含量在0—10 cm 土层最高,50—60 cm 最低,总铁含量在垂直方向上随土壤深度增加逐渐下降,与11月土壤总铁含量变化呈相似的下降趋势(图 2)。光滩各月份间土壤铁含量差异不显著(P>0.05)。通过变异系数(CV)对两样区土壤总铁含量空间变异性进行分级^[33]:CV<10%为弱变异性,10%—100%为中等变异性,CV>100%为强变异性。互花米草湿地各月份土壤总铁含量垂直分布为弱变异性,光滩9月、11月土壤总铁含量垂直分布为中等变异性,3月、5月和7月为弱变异性(表2)。

表 2 不同月份土壤总铁含量分布特征(0-60 cm)

Table 2 Variations of total iron contents in different months (0-60 cm)

月份	互花米草湿地 S. alterniflore	a wetland	光滩 Mudflat		
Month	总铁含量 Total iron content/(g/kg)	CV/%	总铁含量 Total iron content/(g/kg)	CV/%	
3	34.89±1.55Aab	4.43	27.83±0.92Ba	3.30	
5	35.98±1.67Aab	4.65	27.78±1.09Ba	3.93	
7	34.48±1.67Aa	4.83	29.34±0.93Ba	3.18	
9	36.82±2.31Ab	6.29	28.26±3.79Ba	13.43	
11	34.00±3.04Aa	8.95	29.70±3.40Ba	11.44	

不同大写字母表示不同样区同一月份间差异显著,不同小写字母表示同一样区不同月份间差异显著(P<0.05)

由不同样区土壤总铁水平分布特征可见(表 3),互花米草湿地与光滩 0—10 cm、10—20 cm、20—30 cm、30—40 cm 和 40—50 cm 土层土壤总铁含量差异显著(P<0.05),两样区 50—60 cm 土层土壤总铁含量差异不显著(P>0.05)。互花米草湿地 0—10 cm、10—20 cm、20—30 cm、30—40 cm 和 40—50 cm 土层土壤总铁含量 水平分布为弱变异性,50—60 cm 土层为中等变异性。互花米草湿地 50—60 cm 土层土壤总铁含量分别与同一样区 0—10 cm、10—20 cm、20—30 cm 和 30—40 cm 土层差异显著(P<0.05),其他土层间总铁含量差异不显著(P>0.05)。光滩 0—10 cm 和 10—20 cm 土层土壤总铁含量水平分布为中等变异性,20—30 cm、30—40 cm、40—50 cm 和 50—60 cm 土层为弱变异性。光滩 0—10 cm 土层总铁含量分别与 20—30 cm、30—40 cm、40—50 cm 和 50—60 cm 土层差异显著(P<0.05),10—20 cm 土层总铁含量与 50—60 cm 土层差异显著(P<0.05),其他光滩各土层间总铁含量差异不显著(P>0.05)。

表 3 不同样区土壤总铁水平分布特征

Table 3 Horizontal variations of total iron contents in different sampling sites

土壤深度	互花米草湿地 S. alterniflore	a wetland	光滩 Mudflat		
上張休及 Depth/cm	总铁含量 Total iron content/(g/kg)	CV/%	总铁含量 Total iron content/(g/kg)	CV/%	
0—10	36.82±3.56Aa	9.66	31.07±4.45Bc	14.32	
10—20	36.35±3.01Aa	8.28	29.37 ± 3.54 Bbc	12.07	
20—30	35.82±2.05Aa	5.72	$28.39 \pm 2.81 Bab$	9.90	
30—40	35.43±2.62Aa	7.40	$28.06 \pm 1.96 \text{Bab}$	6.99	
40—50	34.39±2.12Aab	6.15	$28.28 \pm 2.27 \text{Bab}$	8.03	
50—60	$32.60 \pm 4.02 \text{Ab}$	12.34	26.33±2.07Aa	7.79	

不同大写字母表示不同样区同一土层差异显著,不同小写字母表示同一样区不同土层差异显著(P<0.05)

2.2 土壤总铁时间分布特征

互花米草湿地各月份土壤总铁含量依次是 34.889 g/kg、35.977 g/kg、34.478 g/kg、36.818 g/kg、34.001 g/kg、光滩土壤总铁含量依次是 27.831 g/kg、27.781 g/kg、29.337 g/kg、28.261 g/kg、29.700 g/kg,含量增幅分别为 25.36%、29.50%、17.52%、30.28%、14.48%。与光滩相比,9 月互花米草湿地土壤总铁含量增幅最大,11 月增幅最小。互花米草湿地土壤总铁含量随时间呈"M"变化趋势,5 月土壤总铁含量高于 3 月和 7 月,9 月总铁含量达到最高值,11 月总铁含量最低。光滩土壤总铁含量随采样时间呈波动上升趋势,3 月和 5 月总铁含量相近,7 月有所上升,11 月总铁含量最高(图 3)。

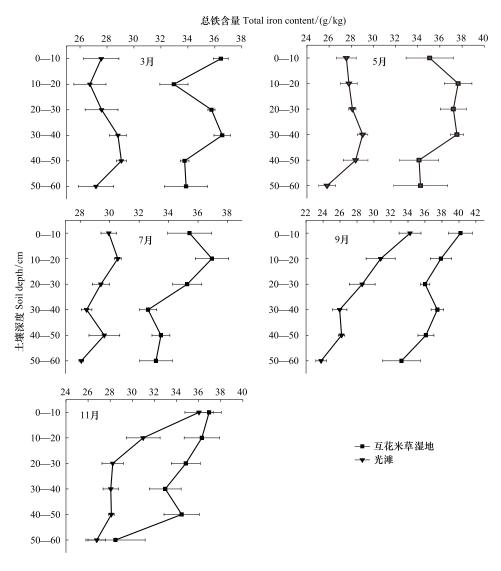


图 2 不同采样月份土壤总铁含量垂直分布特征

Fig.2 Vertical variations of total iron contents in marsh soils of different sampling months

3 讨论

3.1 互花米草入侵对土壤总铁含量时空分布的影响

胶州湾河口湿地互花米草入侵下土壤总铁含量高于光滩,两样区土壤总铁含量上层(0—30 cm)均高于下层(30—60 cm),总体来说,土壤总铁含量随土壤深度增加而降低,这与米慧珊等人关于闽江河口湿地土壤铁含量在垂直方向上分布的研究结果相似^[20]。

在本研究中,5 月互花米草湿地 10—40 cm 土层土壤总铁含量高于 0—10 cm 土层(图 2),一方面这可能与互花米草处在营养生长期有关,互花米草是多年生草本植物,处在营养生长期的植株根系在土壤中快速向下伸长,根系活动强度加强,改变了土壤的通透性并间接促进了土壤微生物的活性[34-35]。根系吸收能力强,分泌物增多[36],土壤有机质含量增加,加速了土壤铁的合成转化速率;另一方面与温度有关,5 月研究区温度变化显著,较大的温差使得土壤表层温度不稳定[37],10—40 cm 土层土壤温度比 0—10 cm 土层土壤温度稳定,下层土壤微生物活性高,土壤中铁还原微生物将外界的三价铁作为电子受体,氧化有机质底物,将三价铁还原为二价铁,在此过程中完成呼吸作用[36],使得 10—40 cm 土层土壤总铁含量高于 0—10 cm 土层,影响了

土壤总铁含量的垂直分布规律。9月和11月互花米草湿地土壤总铁含量随土壤深度增加呈先下降后上升然后下降的趋势,9月互花米草区30—40 cm 土层总铁含量高于20—30 cm 土层,11月40—50 cm 土层总铁含量高于30—40 cm 土层,这可能与植株根系活动增加了土壤通透性,加强了土壤向下淋溶作用有关,互花米草湿地土壤中可溶性铁随土壤水分由土壤表层向下层移动,在土壤剖面中形成淋溶层和淀积层,该层土壤总铁含量高于上层,这与邹元春等关于环形湿地土壤总铁含量的土壤剖面分布规律相似[15]。

在水平方向上,互花米草湿地和光滩同一土层 (0—50 cm)土壤总铁含量差异显著 (P<0.05),50—60 cm 土层两样区土壤总铁含量差异不显著 (P>0.05)(表3)。一方面这可能与土壤中互花米草植株根系长度有

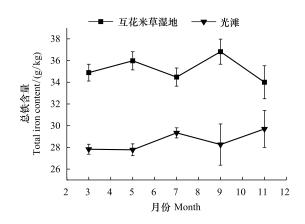


图 3 不同样区土壤总铁含量时间变化特征

Fig. 3 Temporal variations of total iron contents in different sampling sites

关,互花米草作为胶州湾滨海湿地的典型入侵物种,根系在样区 0—40 cm 土层中较多;另一方面由于互花米草的入侵,导致湿地土壤微生物及生境发生了改变,互花米草湿地土壤根际与光滩有所差别^[35-36]。根系生长显著增加了土壤的通透性,提高铁向下迁移的能力,根系生长的土层中总铁含量增高,影响显著。互花米草湿地 50—60 cm 土层中根系较少,对土壤铁含量影响不明显,所以两样区土壤总铁含量在这一土层差异不显著。

互花米草入侵下湿地土壤总铁含量因时间而有所变化(图 3)。5 月和7 月互花米草处在营养生长期,根系生长、吸收和分泌等生命活动旺盛,但7 月互花米草区土壤总铁含量低于5 月,这可能是因为7 月样区气温高于5 月,气温与湿地土壤温度之间呈线性正相关,土壤微生物活动受到土壤温度影响^[37-38],使得土壤总铁含量有所下降。9 月互花米草湿地土壤总铁含量最高,一方面因为植株处在开花期,生物量大^[39],生命活动旺盛,地上部分光合作用产生的部分氧输送到根系,促进根际微生物铁的合成和转化^[36];另一方面因为温度适宜,互花米草根际土壤微生物活性高^[38],促进了土壤中铁的积累,使得9 月总铁含量最高。11 月互花米草进入非生长季,开始枯萎,此时气温降低,土壤中微生物活性减弱,铁还原微生物活性下降,导致 11 月土壤总铁含量最低。11 月光滩土壤总铁含量最高,这可能是因为从 11 月初开始大批候鸟聚集在胶州湾河流入湾口处的湿地觅食停留,富集了重金属的各种鸟类粪便排泄到湿地生态系统中^[40],鸟类排泄物对湿地底泥重金属迁移及形态产生影响^[41],使得光滩土壤总铁含量升高。互花米草湿地与光滩土壤总铁含量相比,11 月增幅是最小的。

3.2 土壤总铁与土壤理化性质的相关性分析

胶州湾互花米草入侵下河口湿地和光滩土壤总铁含量时空分布变化与湿地植被、海水潮汐、土壤营养元素、区域地表径流和鸟类迁徙等都有关系。互花米草入侵对我国沿海湿地生态系统产生了重要影响,在一定程度上改变了土壤理化性质和影响物质循环^[42-43]。

有机质是土壤固相重要组成成分,是植物生长发育和土壤微生物活动的主要营养物质。通过 Pearson 相关性分析表明(表 4),互花米草湿地和光滩土壤总铁含量均与有机质含量呈显著正相关(P<0.01),土壤总铁含量受土壤有机质含量影响,研究表明有机质影响土壤中铁矿物的催化转化和反应活性^[9,44]。胶州湾河口湿地土壤有机质主要有两大来源,一是陆源,有机质来源于动、植物和微生物残体及其分泌物、植被枯落物的分解和区域河流汇入含有的营养物质等;二是海源,来源于潮汐运动海水所带来的营养物质^[45]。互花米草湿地土壤有机质含量高于光滩,互花米草的入侵显著提高了土壤有机质含量和改变有机质组分^[39]。

表 4 不同样区土壤总铁与土壤理化性质的相关性分析

Table 4 The correlation analysis between total iron contents and soil physical and chemical properties in different sampling sites

	土壤理化性质 Physical and chemical properties in marsh soils									
样区 Sampling sites	参数 Parameter	有机质 Organic matter	可溶性盐 Soluble salt	рН	含水率 Water content	容重 Bulk density	粘粒 Clay	粉粒 Silt	砂粒 Sand	
互花米草湿地	总铁	0.517 **	0.493 **	0.016	0.427	-0.313	-0.681	0.462	0.479	
S. alterniflora wetland	有机质	1	0.721 **	-0.575 **	0.471	-0.166	0.700	-0.927 *	0.538	
	可溶性盐	_	1	-0.614 **	0.124	-0.082	0.475	-0.632	0.373	
	pН	_	-	1	-0.453	0.430	-0.465	0.736	-0.632	
	含水率	-	-	-	1	-0.645 *	0.173	-0.511	0.777	
	容重	-	-	-	-	1	0.262	0.179	-0.997 *	
	粘粒	-	-	-	-	-	1	-0.903 *	-0.192	
	粉粒	-	-	-	-	-	-	1	-0.249	
光滩 Mudflat	总铁	0.685 **	0.706 **	-0.344	0.853 **	-0.789 **	0.323	-0.523	-0.135	
	有机质	1	0.750 **	-0.227	0.868 **	-0.678 **	0.575	-0.729	-0.407	
	可溶性盐	-	1	-0.387*	0.847 **	-0.836 **	0.565	-0.706	-0.409	
	рН	-	-	1	-0.528	0.590	0.138	0.158	-0.370	
	含水率	_	-	_	1	-0.888**	0.531	-0.722	-0.336	
	容重	-	-	-	-	1	-0.396	0.630	0.176	
	粘粒	-	-	-	-	-	1	-0.950 *	-0.967 *	
	粉粒	_	_	_	_	_	_	1	0.839	

^{**}在 0.01 水平(双侧)上显著相关;*在 0.05 水平(双侧)上显著相关

土壤可溶性盐是土壤的一种组分,通常是指土壤中所含的水溶性盐分。互花米草湿地和光滩土壤总铁含量与可溶性盐呈显著正相关(P<0.01),表明土壤铁含量受土壤可溶性盐的影响。胶州湾湿地作为滨海湿地,受周期性海水潮汐作用影响显著,土壤在经过规律性淹水后,海水带来丰富的可溶性盐和营养物质^[45],土壤中可溶性盐含量增加。有研究表明,互花米草在可溶性盐高于 20%时生长受到抑制^[46]。互花米草湿地土壤可溶性盐均值为 3.714 mS/cm,含量高于光滩,互花米草长势良好。

pH 是土壤基本理化性质之一,是表述土壤酸碱性强弱的指标。一方面,土壤酸碱性直接影响着土壤营养元素的转化、利用和有效性;另一方面,通过影响土壤微生物活动来间接影响元素的转化和利用。pH 与互花米草湿地土壤总铁含量呈正相关,与光滩铁含量呈负相关。互花米草湿地 pH 低于光滩,植物根系分泌的有机酸促使根际微域的 pH 降低,增进根际三价铁的溶解^[35]。含水率是基本的土壤理化性质,光滩总铁含量与含水率呈显著正相关(P<0.01),互花米草湿地铁含量与含水率呈正相关。光滩没有植被遮挡,土壤含水率受规律性潮汐作用影响大,同时也受降水和河流入湾影响。含水率与光滩有机质和土壤可溶性盐呈显著正相关(P<0.01),间接影响湿地土壤总铁含量。

容重也是土壤基本理化性质指标之一,光滩总铁含量与容重呈显著负相关(P<0.01),互花米草湿地铁含量与容重呈负相关。李威威等^[47]研究表明,互花米草的入侵及大量繁殖,使得湿地土壤通透性增加,细颗粒组分变大,导致滨海湿地土壤容重减小,这与本研究结果相同。胶州湾河口湿地由于互花米草入侵影响,使得土壤总铁含量与容重的相关性降低。土壤粒径是最基本的土壤理化性质,两样区总铁与土壤粒径呈相关性,且互花米草区容重与砂粒呈显著负相关(P<0.01)。

3.3 影响土壤总铁含量的主要环境因子

为进一步明确影响河口湿地土壤总铁含量变化的主要环境因子,对可能影响湿地土壤总铁含量分布的环境因子进行主成分分析和逐步线性回归分析。由不同样区土壤总铁特征值及主成分矩阵可见(表 5),互花米草湿地总铁含量主要受有机质和粘粒影响,光滩受可溶性盐和粉粒影响。逐步回归分析表明,光滩有机质进入回归方程(γ =17.142+1.003x1, R^2 =0.891, P=0.016),互花米草湿地无因子进入回归方程,表明互花米草

入侵后环境因子对土壤总铁含量变化的影响更复杂,交互影响更加显著。

表 5 不同样区土壤总铁特征值及主成分矩阵

Table 5 Eigenvalues and rotated components matrix of total iron in soils of different sampling sites

			I. fort file	_	15 dt		
样区	环境因子 -	初始特	寺征值 Initial eigenv	成分 Components			
Sampling sites	Variables	合计	贡献率	累积贡献率	因子1	因子 2	
		Total	Variance /%	Cumulative/%	Factor 1	Factor 2	
互花米草湿地	有机质 x1	4.746	59.843	59.843	0.941	0.206	
S. alterniflora wetland	可溶性盐 x2	2.368	28.134	87.977	0.723	0.270	
	pH x3	0.450	8.216	96.193	-0.912	-0.036	
	含水率 x4	0.104	2.007	98.200	0.736	-0.406	
	容重 x5	0.069	1.293	99.493	-0.670	0.733	
	粘粒 x6	0025	0.507	100.000	0.534	0.819	
	粉粒 x7	2.20×10^{-15}	2.37×10^{-15}	100.000	-0.843	-0.506	
	砂粒 x8	1.77×10^{-16}	2.21×10^{-15}	100.000	0.721	-0.690	
光滩 Mudflat	有机质 x1	4.791	59.892	59.892	0.890	0.013	
	可溶性盐 x2	2.121	26.509	86.401	0.948	-0.215	
	pH x3	0.713	8.919	95.319	-0.416	0.893	
	含水率 x4	0.154	3.133	98.452	0.854	-0.295	
	容重 x5	0.076	1.421	99.873	-0.816	0.525	
	粘粒 x6	0.019	0.127	100.000	0.830	0.550	
	粉粒 x7	1.87×10^{-15}	2.84×10^{-15}	100.000	-0.860	-0.960	
	砂粒 x8	1.76×10^{-16}	2.20×10^{-15}	100.000	-0.662	-0.732	

4 结论

- (1)从整体上来说,互花米草湿地(35.325 g/kg)土壤总铁含量高于光滩(28.848 g/kg)。在垂直方向上,两样区土壤总铁含量上层(0—30 cm)均高于下层(30—60 cm),含量峰值出现在 0—20 cm 土层中;在水平方向上,同一深度土层(0—50 cm)互花米草湿地总铁含量与光滩差异显著(P<0.05),50—60 cm 土层两样区总铁含量差异不显著(P>0.05);
- (2) 互花米草湿地土壤总铁含量与光滩在同一采样月份相比,含量增幅分别为 25.36%、29.50%、17.52%、30.28%和 <math>14.48%,两者差异显著(P<0.05)。与光滩相比,互花米草湿地总铁含量 9 月增幅最大,11 月增幅最小;
- (3) 互花米草湿地和光滩土壤总铁含量均与有机质含量和土壤可溶性盐呈显著正相关(P<0.01)。光滩土壤总铁含量与含水率呈显著正相关(P<0.01),与容重呈显著负相关(P<0.01),而互花米草湿地与含水率和容重无显著关系(P>0.05),这与互花米草入侵后导致土壤理化性质改变有关。

参考文献(References):

- [1] 潘根兴. 淮北土壤铁锰结核中过渡金属元素的富集及其环境地球化学意义. 科学通报, 1989, (19): 1505-1507.
- [2] Zhang M, Karathanasis A D. Characterization of iron manganese concretions in Kentucky Alfisols with perched water tables. Clays and Clay Minerals, 1997, 45(3); 428-439.
- [3] Bonneville S, Van Cappellen P, Behrends T. Microbial reduction of iron(III) oxyhydroxides; effects of mineral solubility and availability. Chemical Geology, 2004, 212(3/4): 255-268.
- [4] 姜明, 吕宪国, 杨青, 佟守正. 湿地铁的生物地球化学循环及其环境效应. 土壤学报, 2006, 43(3): 493-499.
- [5] 徐德福,李映雪,赵晓莉,方华.3种湿地植物对锌的吸收分配及其与根表铁氧化物胶膜的关系.西北植物学报,2009,29(1):116-121.
- [6] 苏玲, 章永松, 林咸永. 干湿交替过程中水稻土铁形态和磷吸附解吸的变化. 植物营养与肥料学报, 2001, 7(4): 410-415.
- [7] 王震宇, 刘利华, 温胜芳, 彭昌盛, 刑宝山, 李锋民. 2 种湿地植物根表铁氧化物胶膜的形成及其对磷素吸收的影响. 环境科学, 2010, 31(3): 781-786.
- [8] 曾从盛,王维奇,仝川.不同电子受体及盐分输入对河口湿地土壤甲烷产生潜力的影响. 地理研究, 2008, 27(6): 1321-1330.

- [9] Davranche M, Dia A, Fakih M, Nowack B, Gruau G, Ona-Nguema G, Petitjean P, Martin S, Hochreutener R. Organic matter control on the reactivity of Fe(III)-oxyhydroxides and associated As in wetland soils; a kinetic modeling study. Chemical Geology, 2013, 335; 24-35.
- [10] Herbel M, Fendorf S. Biogeochemical processes controlling the speciation and transport of arsenic within iron coated sands. Chemical Geology, 2006, 228(1/3): 16-32.
- [11] Grybos M, Davranche M, Gruau G, Petitjean P. Is trace metal release in wetland soils controlled by organic matter mobility or Fe-oxyhydroxides reduction? Journal of Colloid and Interface Science, 2007, 314(2): 490-501.
- [12] Kerr S C, Shafer M M, Overdier J, Armstrong D E. Hydrologic and biogeochemical controls on trace element export from northern Wisconsin wetlands. Biogeochemistry, 2008, 89(3): 273-294.
- [13] 潘月鹏, 阎百兴, 路永正, 杨宗兴, 张凤英. 三江平原水环境中可溶性铁的分布特征研究. 地理科学, 2007, 27(6): 820-824.
- [14] 张兆伟, 迟光宇, 赵天宏, 陈欣, 史奕, 王俊. 三江平原白浆土不同土地利用类型 Fe²⁺分布特征. 生态环境, 2008, 17(2): 718-721.
- [15] 邹元春, 吕宪国, 姜明. 不同水文情势下环形湿地土壤铁的时空分布特征. 环境科学, 2009, 30(7): 2059-2064.
- [16] 张洪霞. 黄河三角洲滨海湿地铁循环微生物多样性和电活性[D]. 烟台: 中国科学院烟台海岸带研究所, 2017.
- [17] 瞿文川, 余源盛. 鄱阳湖湿地土壤中 Fe、Mn 的迁移特征及其与水位周期变动的关系. 湖泊科学, 1996, 8(1): 35-42.
- [18] 王立群,戴雪荣,刘清玉,陆敏,张福瑞.长江口崇明东滩地貌发育过程中的活性铁变化及环境意义,海洋通报,2006,25(3):45-51.
- [19] 罗敏,曾从盛,仝川,黄佳芳. 滨海潮滩铁异化还原研究进展. 湿地科学, 2014, 12(4):527-532.
- [20] 米慧珊, 翟水晶, 高会, 何涛, 孙志高, 田莉萍, 胡星云. 闽江河口湿地典型植物群落空间扩展中铁含量变化特征. 福建师范大学学报: 自然科学版, 2018, 34(6): 53-62.
- [21] 段勋,罗敏,黄佳芳,刘育秀,胡颖. 闽江河口潮滩沼泽湿地沉积物铁的形态和空间分布. 环境科学学报, 2017, 37(10): 3780-3791.
- [22] 张立,于秀波,姜鲁光,夏少霞,柏樱岚,张博文.中国沿海湿地保护绿皮书--沿海湿地保护十大进展与最值得关注的十块滨海湿地.生物学通报,2018,53(8):4-9.
- [23] Chung C H. Thirty years of ecological engineering with Spartina plantations in China. Ecological Engineering, 1993, 2(3): 261-289.
- [24] 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.
- [25] 张艳,谢文霞,崔玉倩,范全城.胶州湾互花米草潮滩和光滩土壤有效硫含量分布特征.湿地科学,2017,15(3):450-456.
- [26] 杨玲. 洋河口湿地土壤碳、氮、磷生态化学计量特征对互花米草入侵的响应[D]. 青岛:青岛大学, 2017.
- [27] 张晗冰,孔范龙,郗敏,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), 4869-4878.
- [28] 李萍,谢文霞,王志强,燕倩.互花米草入侵对胶州湾潮滩湿地硫素时空分布的影响.环境科学学报,2019,39(3):870-879.
- [29] 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.
- [30] 苗萍,谢文霞,于德爽,陈剑磊,宫健.胶州湾互花米草湿地氮、磷元素的垂直分布及季节变化.应用生态学报,2017,28(5): 1533-1540.
- [31] 王卿,安树青,马志军,赵斌,陈家宽,李博.入侵植物互花米草--生物学、生态学及管理.植物分类学报,2006,44(5):559-588.
- [32] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版). 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [33] 雷志栋, 杨诗秀, 许志荣, G. 瓦肖尔. 土壤特性空间变异性初步研究. 水利学报, 1985, (9): 10-21.
- [34] 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.
- [35] 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.
- [36] 罗敏,黄佳芳,刘育秀,仝川.根系活动对湿地植物根际铁异化还原的影响及机制研究进展.生态学报,2017,37(1):156-166.
- [37] 王世岩,杨永兴,杨波.三江平原典型湿地土壤温度变化及其影响因子分析.地理研究,2003,22(3):389-396.
- [38] 王旭刚,孙丽蓉,马林娟,郭大勇,徐晓峰.黄河中下游湿地土壤铁还原氧化过程的温度敏感性.土壤学报,2018,55(2):380-389.
- [39] 冯振华, 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.
- [40] 何梦媛,董同喜,茹淑华,苏德纯. 畜禽粪便有机肥中重金属在土壤剖面中积累迁移特征及生物有效性差异. 环境科学,2017,38(4): 1576-1586.
- [41] 匡盈,方凤满,姚有如,林跃胜,吴明宏,武慧君,王月. 鸟粪对同里湿地底泥重金属含量分布及形态影响. 长江流域资源与环境,2018,27(8):1793-1799.
- [42] 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.
- [43] 李家兵,张秋婷,张丽烟,仝川. 闽江河口春季互花米草入侵过程对短叶茳芏沼泽土壤碳氮分布特征的影响. 生态学报, 2016, 36(12): 3628-3638.
- [44] Jones A M, Collins R N, Rose J, Waite T D. The effect of silica and natural organic matter on the Fe(II)-catalysed transformation and reactivity of Fe(III) minerals. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2009, 73(15): 4409-4422.
- [45] 谢文霞,朱鲲杰,崔育倩,杜慧娜,陈剑磊. 胶州湾河口湿地土壤有机碳及氮含量空间分布特征研究. 草业学报, 2014, 23(6):54-60.
- [46] 肖强, 郑海雷, 陈瑶, 黄伟滨, 朱珠. 盐度对互花米草生长及脯氨酸、可溶性糖和蛋白质含量的影响. 生态学杂志, 2005, 24(4): 373-376
- [47] 李威威,何东进,严思晓,蔡金标,王韧,游巍斌,侯栋梁,白静.互花米草入侵对闽东滨海湿地红树林土壤物理性质的影响分析.林业资源管理,2018,(2):151-156.