

DOI: 10.5846/stxb202004090845

毛立, 孙志高, 陈冰冰, 曾阿莹, 童晓雨, 胡星云, 武慧慧. 闽江河口互花米草入侵湿地土壤无机硫赋存形态及其影响因素. 生态学报, 2021, 41(12): 4840-4852.

Mao L, Sun Z G, Chen B B, Zeng A Y, Tong X Y, Hu X Y, Wu H H. Variations of inorganic sulfur fractions and main influencing factors in marsh soils with different years of *Spartina alterniflora* invasion in the Min River estuary. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(12): 4840-4852.

闽江河口互花米草入侵湿地土壤无机硫赋存形态及其影响因素

毛立^{1,2}, 孙志高^{1,2,3,*}, 陈冰冰^{1,2}, 曾阿莹^{1,2}, 童晓雨^{1,2}, 胡星云^{1,2}, 武慧慧^{1,2}

1 福建师范大学湿润亚热带生态地理过程教育部重点实验室, 福州 350007

2 福建师范大学地理研究所, 福州 350007

3 福建师范大学福建省亚热带资源与环境重点实验室, 福州 350007

摘要: 选择闽江河口鳔鱼滩的互花米草湿地为研究对象, 基于时空互代法, 探讨了不同互花米草入侵年限(SA1: 5—6 年; SA2: 8—10 年; SA3: 12—14 年) 湿地土壤的无机硫赋存形态及其主要影响因素。结果表明, 随着互花米草入侵年限的增加, 湿地土壤的水溶性硫(H_2O-S) 含量整体呈增加趋势, 而吸附性硫(Adsorbed-S)、盐酸可溶性硫(HCl-Soluble-S) 和盐酸挥发性硫(HCl-Volatile-S) 含量整体均呈降低趋势。相对于 SA1, SA2, SA3 土壤的 H_2O-S 含量分别增加了 10.02% 和 2.68%, 而其 Adsorbed-S、HCl-Soluble-S 和 HCl-Volatile-S 含量分别降低了 9.02%、10.95%、7.57% 和 15.61%、32.89%、15.14%。湿地土壤的总无机硫(TIS) 含量、TIS 储量及其占全硫(TS) 储量的比例均随互花米草入侵年限的增加而降低, 且这种降低主要取决于 Adsorbed-S、HCl-Soluble-S 和 HCl-Volatile-S 的贡献。此外, 随着互花米草入侵年限的增加, 影响湿地土壤不同形态无机硫赋存的环境因子均发生了较大变化, 其中土壤颗粒组成、EC 和 pH 的改变对无机硫赋存形态的影响最为明显。研究发现, 随着互花米草入侵年限的增加以及该区对互花米草定期刈割活动的进行, 湿地土壤无机硫养分可能将继续降低并逐渐趋于缺乏状态, 长期而言将减弱互花米草自身的入侵能力。

关键词: 无机硫形态; 湿地土壤; 互花米草; 入侵年限; 闽江河口

Variations of inorganic sulfur fractions and main influencing factors in marsh soils with different years of *Spartina alterniflora* invasion in the Min River estuary

MAO Li^{1,2}, SUN Zhigao^{1,2,3,*}, CHEN Bingbing^{1,2}, ZENG Aying^{1,2}, TONG Xiaoyu^{1,2}, HU Xingyun^{1,2}, WU Huihui^{1,2}

1 Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Process of Ministry of Education, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

2 Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

3 Fujian Provincial Key Laboratory for Subtropical Resources and Environment, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

Abstract: In order to investigate the effects of *Spartina alterniflora* invasion on the variations of inorganic sulfur fractions and its main influencing factors in soils, the marshes with different invasion years of *S. alterniflora* (SA1: 5—6 a; SA2: 8—10 a; and SA3: 12—14 a) in Shanyutan of the Min River estuary were studied by the method of space-for-time substitution. Results indicated that the contents of water-soluble-sulfur (H_2O-S) in soils generally increased with increasing invasion years, while those of adsorbed-sulfur (Adsorbed-S), HCl-soluble-sulfur (HCl-Soluble-S) and HCl-volatile-sulfur

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(41971128); 福建省“闽江学者奖励计划”项目; 福建省公益类科研院所重点项目(2016R1032-1)

收稿日期: 2020-04-09; **网络出版日期:** 2021-04-21

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhigaosun@163.com

(HCl-Volatile-S) generally decreased. Compared with SA1, the levels of H_2O-S in soils of SA2 and SA3 increased by 10.02% and 2.68%, whereas those of Adsorbed-S, HCl-Soluble-S and HCl-Volatile-S decreased by 9.02%, 10.95%, 7.57% (SA2) and 15.61%, 32.89%, 15.14% (SA3), respectively. The total inorganic sulfur (TIS) contents, TIS stocks and their proportions in total sulfur (TS) stocks in marshes decreased with the increasing invasion years, and the decline mainly rested with the contributions of Adsorbed-S, HCl-Soluble-S and HCl-Volatile-S. Moreover, with increasing invasion years, the environmental factors affecting the fractions of inorganic sulfur changed greatly. Thereinto, the alterations of soil grain composition, electrical conductivity (EC) and pH showed great effects on the variations of inorganic sulfur fractions. This study found that, with the increase of invasion years and the implementation of regular mowing activities for *S. alterniflora*, the inorganic sulfur nutrient in marshes would decline and become deficient, which might weaken the invasion capacity of *S. alterniflora* in the long term.

Key Words: inorganic sulfur fraction; marsh soil; *Spartina alterniflora*; invasion years; Min River estuary

湿地作为地球上最重要的生态系统之一,在碳、氮、硫等生物地球化学循环中扮演着重要的角色^[1]。同时,湿地也是最为脆弱的生态系统之一,极易受到外来物种入侵的影响^[2]。滨海湿地处于海陆相互作用地带,物质迁移和能量交换过程十分复杂,是研究生源元素生物地球化学循环的理想区域。硫作为滨海湿地中最为重要的生源元素之一,可以多种形态存在于环境之中,特别是在各种物理、化学及生物过程的影响下,其不同形态之间可发生复杂的相互转化^[3]。无机硫是可供湿地植物吸收与利用的主要硫养分,占植物吸收硫总量的 55%以上^[4],其在土壤中的形态特征及赋存状况直接影响着植物的生长发育。

目前,国外关于滨海湿地硫循环已开展了许多工作,且现有研究主要集中于湿地硫形态分布及迁移转化^[5]、挥发性含硫气体释放^[6]、硫循环微生物机制^[7]以及硫与其它元素的耦合关系^[8]等方面。与之相比,国内在该领域也有很多报道,且研究区域已涉及黄河口湿地^[9]、长江口湿地^[10]、胶州湾湿地^[11]、闽江河口湿地^[12]以及南方红树林湿地^[13]。整体而言,现有研究主要集中于滨海湿地植物-土壤系统全硫分布^[14]、主要含硫气体(H_2S 、DMS 和 COS)释放^[10],以及硫生物循环特征^[12]等方面,而关于河口湿地无机硫赋存形态及其转化的研究还比较薄弱。互花米草(*Spartina alterniflora*)作为一种原产于美洲大西洋沿岸的多年生草本植物,于 1979 年引入我国用以促淤护滩及防止海岸侵蚀。由于互花米草具有较强的环境适应能力和繁殖能力,故其自引入后便开始快速扩张,并遍及中国东部沿海地区。已有研究表明,互花米草入侵可深刻影响河口湿地的沉积过程、水动力学过程以及元素生物地球化学过程^[15],其对河口湿地的稳定与健康具有重要影响。目前,关于互花米草入侵对河口湿地的影响研究主要集中于生物多样性^[15]、碳循环^[16]及氮循环^[17]等方面,而关于硫循环的相关研究还不多见。此外,当前关于互花米草入侵影响下硫循环的相关研究较少涉及其在不同入侵时间序列下的对比。

闽江河口湿地是闽江与东海相互作用形成的重要生态系统,其对于维护区域生态安全具有重要意义。自 2002 年以来,互花米草开始入侵闽江河口湿地,并在整体上沿西北-东南方向的主潮沟分别向陆和向海入侵。之后,互花米草入侵面积呈逐年增加趋势,年均增加速率为 9.8%^[18]。已有研究表明,随着互花米草入侵年限的增加,闽江河口湿地土壤有机碳^[16]、有机氮及全氮^[17]等含量均呈增加趋势。尽管目前关于闽江河口湿地硫循环也开展了一些研究,但现有研究主要集中于芦苇(*Phragmites australis*)与短叶荇苳(*Cyperus malaccensis*)空间扩展^[14]以及互花米草新近入侵^[12]对湿地植物-土壤系统硫分布特征与影响因素的探讨上,而关于互花米草入侵时间序列下湿地土壤中无机硫赋存形态的对比研究还鲜有报道。为此,本研究以闽江河口鳔鱼滩为研究对象,探讨了不同互花米草入侵年限湿地土壤中无机硫赋存形态及其关键影响因素。研究结果有助于揭示互花米草长期入侵影响下湿地土壤的硫转化机制,并可为该区湿地生态保护提供重要科学依据。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区概况

闽江河口位于亚热带和中亚热带过渡区,气候温暖湿润,雨热同期,年均气温为 18.7—21.2℃,年降水量为 1380 mm,河口潮汐为规则半日潮。本研究选取的鳝鱼滩(26°00′36″—26°03′42″N, 119°34′12″—119°40′40″E)位于闽江入海口南部,是闽江河口最大的一块湿地。研究区的湿地土壤类型为滨海盐土,主要植被有短叶茳芏、芦苇、互花米草和藎草(*Scirpus triqueter*)等。

1.2 样地布设与样品采集

2016 年 7 月,基于时空互代法,在闽江河口鳝鱼滩的互花米草分布区内,依据互花米草入侵时间分别设置 SA1(入侵 5—6 年)、SA2(入侵 8—10 年)和 SA3(入侵 12—14 年)3 个典型样地(高程基本一致)。在上述样地内,利用土壤柱状采样器进行土壤样品的采集,采样深度为 60 cm(每 10 cm 一层)。每个样地随机采集 3 个土壤样品作为重复,共计 54 个样品。不同样地表层土壤的理化性质详见表 1。

1.3 样品处理与测定

将采集的土壤样品带回实验室自然风干,去除碎石、动植物残体等杂物,研磨并过 100 目筛后装袋待测。由于研究区的土壤母质为富含铁铝的酸性土壤,所以土壤无机硫的测定在参照 Krairapanond 等^[19]提取方法的基础上对盐酸可溶性硫(HCl-Soluble-S)的提取步骤进行了改进,具体方法如下:(1)水溶性硫(H₂O-S):取 5 g 土样放入离心管中,按照水土比 4:1 加入去离子水并振荡 30 min,再放入离心机中离心 5 min,取出上清液并定容至 50 mL,待测;(2)吸附性硫(Adsorbed-S):向取出上清液的样品中加入 25 mL 0.025 mol/L NaH₂PO₄ 溶液,振荡 30 min,离心后过滤,取 10 mL 滤液定容至 50 mL,待测;(3)盐酸可溶性硫及盐酸挥发性硫(HCl-Volatile-S):用 14 mL 去离子水将上一步样品洗入 J-N 蒸馏瓶中,向气体补集管中加入 25 mL 0.05 mol/L NaOH 溶液,通氮气 5 min 后,加入 1 mL 7.2 mol/L HCl 溶液,加热至沸腾后保持微沸 30 min,将样品洗入容量瓶中,加入少量 NaOH 溶液进行脱色处理,将溶液 pH 调至中性,去除土壤中的铁铝沉淀后定容至 50 mL,过滤,待测;向气体补集管中加入 2 mL 30%的 H₂O₂,加热至沸腾后保持微沸约 30 min,加入少量 HCl,定容至 50 mL,待测。采用 Vario EL 型元素分析仪测定土壤全硫(TS)含量;采用土壤养分分析仪(TFW—Ⅲ)测定土壤有机质(SOM)含量;利用激光粒度分析仪测定土壤粒度,并按照国际制分类;采用土壤墒情速测仪(TZS—1)测定土壤水分含量;采用环刀法测定土壤容重(BD);分别采用 HACH—sensION3 和 ECTestr11+原位测定土壤的 pH 和电导率(EC)。总无机硫(TIS)=水溶性硫(H₂O-S)+吸附性硫(Adsorbed-S)+盐酸可溶性硫(HCl-Soluble-S)+盐酸挥发性硫(HCl-Volatile-S)。

1.4 指标计算

土壤中的无机硫储量(T_s , g/m²)可用下式计算:

$$T_s = \sum_{i=1}^n T_{Si} = \sum_{i=1}^n d_{vi} \times S_i \times h_i / 100$$

式中, T_{Si} 为第 i 层土壤的 TIS 储量(g/m²); d_{vi} 为第 i 层土壤容重(g/cm³); S_i 为第 i 层土壤的 TIS 含量(mg/kg); h_i 为土壤深度(cm)。

1.5 数据处理与统计

利用 Origin 2018 软件对数据进行分析与作图;运用 SPSS 25.0 软件对数据进行 Pearson 相关分析、单因素方差分析和逐步线性回归分析,显著性水平设定为 $P=0.05$;应用 Canoco 5.0 软件对数据进行主成分分析。

2 结果与分析

2.1 不同入侵年限湿地土壤无机硫含量水平分布

不同入侵年限湿地土壤的 H₂O-S 和 Adsorbed-S 含量在各土层间的变化较复杂(图 1),但仅 40—50 cm 土

表 1 不同入侵年限湿地土壤理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of marsh soils with different invasion years

湿地 Marshes	土层 Soil layers/cm	颗粒组成/%			容重 Bulk density/ (g/cm ³)	含水量 Water content/%	pH	电导率 Electrical conductivity/ (mS/cm)	有机质 Organic matter/%	全硫 Total sulfur/ (mg/kg)
		黏粒 Clay	粉粒 Silt	砂粒 Sand						
SA1	0—10	18.21±3.62	57.04±3.27	24.75±2.78	0.82±0.11	44.01±5.47	5.88±0.12	0.70±0.06	3.88±0.51	878.07±13.58
	10—20	15.49±0.97	48.99±3.29	35.52±4.19	0.70±0.08	47.85±1.63	5.91±0.11	1.18±0.11	3.70±0.56	967.46±29.55
	20—30	16.77±1.30	55.41±2.39	27.82±3.61	0.89±0.09	39.83±5.18	5.98±0.14	1.65±0.19	3.91±0.63	1133.86±204.20
	30—40	20.74±3.63	52.46±5.68	26.81±5.19	0.90±0.11	40.31±5.40	6.01±0.16	2.00±0.15	3.75±0.50	1006.17±99.88
	40—50	13.48±1.40	57.57±1.31	28.95±2.23	0.73±0.04	47.77±2.02	6.06±0.11	2.41±0.13	3.04±0.55	966.12±100.27
	50—60	13.52±2.24	52.62±3.97	33.86±6.05	0.93±0.11	38.99±5.69	6.07±0.08	2.60±0.33	3.64±0.08	956.32±33.28
SA2	0—10	15.66±0.53	63.49±1.18	20.85±1.70	0.79±0.03	43.85±0.39	5.18±0.39	0.73±0.05	4.59±0.06	958.17±135.24
	10—20	13.16±0.80	58.76±1.87	28.08±2.63	0.66±0.07	50.68±1.41	5.25±0.36	1.24±0.11	4.83±0.06	1239.73±242.41
	20—30	11.91±0.26	56.24±1.06	31.85±1.32	0.67±0.08	50.90±4.74	5.36±0.43	1.63±0.15	4.73±0.22	1512.19±227.99
	30—40	15.82±1.28	62.12±1.60	22.07±2.64	0.70±0.02	47.79±1.63	5.37±0.43	1.89±0.19	4.63±0.05	1420.05±146.87
	40—50	13.57±0.68	65.04±0.59	21.39±1.26	0.63±0.08	51.03±2.40	5.43±0.42	2.48±0.20	4.64±0.42	1339.79±174.75
	50—60	15.82±2.34	65.45±1.84	18.73±3.95	0.73±0.12	46.64±4.65	5.51±0.41	2.65±0.17	4.29±0.38	1132.36±152.65
SA3	0—10	17.10±0.62	64.56±0.27	18.34±0.71	0.87±0.05	41.06±2.15	5.27±0.10	1.24±0.14	4.94±0.23	992.14±121.29
	10—20	14.52±0.52	72.29±0.61	13.18±1.13	0.78±0.04	44.12±1.61	5.26±0.08	1.73±0.15	5.20±0.32	1007.88±70.50
	20—30	20.41±2.18	71.64±3.23	7.96±3.49	0.71±0.08	47.70±3.57	5.29±0.08	1.82±0.16	5.06±0.04	938.92±69.48
	30—40	18.23±1.94	67.78±0.24	14.00±1.79	0.58±0.08	55.67±4.56	5.30±0.05	3.11±0.30	4.93±0.17	1010.01±59.41
	40—50	16.94±0.01	73.05±0.41	10.02±0.42	0.83±0.03	43.95±0.33	5.28±0.09	3.67±0.44	4.52±0.25	1066.44±69.33
	50—60	19.99±1.52	67.05±0.78	12.97±1.18	0.73±0.02	48.14±0.58	5.26±0.10	4.52±0.38	4.76±0.31	1347.01±175.99

SA1:入侵 5—6 年 Invaded for 5 to 6 years; SA2:入侵 8—10 年 Invaded for 8 to 10 years; SA3:入侵 12—14 年 Invaded for 12 to 14 years

层的 Adsorbed-S 含量在 SA1 与 SA3 之间存在显著差异 ($P=0.026$)。不同入侵年限湿地土壤的 HCl-Soluble-S 含量在 0—50 cm 土层整体表现为 SA1>SA2>SA3, 在 50—60 cm 土层表现为 SA3>SA1>SA2, 但仅 10—20 cm 土层的 SA1 与 SA3、SA2 与 SA3 之间存在显著差异 ($P<0.05$)。随着入侵年限的增加, 各土层的 HCl-Volatile-S 含量均在 SA3 中最低, 且在 10—20 cm 土层 SA1 与 SA3 之间存在显著差异 ($P=0.044$)。整体而言, SA1 土壤中 H_2O -S、Adsorbed-S 含量以及 SA3 土壤中 HCl-Soluble-S、HCl-Volatile-S 含量的水平变异性均较低, 属弱变异; 而 SA1 土壤中 HCl-Soluble-S 和 HCl-Volatile-S 含量、SA2 土壤中各形态无机硫含量以及 SA3 土壤中 H_2O -S 和 Adsorbed-S 含量的水平变异性均不高, 属中等变异 (表 2)。

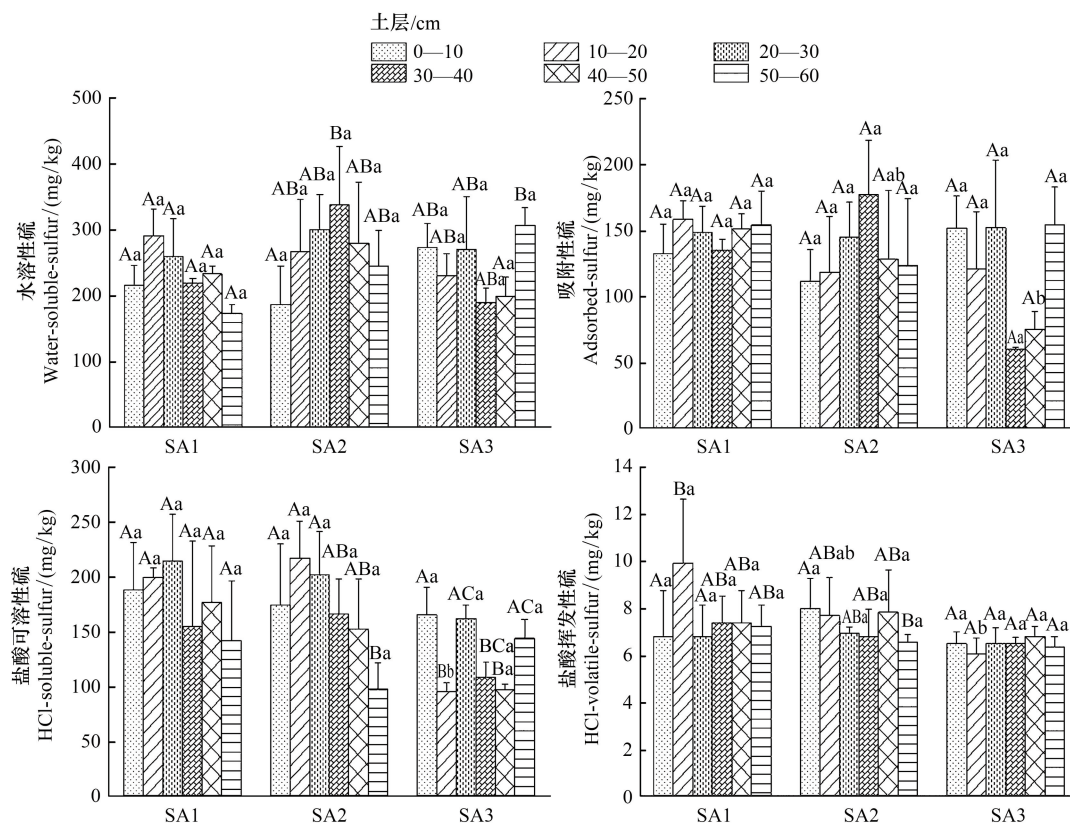


图1 不同入侵年限湿地土壤中各形态无机硫含量水平分布特征

Fig.1 Horizontal distributions of the contents of inorganic sulfur fractions in marsh soils with different invasion years

SA1: 入侵 5—6 年 Invade for 5 to 6 years; SA2: 入侵 8—10 年 Invade for 8 to 10 years; SA3 入侵 12—14 年 Invade for 12 to 14 years; 不同大写字母表示相同湿地各土层间差异显著 ($P<0.05$), 不同小写字母表示相同土层不同湿地间差异显著 ($P<0.05$)

2.2 不同入侵年限湿地土壤无机硫含量垂直分布

不同入侵年限湿地土壤中各形态无机硫含量的垂直分布特征均发生了较大改变。其中, H_2O -S 和 Adsorbed-S 含量在 SA1 或 SA2 中整体均呈先增加而后降低变化, 而在 SA3 中总体呈先降低后增加趋势 (图 2)。就 HCl-Soluble-S 而言, 其在 SA1 与 SA2 土壤中整体均呈先增加后降低变化, 而在 SA3 土壤中则呈较大波动变化。与上述三种无机硫形态相比, 不同入侵年限湿地土壤中的 HCl-Volatile-S 含量在垂直方向上均呈较小波动变化。比较而言, H_2O -S 和 Adsorbed-S 的垂直变异性均以 SA2 最高, HCl-Soluble-S 含量的垂直变异性以 SA3 最高, 而 HCl-Volatile-S 含量的垂直变异性以 SA1 最高 (表 2)。与 SA1 相比, Adsorbed-S、HCl-Soluble-S 和 HCl-Volatile-S 含量均呈降低趋势, 其在 SA2 土壤中的降幅分别为 9.02%、10.95% 和 7.57%, 而在 SA3 土壤中的降幅分别为 15.61%、32.89% 和 15.14%。不同的是, SA2 和 SA3 土壤中的 H_2O -S 含量相比 SA1 均呈增加趋势, 其增幅分别为 10.02% 和 2.68%。

表 2 不同入侵年限湿地土壤中各形态无机硫含量变异系数

无机硫形态 Inorganic sulfur fractions	湿地 Marshes	土层 Soil layers/cm						
		0—10	10—20	20—30	30—40	40—50	50—60	0—60
水溶性硫 Water-soluble-sulfur	SA1	14.3%	14.0%	22.2%	3.3%	5.2%	7.5%	9.3%
	SA2	31.4%	29.6%	17.7%	26.2%	33.4%	22.1%	20.3%
	SA3	13.7%	15.0%	29.8%	11.4%	14.5%	8.9%	10.2%
吸附性硫 Adsorbed-sulfur	SA1	16.9%	8.9%	13.2%	6.1%	7.5%	16.7%	8.4%
	SA2	21.4%	35.5%	18.6%	23.4%	40.7%	41.1%	26.5%
	SA3	15.90%	35.7%	33.65%	2.7%	17.6%	18.6%	7.4%
盐酸可溶性硫 HCl-soluble-sulfur	SA1	22.9%	4.2%	19.9%	50.3%	29.5%	39.0%	16.4%
	SA2	32.2%	15.7%	19.4%	19.3%	30.0%	24.9%	20.5%
	SA3	15.5%	8.4%	7.9%	12.7%	5.1%	11.9%	24.7%
盐酸挥发性硫 HCl-volatile-sulfur	SA1	28.9%	27.5%	19.9%	15.3%	18.6%	12.4%	20.1%
	SA2	16.2%	21.1%	3.7%	17.5%	23.2%	4.8%	18.9%
	SA3	8.0%	11.4%	10.6%	4.0%	6.6%	7.1%	6.4%

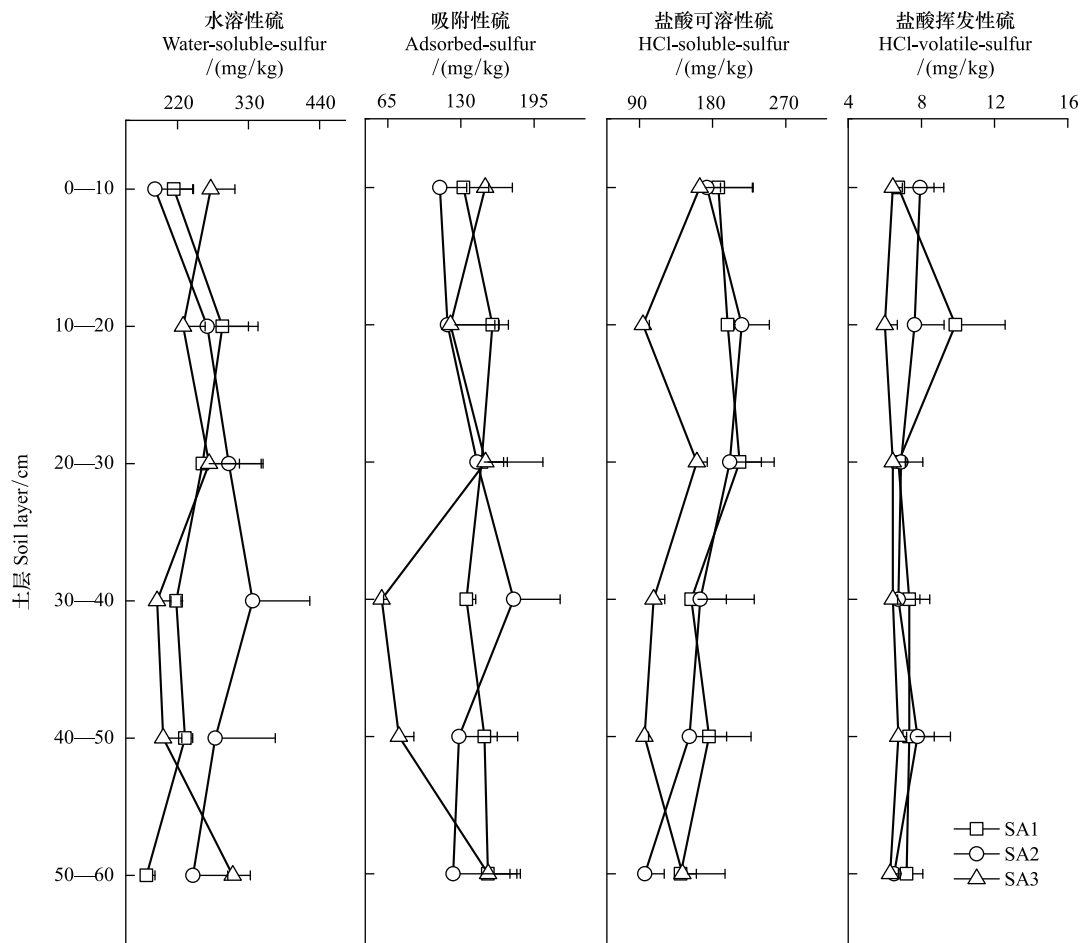


图 2 不同入侵年限湿地土壤中不同形态无机硫含量垂直分布特征

Fig.2 Vertical distributions of the contents of inorganic sulfur fractions in marsh soils with different invasion years

2.3 不同入侵年限湿地土壤 TIS 含量及储量

不同入侵年限湿地土壤的 TIS 含量垂直变化特征差异较大,SA1 和 SA2 整体呈先增加后降低变化,而

SA3 总体呈先降低后增加趋势(图3)。此外,不同入侵年限湿地土壤的 TIS 含量在 0—10 cm 和 50—60 cm 土层整体均表现为 SA3>SA1>SA2($P>0.05$),在 10—20 cm 土层表现为 SA1>SA2>SA3,而在 20—50 cm 土层均表现为 SA2>SA1>SA3。其中,SA1 与 SA2 在 10—20 cm 土层($P=0.049$)以及 40—50 cm 土层($P=0.033$)均存在显著差异。比较而言,SA1、SA2 和 SA3 土壤的 TIS 平均含量分别为 (586.00 ± 66.97)、(576.12 ± 125.75)、(507.53 ± 65.83) mg/kg,说明湿地土壤中的 TIS 含量随互花米草入侵时间的延长呈降低趋势。不同入侵年限湿地 0—60 cm 土层的 TIS 储量整体表现为 SA1((290.30 ± 27.69) g/m²)>SA2((239.58 ± 40.53) g/m²)>SA3((228.53 ± 20.26) g/m²)。与 SA1 相比,SA2、SA3 土壤的 TIS 储量分别降低了 17.47%和 21.28%。就 TIS 储量的组成而言,SA2 土壤中 H₂O-S、Adsorbed-S、HCl-Soluble-S 和 HCl-Volatile-S 储量相对于 SA1 分别降低了 2.18%、23.44%、21.14%和 18.50%,而 SA3 土壤中四种形态无机硫储量分别降低了 2.95%、25.27%、34.47%和 22.49%(图3),说明 SA2 与 SA3 土壤中 TIS 储量的降低主要取决于 Adsorbed-S 和 HCl-Soluble-S 的储量变化。尽管不同入侵年限湿地土壤的 TS 储量总体以 SA2 最高,SA1 次之,SA3 最低,但 TIS 储量占 TS 储量的比例则以 SA1 最高(59.32%),SA3 次之(47.91%),SA2 最低(45.50%)(图3)。

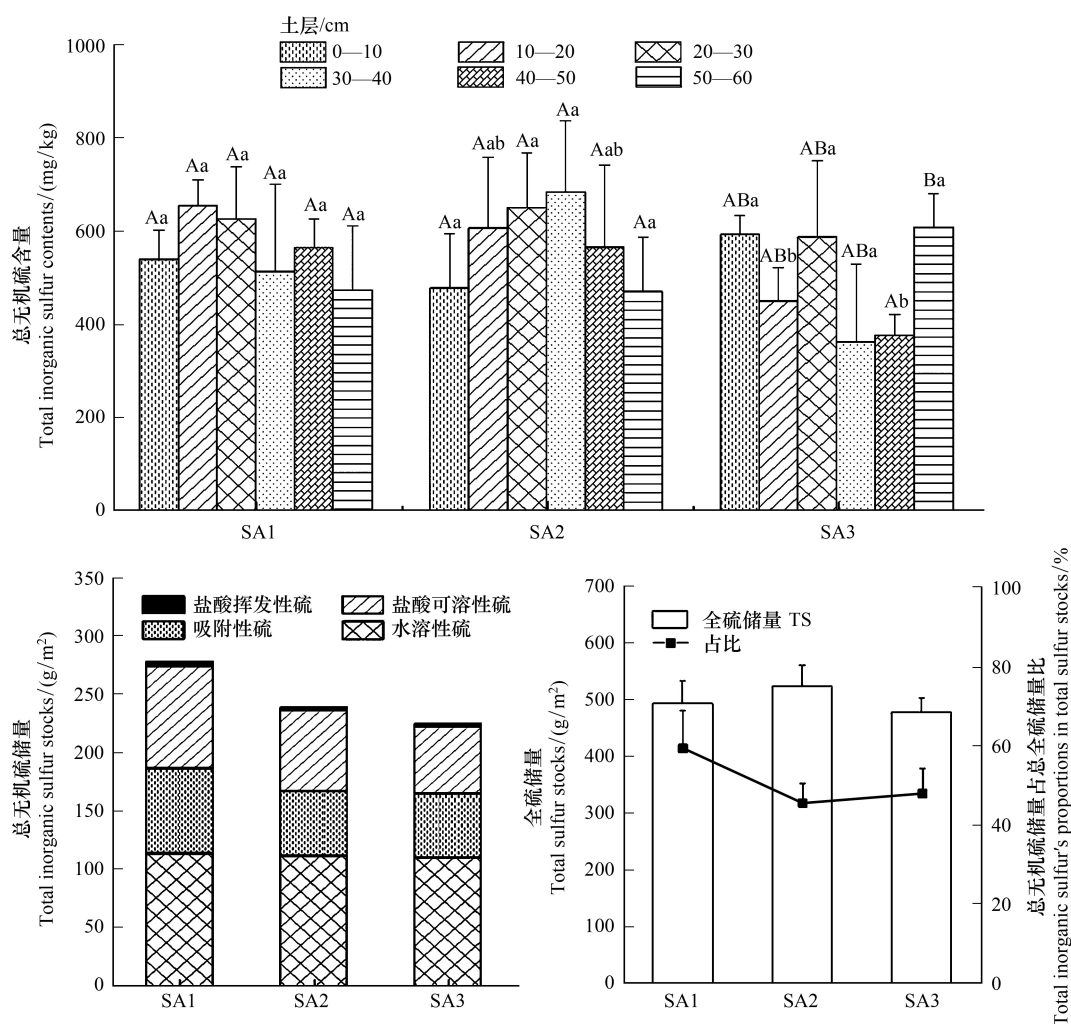


图3 不同入侵年限湿地土壤中 TIS 含量及储量

Fig.3 Total inorganic sulfur contents and inorganic sulfur stocks in marsh soils with different invasion years

大写字母表示相同湿地各土层间差异显著($P<0.05$),不同小写字母表示相同土层在不同湿地间差异显著($P<0.05$)

3 讨论

3.1 互花米草入侵湿地土壤不同形态无机硫含量对比

本研究中,闽江河口不同互花米草入侵年限湿地土壤中的 Adsorbed-S、HCl-Soluble-S、HCl-Volatile-S 含量以及 TIS 含量均明显高于胶州湾洋河口湿地和江苏盐城湿地(表 3),原因可能在于:一方面,闽江河口位于中亚热带和南亚热带过渡区,相较于上述两个地区具有更好的水热条件,而良好的水热条件可提高土壤微生物的活性,有利于有机硫的矿化和植物残体的分解,进而增加了土壤中的无机硫含量^[23];另一方面,闽江河口位于我国酸沉降最为严重的地区之一^[24],大量的 SO_4^{2-} 以酸沉降的形式进入到湿地土壤中,这在一定程度上也增加了土壤中的无机硫含量。不同的是,闽江河口不同互花米草入侵年限湿地土壤中的 $\text{H}_2\text{O-S}$ 含量明显低于胶州湾洋河口,这主要与闽江河口湿地土壤铁铝含量较高, SO_4^{2-} 易发生还原反应并易与铁铝等结合形成难溶硫化物,从而导致湿地土壤中的 $\text{H}_2\text{O-S}$ 含量相对较低;此外,由于 $\text{H}_2\text{O-S}$ 是土壤中有有效性最高的无机硫形态,亚热带湿地植被的较高初级生产力使得其在生长过程中会大量吸收 $\text{H}_2\text{O-S}$,由此导致土壤中的 $\text{H}_2\text{O-S}$ 含量降低。本研究中,不同互花米草入侵年限湿地土壤中的 HCl-Soluble-S 含量和 TIS 含量均明显低于密西西比河口湿地以及特拉华湾湿地。相较于闽江河口地区,密西西比河口地区以及特拉华湾地区工业发展历史较长,而长期的工业活动可能导致其河口湿地土壤中的硫化物含量升高^[19, 21]。

表 3 不同研究区互花米草入侵湿地土壤无机硫含量对比
Table 3 Comparison of inorganic sulfur contents in marsh soils of different study regions

研究地区 Study regions	入侵方向 Invasion direction	入侵年限 Invasion years/a	水溶性硫 Water-soluble- sulfur/ (mg/kg)	吸附性硫 Adsorbed- sulfur/ (mg/kg)	盐酸可溶性硫 HCl-soluble- sulfur/ (mg/kg)	盐酸挥发性硫 HCl-volatile- sulfur/ (mg/kg)	总无机硫 Total inorganic sulfur/ (mg/kg)	参考文献 References
盐城自然保护区 Yancheng Nature Reserve, China	海向入侵	NA	24.06±2.64	28.43±1.39	NA	NA	410.97±20.93	[20]
胶州湾 Jiaozhou Bay, China	海向入侵	6	353.24±47.24	41.78±18.34	77.64±27.69	3.75±1.34	478.01±38.70	[11]
特拉华湾 Delaware Bay, USA	海向入侵	NA	NA	NA	NA	NA	5469.01±3208.86	[21]
密西西比河口 Mississippi estuary, USA	海向入侵	NA	NA	NA	2994.5±826.1	NA	3994.02 ± 1234.45	[19]
闽江河口 Min River estuary, China	海向入侵	6	243.89±22.79	151.41±12.65	183.17±30.02	7.53±1.52	586.00±66.97	本研究
		10	268.33±54.40	137.75±36.53	163.11±33.50	6.96±1.32	576.12±125.75	
		14	250.43±25.64	127.78±9.41	122.92±30.37	6.39±0.41	507.53±65.83	
闽江河口 Min River estuary, China	陆向入侵	2	156.97±40.06	110.85±19.45	148.06±22.66	21.37±1.69	437.45±72.43	[22]
		5	167.19±44.42	115.95±33.32	148.27±23.42	21.46±1.35	452.87±93.11	

NA: 无数据 No data

本研究中,不同互花米草入侵年限湿地土壤中的 $\text{H}_2\text{O-S}$ 、Adsorbed-S、HCl-Soluble-S 含量以及 TIS 含量整体高于 He 等^[22]对该区的相关研究结果(表 3),原因可能有两方面:一是与互花米草入侵的年限有关。互花米草入侵过程中可增强对环境中硫养分的吸收,并通过残体分解的形式将其不断归还土壤,而土壤中硫养分的变化主要取决于植物吸收与残体分解归还之间的动态平衡,即当吸收量大于归还量时,土壤中的硫养分含量降低,反之则升高。与 He 等的研究相比,本研究三个样地的互花米草入侵年限均更长,其残体的产生量相对较高,故通过残体分解归还土壤的硫养分也相对更多,从而导致土壤中的无机硫含量相对较高。二是与互花米草入侵的方向有关。与 He 等的研究不同,本研究中的互花米草为海向入侵。相较于海向入侵,陆向入侵的互花米草往往面临着来自其它植被的养分竞争,而在竞争过程中互花米草以及受到其入侵的植被(短叶茳芩)均可能增加对土壤中硫养分的吸收利用^[12],从而导致土壤中的无机硫含量可能较低。

3.2 互花米草入侵对湿地土壤无机硫赋存的影响

本研究表明,湿地土壤中的 $\text{H}_2\text{O-S}$ 含量随着互花米草入侵年限的增加整体呈增加趋势。相关分析表明,湿地土壤的 $\text{H}_2\text{O-S}$ 含量与 TS 含量存在极显著正相关关系 ($P<0.01$) (表 4),这与迟凤琴等的研究结果基本一致^[25]。现有研究表明,湿地土壤有机质含量与 TS 含量呈显著正相关 ($P<0.05$)^[13],而土壤中 TS 含量增加的同时往往亦提高了有机硫的矿化量,由此导致 $\text{H}_2\text{O-S}$ 含量可能增加^[26]。本研究中,随着互花米草入侵年限的增加,湿地土壤有机质含量和 TS 含量均呈明显增加趋势(表 1),说明有机硫矿化产生有效硫养分的能力可能逐渐增强^[26],从而导致湿地土壤中的 $\text{H}_2\text{O-S}$ 含量不断增加。本研究还表明,湿地土壤中的 Adsorbed-S、HCl-Soluble-S 和 HCl-Volatile-S 含量均随互花米草入侵年限的增加整体呈降低趋势。Adsorbed-S 主要是通过阴离子交换吸收和配位吸附作用保留在土壤胶体表面的 SO_4^{2-} 。pH 的变化可影响土壤胶体表面的电荷状态,从而影响土壤胶体对 SO_4^{2-} 的吸附^[27]。一般而言,pH 降低会增强土壤对 SO_4^{2-} 的吸附能力,从而导致 Adsorbed-S 含量的增加^[28]。然而,本研究湿地土壤中的 Adsorbed-S 含量随 pH 的下降呈降低趋势,且 Adsorbed-S 含量与 pH 呈极显著正相关关系 ($P<0.01$),说明土壤中的 Adsorbed-S 含量除受 pH 的影响外还可能受到其它因素(如粉粒)的显著影响(表 4)。由于 Adsorbed-S 是土壤中有效性仅次于 $\text{H}_2\text{O-S}$ 的无机硫形态,且 Adsorbed-S 与 $\text{H}_2\text{O-S}$ 之间可相互转化并处于动态平衡中^[29]。已有研究表明,随着入侵年限的增加,闽江河口的互花米草生物量呈增加趋势^[30],说明植被对土壤中有效硫的吸收能力可能也随之增强^[31]。由于本研究湿地土壤中的 Adsorbed-S 与 $\text{H}_2\text{O-S}$ 存在极显著正相关关系 ($P<0.01$) (图 4),所以当土壤中的 $\text{H}_2\text{O-S}$ 因互花米草大量吸收而减少时,相当一部分 Adsorbed-S 可转化为 $\text{H}_2\text{O-S}$ ^[25],由此导致土壤中的 Adsorbed-S 含量随入侵年限的增加而降低。HCl-Soluble-S 主要是与碳酸钙、碳酸镁等结合在一起生成共沉淀的无机态硫,易溶于酸性溶液,其有效性略差于 $\text{H}_2\text{O-S}$ 和 Adsorbed-S。相关分析表明,湿地土壤的 HCl-Soluble-S 含量与 pH 呈显著正相关 ($P<0.05$) (表 4)。现有研究表明,pH 的降低可提高湿地土壤中 HCl-Soluble-S 的溶解性^[32],从而降低了 HCl-Soluble-S 的含量。本研究中,随着互花米草入侵年限的增加,pH 呈明显降低趋势(表 1),而这可能是导致土壤中 HCl-Soluble-S 含量降低的一个重要原因。HCl-Volatile-S 主要是在厌氧环境中 SO_4^{2-} 被硫酸盐异化还原细菌还原形成的无机态硫。已有研究表明,pH 降低以及盐度增加均会对硫酸盐异化还原菌的活性产生抑制作用,降低硫酸盐还原速率^[33]。尽管本研究中湿地土壤的 HCl-Volatile-S 含量与 EC 和 pH 的相关性均未达到显著水平,但其之间均呈负相关关系,说明 EC 和 pH 对 HCl-Volatile-S 含量变化的影响可能被其它因素(如粉粒和砂粒)的复杂作用所掩盖(表 4)。本研究中,随着互花米草入侵年限的增加,湿地土壤的 EC 呈升高趋势,而 pH 呈现下降变化(表 1),说明 EC 和 pH 极有可能对硫酸盐还原菌的活性产生了一定的抑制作用^[33],进而在一定程度上降低了土壤中的 HCl-Volatile-S 含量^[10]。综上可知,随着互花米草入侵年限的增加,湿地土壤中的 $\text{H}_2\text{O-S}$ 虽然呈增加趋势,但其增幅不大,而 Adsorbed-S、HCl-Soluble-S 和 HCl-Volatile-S 含量均随着入侵年限的增加呈降低趋势,且下降幅度较大。因此,湿地土壤中 TIS 含量的降低主要是由 Adsorbed-S、HCl-Soluble-S 和 HCl-Volatile-S 含量的下降所致。

表 4 不同形态无机硫含量与环境因子之间相关关系

Table 4 Relationship between inorganic sulfur fractions and environmental factors

	黏粒 Clay	粉粒 Silt	砂粒 Sand	容重 Bulk density	含水量 Water content	pH	电导率 Electrical conductivity	有机质 Organic matter	总硫 Total sulfur
水溶性硫	0.142	-0.065	0.007	-0.283 *	0.246	0.079	0.004	0.112	0.550 **
吸附性硫	0.167	-0.303 *	0.205	0.034	-0.061	0.415 **	-0.134	-0.180	0.194
盐酸可溶性硫	-0.021	-0.559 **	0.493 **	0.049	-0.046	0.329 *	-0.452 **	-0.190	0.237
盐酸挥发性硫	-0.128	-0.370 **	0.365 **	0.005	0.003	-0.035	-0.213	-0.159	-0.086

** $P<0.01$; * $P<0.05$

本研究亦表明,互花米草入侵在一定程度上改变了湿地土壤理化性质(表 1),而土壤理化性质的改变亦

可能对土壤无机硫的赋存产生深刻影响。基于主成分分析对影响不同互花米草入侵年限湿地土壤中无机硫含量的环境因子进行识别(图 5),结果表明:SA1 提取的两个主成分(PC1、PC2)累积贡献率达 69.23%。其中,PC1 的贡献率为 47.81%,可看作是土壤 EC 的代表;PC2 的贡献率为 21.42%,可看作是砂粒的代表。进一步分析发现,HCl-Soluble-S 与 PC1 存在显著相关关系,而 HCl-Volatile-S 与 PC2 存在密切关系。SA2 提取的 PC1 和 PC2 的累积贡献率为 86.67%。其中,PC1 可看作是土壤 EC 的代表,贡献率为 47.23%;PC2 可看做是 TS 的代表,贡献率为 39.43%。进一步分析表明,HCl-Soluble-S 与 PC1 存在显著相关关系,而 H₂O-S、TIS 与 PC2 存在较强的相关性。SA3 提取的两个主要成分(PC1 和 PC2)的累积贡献率为 86.64%。其中,PC1 的贡献率为 50.56%,同样可看作是土壤 EC 的代表;PC2 的贡献率为 36.08%,可看作是砂粒的代表。进一步分析发现,Adsorbed-S 与 PC1 存在较强的相关性,而 HCl-Volatile-S 与 PC2 存在较强的相关性。多元逐步线性回归分析进一步表明(表 5),SA1 土壤的 H₂O-S 和 TIS 含量主要受黏粒含量的影响($R^2=0.254$; $R^2=0.232$),而 HCl-Volatile-S 含量主要受 pH 的控制($R^2=0.582$)。SA2 土壤的 H₂O-S、Adsorbed-S 和 TIS 含量主要受 TS 的影响($R^2=0.696$; $R^2=0.380$; $R^2=0.614$),HCl-Soluble-S 的含量主要受粉粒的影响($R^2=0.358$),而 HCl-Volatile-S 含量主要受有机质的影响($R^2=0.497$)。SA3 土壤的 HCl-Soluble-S 含量主要受粉粒的影响($R^2=0.255$),而 HCl-Volatile-S 含量则主要受 pH 的影响($R^2=0.429$)。另外,SA1 土壤中的 HCl-Soluble-S、HCl-Volatile-S 含量以及 SA3 土壤中的 TIS、H₂O-S 和 Adsorbed-S 含量均无任何因子进入方程,说明其含量变化受环境因子的影响可能更为复杂。上述结果与前述分析得出的结论基本一致,即随着互花米草入侵年限的增加,影响湿地土壤不同形态无机硫赋存的关键因子均发生了较大改变,其中土壤颗粒组成、EC 和 pH 的改变对无机硫赋存形态的影响尤为明显。

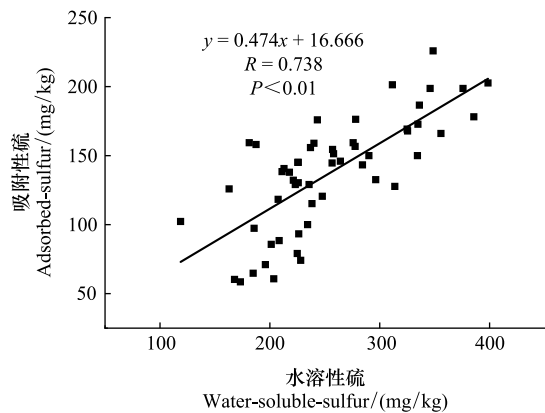


图 4 湿地土壤中 H₂O-S 与 Adsorbed-S 含量的关
Fig.4 Relationship between the contents of H₂O-S and Adsorbed-S in marsh soils

表 5 不同入侵年限湿地土壤中无机硫形态与环境因子的逐步线性回归分析

Table 5 Stepwise regression analyses for the relationships between inorganic sulfur fractions and environmental factors in marsh soils with different invasion years

湿地 Marshes	无机硫形态 Inorganic sulfur fractions	方程 Equations	R^2	P
SA1	H ₂ O-S	$y = 115.800 + 7.825x_5$	0.254	0.033
	HCl-Volatile-S	$y = 61.039 - 8.941x_2$	0.582	0.006
	TIS	$y = 328.411 + 15.735x_5$	0.232	0.043
SA2	H ₂ O-S	$y = -67.815 + 0.265x_9$	0.696	0.000
	Adsorbed-S	$y = 2.710 + 0.103x_9$	0.380	0.006
	HCl-Soluble-S	$y = 691.271 - 8.473x_6$	0.358	0.009
	HCl-Volatile-S	$y = -14.900 + 4.734x_4$	0.497	0.001
SA3	TIS	$y = -13.161 + 0.645x_9$	0.614	0.000
	HCl-Soluble-S	$y = 456.994 - 4.789x_6$	0.255	0.033
	HCl-Volatile-S	$y = -16.985 + 4.43x_2$	0.429	0.003

x_1 :电导率 Electrical conductivity (EC); x_2 :pH; x_3 :含水量 Water content; x_4 :有机质 Organic matter; x_5 :黏粒 Clay; x_6 :粉粒 Silt; x_7 :砂粒 Sand;
 x_8 :容重 Bulk density; x_9 :全硫 Total sulfur (TS)

本研究还表明,随着互花米草入侵年限的延长,湿地土壤 TIS 储量以及其占 TS 储量的比例均呈降低趋势,并且 TIS 储量的降低主要取决于 Adsorbed-S、HCl-Soluble-S 和 HCl-Volatile-S 的贡献。由于无机硫是湿地

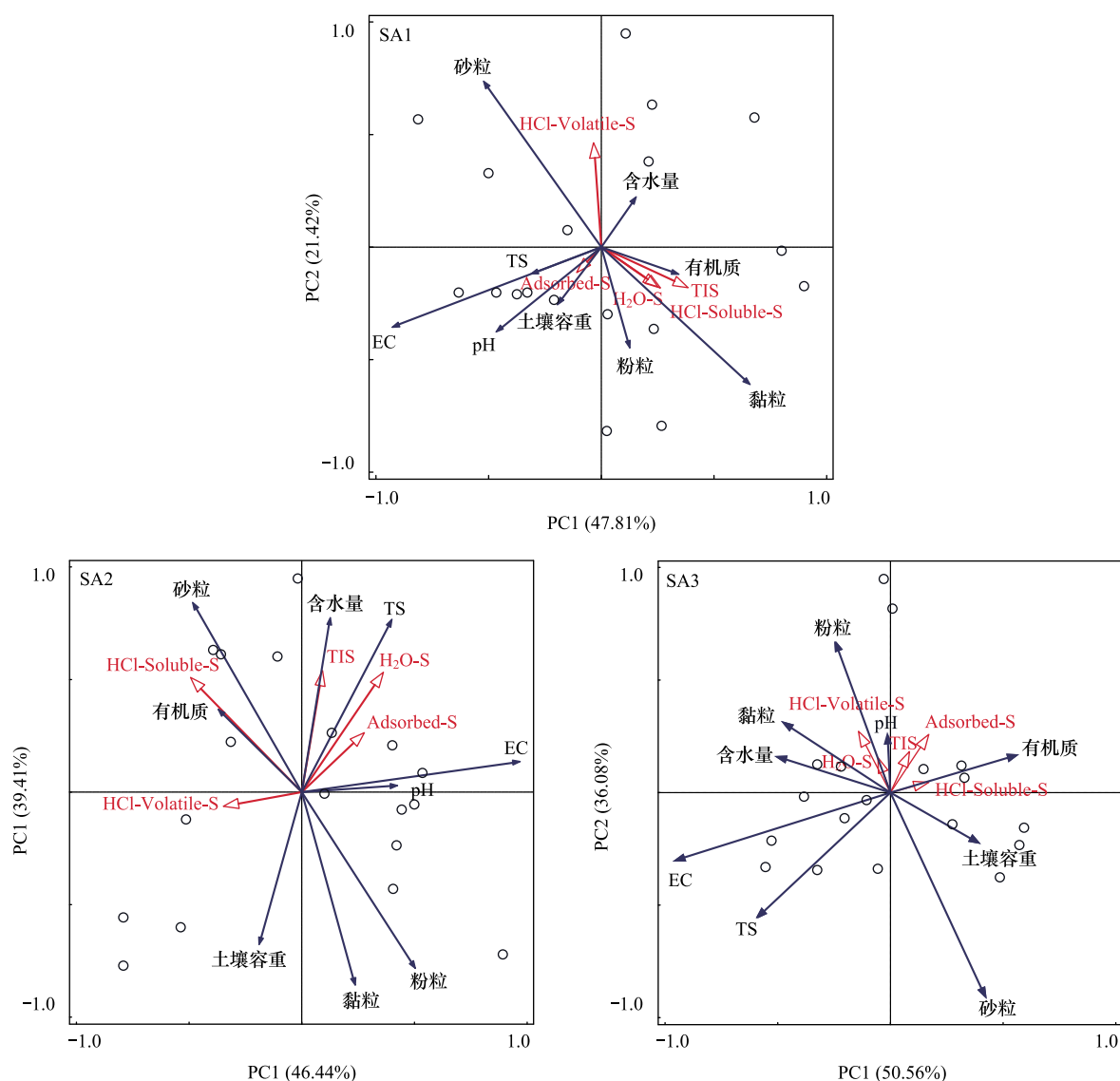


图5 不同入侵年限湿地土壤中无机硫形态与环境因子的主成分分析

Fig.5 Principal component analyses for inorganic sulfur fractions and environmental factors in marsh soils with different marshes

H₂O-S:水溶性硫 Water-soluble-sulfur; Adsorbed-S:吸附性硫 Adsorbed-sulfur; HCl-Soluble-S:盐酸溶解性硫 HCl-Soluble-sulfur; HCl-Volatile-S:盐酸挥发性硫 HCl-volatile-sulfur; TIS:总无机硫 Total inorganic sulfur; TS:全硫 Total sulfur

植物可吸收利用的重要硫养分^[7],所以该区土壤中 TIS 含量及储量的降低意味着可供互花米草吸收利用的有效硫养分将随入侵年限的增加而降低,由此使得其在入侵到一定年限后可能处于一种有效硫养分缺乏状态,进而可能导致其入侵能力减弱。残体分解是湿地物质循环与能量流动的重要环节,是养分(包括硫)向土壤归还的重要过程^[34]。然而,本研究区互花米草的这一养分“自我施肥”过程又可能由于定期(7—8月)互花米草刈割移除(潮汐冲走)而受阻^[35-36],这就降低了无机硫养分向土壤的归还,从而可能导致湿地土壤中的 TIS 养分随互花米草入侵年限的增加进一步降低。因此,随着该区互花米草入侵年限的增加以及对互花米草定期刈割活动的进行,湿地土壤中的无机硫养分可能将继续降低并逐渐趋于缺乏状态,长期而言将减弱互花米草的自身入侵能力,这从侧面亦说明了采取定期刈割方式治理互花米草入侵是有效的。

4 结论

(1)随着互花米草入侵年限的增加,湿地土壤的 H₂O-S 含量整体呈增加趋势,而 Adsorbed-S、HCl-Soluble-

S 和 HCl-Volatile-S 含量整体均呈降低趋势。相对于 SA1, SA2 和 SA3 土壤的 H_2O -S 含量分别增加了 10.02% 和 2.68%, 而其 Adsorbed-S、HCl-Soluble-S 和 HCl-Volatile-S 含量分别降低了 9.02%、10.95%、7.57% 和 15.61%、32.89%、15.14%。

(2) 随着互花米草入侵年限的增加, 湿地土壤的 TIS 含量、TIS 储量及其占 TS 储量的比例均而降低, 且这种降低主要取决于 Adsorbed-S、HCl-Soluble-S 和 HCl-Volatile-S 的贡献。

(3) 随着互花米草入侵年限的增加, 影响湿地土壤不同形态无机硫赋存的环境因子均发生了较大改变, 其中土壤颗粒组成、EC 和 pH 的改变对无机硫赋存形态的影响尤为明显。

(4) 随着互花米草入侵年限的增加以及对互花米草定期刈割活动的进行, 闽江河口湿地土壤的无机硫养分可能将继续降低并逐渐趋于缺乏状态, 长期而言将减弱互花米草自身的入侵能力。

参考文献 (References):

- [1] Gorham E. Northern Peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*, 1991, 1(2): 182-195.
- [2] Zedler J B, Kercher S. Causes and consequences of invasive plants in wetlands: opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 2004, 23(5): 431-452.
- [3] 李真, 黄民生, 何岩, 张勇. 铁和硫的形态转化与水体黑臭的关系. *环境科学与技术*, 2010, 33(6E): 1-3, 7-7.
- [4] 李书田, 林葆, 周卫, 汪洪, 荣向农. 土壤中不同形态硫的生物有效性研究. *植物营养与肥料学报*, 2000(1): 48-57.
- [5] Karimian N, Johnston S G, Burton E D. Effect of cyclic redox oscillations on water quality in freshwater acid sulfate soil wetlands. *Science of the Total Environment*, 2017, 581-582: 314-327.
- [6] Delaune R D, Devai I, Lindau C W. Flux of reduced sulfur gases along a salinity gradient in Louisiana Coastal Marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2002, 54(6): 1003-1011.
- [7] Koretsky C M, Moore C M, Lowe K L, Meile C, DiChristina T J, Van Cappellen P. Seasonal oscillation of microbial iron and sulfate reduction in saltmarsh sediments (Sapelo Island, GA, USA). *Biogeochemistry*, 2003, 64(2): 179-203.
- [8] Van Der Welle M E W, Roelofs J G M, Lamers L P M. Multi-level effects of sulphur-iron interactions in freshwater wetlands in the Netherlands. *Science of the Total Environment*, 2008, 406(3): 426-429.
- [9] 陈冰冰, 孙志高, 孙文广, 王华, 俞琳莺. 外源氮输入对生长季黄河口碱蓬湿地土壤无机硫形态变化特征的影响. *水土保持学报*, 2018, 32(5): 277-286.
- [10] 王永杰, 郑祥民, 周立旻, 翟立群, 钱鹏, 吴永红. 长江河口盐沼湿地酸挥发性硫化物的时空分布特征及影响因素. *地球化学*, 2012, 41(2): 158-165.
- [11] 李萍. 胶州湾互花米草滩涂土壤无机硫形态时空分布特征及其影响因素[D]. 青岛: 青岛大学, 2019.
- [12] 何涛, 孙志高, 李家兵, 高会, 王华, 王杰, 陈冰冰. 闽江河口互花米草与短叶荇菜湿地土壤无机硫形态分布特征及其影响因素. *环境科学学报*, 2017, 37(12): 4747-4756.
- [13] 林慧娜, 傅娇艳, 吴浩, 刘金玲, 李柳强, 虎贞贞, 丁振华. 中国主要红树林湿地沉积物中硫的分布特征及影响因素. *海洋科学*, 2009, 33(12): 79-82.
- [14] 何涛, 孙志高, 李家兵, 高会, 范爱连. 闽江河口芦苇与短叶荇菜空间扩展植物-土壤系统硫含量变化特征. *生态学报*, 2018, 38(5): 1607-1618.
- [15] Meng W Q, Feagin R A, Innocenti R A, Hu B B, He M G, Li H Y. Invasion and ecological effects of exotic smooth cordgrass *Spartina alterniflora* in China. *Ecological Engineering*, 2020, 143: 105670.
- [16] 金宝石, 高灯州, 杨平, 王维奇, 曾从盛. 闽江河口区互花米草入侵不同年限下湿地土壤有机碳变化. *自然资源学报*, 2016, 31(4): 608-619.
- [17] 金宝石, 闫鸿远, 章文龙, 曾从胜. 互花米草入侵下闽江河口沼泽土壤中各形态氮含量和储量. *湿地科学*, 2017, 15(3): 375-384.
- [18] Sun Z G, Li J B, He T, Tian L P, Li J, Li X. Bioaccumulation of heavy metals by *Cyperus malaccensis* and *Spartina alterniflora* in a typical subtropical estuary (Min River) of southeast China. *Journal of Soils and Sediments*, 2019, 19(4): 2061-2075.
- [19] Krairapanond N, DeLaune R D, Patrick W H. Seasonal distribution of sulfur fractions in Louisiana salt marsh soils. *Estuaries*, 1991, 14(1): 17-28.
- [20] Zhou C F, An S Q, Deng Z F, Yin D Q, Zhi Y B, Sun Z Y, Zhao H, Zhou L X, Fang C, Qian C. Sulfur storage changed by exotic *Spartina alterniflora* in coastal saltmarshes of China. *Ecological Engineering*, 2009, 35(4): 536-543.

- [21] Ferdelman T G, Church T M, Luther III G W. Sulfur enrichment of humic substances in a Delaware salt marsh sediment core. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1991, 55(4): 979-988.
- [22] He T, Sun Z G, Hu X Y, Chen B B, Wang H, Wang J. Effects of *Spartina alterniflora* invasion on spatial and temporal variations of total sulfur and inorganic sulfur fractions in sediments of salt marsh in the Min River estuary, southeast China. *Ecological Indicators*, 2020, 113: 106253.
- [23] 宋飘, 张乃莉, 马克平, 郭继勋. 全球气候变暖对凋落物分解的影响. *生态学报*, 2014, 34(6): 1327-1339.
- [24] 曾从盛, 仝川, 孙志高, 王维奇, 张林海, 黄佳芳. 闽江河口湿地生物地球化学元素循环研究进展. *亚热带资源与环境学报*, 2017, 12(3): 1-9.
- [25] 迟凤琴, 汪景宽, 张玉龙, 魏丹, 周宝库, 匡恩俊. 东北 3 个典型黑土区土壤无机硫的形态分布. *中国生态农业学报*, 2011, 19(3): 511-515.
- [26] 褚磊, 于君宝, 管博. 土壤有机硫矿化研究进展. *土壤通报*, 2014, 45(1): 240-245.
- [27] 况琪军, 李建秋, 夏宜琚. 不同类型土壤对 SO_4^{2-} 吸附特性的研究. *环境科学*, 1995, 16(4): 13-15.
- [28] 李新华, 刘景双, 王勇, 张锡金. 三江平原小叶章湿地土壤 SO_4^{2-} 的吸附与解吸特征. *山东农业科学*, 2010, (1): 63-66.
- [29] Jung K, Ok Y S, Chang S X. Sulfate adsorption properties of acid-sensitive soils in the Athabasca oil sands region in Alberta, Canada. *Chemosphere*, 2011, 84(4): 457-463.
- [30] 张林海, 曾从盛, 仝川. 闽江河口湿地芦苇和互花米草生物量季节动态研究. *亚热带资源与环境学报*, 2008, 3(2): 25-33.
- [31] Carlson Jr P R, Forrest J. Uptake of dissolved sulfide by *Spartina alterniflora*: evidence from natural sulfur isotope abundance ratios. *Science*, 1982, 216(4546): 633-635.
- [32] Hu Z Y, Zhao F J, McGrath S P. Sulphur fractionation in calcareous soils and bioavailability to plants. *Plant and Soil*, 2005, 268(1): 103-109.
- [33] 吴文菲, 刘波, 李红军, 李松, 陈泽智. pH、盐度对微生物还原硫酸盐的影响研究. *环境工程学报*, 2011, 5(11): 2527-2531.
- [34] 孙志高, 刘景双. 湿地枯落物分解及其对全球变化的响应. *生态学报*, 2007, 27(4): 1606-1618.
- [35] 陈曦, 张利权, 袁琳. 持续淹水治理互花米草技术对盐沼土壤的影响. *环境科学学报*, 2010, 30(5): 1093-1100.
- [36] 李旭伟. 闽江河口互花米草不同治理方式对土壤有机碳和养分的影响[D]. 福州: 福建师范大学, 2012.