

DOI: 10.5846/stxb201805241143

王华, 孙志高, 李家兵, 何涛, 高会, 王杰. 闽江口芦苇与短叶茳芏湿地土壤无机硫形态分布特征及其影响因素. 生态学报, 2019, 39(13): - - .  
Wang H, Sun Z G, Li J B, He T, Gao H, Wang J. Distribution characteristics and influencing factors of inorganic sulfur forms in the soils of *Phragmites australis* marsh and *Cyperus malaccensis* marsh in the Min River Estuary. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(13): - - .

## 闽江口芦苇与短叶茳芏湿地土壤无机硫形态分布特征及其影响因素

王 华<sup>1,2,3</sup>, 孙志高<sup>1,2,3,\*</sup>, 李家兵<sup>4</sup>, 何 涛<sup>1,2,3</sup>, 高 会<sup>1,2,3</sup>, 王 杰<sup>1,2,3</sup>

1 福建师范大学地理研究所, 福州 350007

2 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

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

4 福建师范大学环境科学与工程学院, 福州 350007

**摘要:**选择闽江口鱗鱼滩的芦苇湿地、短叶茳芏湿地以及二者交错带湿地为对象,研究了不同类型湿地土壤无机硫赋存形态的分布特征及其主要影响因素。结果表明,芦苇与短叶茳芏在空间扩展过程中形成的交错带湿地土壤的水溶性硫( $H_2O-S$ )、吸附性硫(Adsorbed-S)和盐酸可溶性硫(HCl-Soluble-S)含量在0—40 cm土层上整体要高于芦苇湿地和短叶茳芏湿地,而盐酸挥发性硫(HCl-Volatile-S)含量则与之相反。在垂直方向上,不同类型湿地土壤的 $H_2O-S$ 、Adsorbed-S和HCl-Soluble-S含量整体均自表层向下呈先降低而后增加的变化,而盐酸挥发性硫(HCl-Volatile-S)含量则与之相反。三种类型湿地土壤中不同形态无机硫平均含量整体均表现为HCl-Soluble-S >  $H_2O-S$  > Adsorbed-S > HCl-Volatile-S,且其总无机硫(TIS)平均含量分别占全硫(TS)含量的22.29%—39.99%(芦苇湿地)、32.39%—33.33%(交错带湿地)和30.20%—30.86%(短叶茳芏湿地)。与芦苇湿地和短叶茳芏湿地相比,交错带湿地土壤的 $H_2O-S$ 、Adsorbed-S、HCl-Soluble-S和TIS平均含量整体均呈增加趋势,增幅分别为36.94%和54.31%、34.84%和13.03%、73.25%和67.59%以及45.72%和45.28%;与之不同,HCl-Volatile-S平均含量则呈降低趋势,降幅分别为2.78%和22.24%。不同类型湿地土壤中 $H_2O-S$ 、Adsorbed-S和TIS含量的变化主要受有机质含量和细颗粒组成的控制,而HCl-Soluble-S和HCl-Volatile-S含量主要受土壤氧化还原环境和金属元素分布的影响。研究发现,芦苇与短叶茳芏的空间扩展明显增加了交错带湿地土壤的 $H_2O-S$ 、Adsorbed-S、HCl-Soluble-S和TIS含量,但降低了HCl-Volatile-S含量,说明二者的空间扩展在整体提高交错带湿地土壤有效硫供给能力的同时,亦降低了挥发性硫化物可能对二者生长产生的不利影响,这对于保持二者在交错带湿地中的竞争力具有重要生态意义。

**关键词:**无机硫形态;空间扩展;芦苇湿地;短叶茳芏湿地;闽江口

## Distribution characteristics and influencing factors of inorganic sulfur forms in the soils of *Phragmites australis* marsh and *Cyperus malaccensis* marsh in the Min River Estuary

WANG Hua<sup>1,2,3</sup>, SUN Zhigao<sup>1,2,3,\*</sup>, LI Jiabing<sup>4</sup>, HE Tao<sup>1,2,3</sup>, GAO Hui<sup>1,2,3</sup>, WANG Jie<sup>1,2,3</sup>

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

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

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

4 College of Environmental Science and Engineering, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

**基金项目:**福建省公益类科研院所重点项目(2016R1032-1);福建省高等学校“新世纪优秀人才计划”项目和福建省“闽江学者奖励计划”项目资助

收稿日期:2018-05-24; 网络出版日期:2018-00-00

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

**Abstract:** To investigate the distribution and major influencing factors of the inorganic sulfur forms on *Phragmites australis* marsh (PA), *Cyperus malaccensis* marsh (CM), and ecotonal marsh (*P. australis*-*C. malaccensis* marsh; PCM) in the Shanyutan tidal wetlands of the Min River estuary. Results showed that during the spatial expansion between PA and CM, the contents of H<sub>2</sub>O-sulfur, adsorbed-sulfur, and HCl-soluble-sulfur in the soils of PCM (0—40 cm) were generally higher than those of PA and CM; however, the values of HCl-volatile-sulfur was just in the opposite. In the vertical direction, the contents of H<sub>2</sub>O-S, adsorbed-S, and HCl-soluble-S in different marsh soils decreased initially, followed by a subsequent increase, while the values of HCl-volatile-S was just in the opposite. The average of the different inorganic sulfur forms generally followed the order of HCl-soluble-S>H<sub>2</sub>O-S>adsorbed-S>HCl-volatile-S. The average total inorganic sulfur (TIS) content accounted for 22.29%—39.99%, 32.39%—33.33%, and 30.20%—30.86% of the average total sulfur (TS) content in the soils of the three PA, PCM, and CM, respectively. Compared to PA and CM, the contents of H<sub>2</sub>O-S, adsorbed-S, HCl-soluble-S, and TIS in the soils of PCM increased by 36.94% and 54.31%; 34.84% and 13.03%; 73.25% and 67.59%; and 45.72% and 45.28%, respectively, while the levels of HCl-volatile-S decreased by 2.78% and 22.24%. The contents of H<sub>2</sub>O-S, adsorbed-S, and TIS in different marsh soils were mainly controlled by the organic matter and particle composition, whereas the values of HCl-soluble-S and HCl-volatile-S were dependent on the oxidation-reduction environments and the distribution of metals. This study found that the spatial expansion of the two plants not only improved the supply capacity of the available sulfur in soils but also reduced the adverse effects of volatile sulfide on the growth of the two plants, which was of great significance in maintaining their strong competitiveness in PCM.

**Key Words:** inorganic sulfur forms; spatial expansion; *Phragmites australis* marsh; *Cyperus malaccensis* marsh; Min River estuary

硫是地壳中最丰富的元素之一,具有-2至+6之间不同价态,可以固态、溶解态和气态形式存在,而不同形态硫之间的迁移转化对于环境条件的变化极为敏感<sup>[1]</sup>。湿地是地球上具有多功能的独特生态系统,是C、N、S等元素的源、汇或转换器,其对于全球元素循环及平衡有着重要影响。湿地土壤中的硫可分为无机硫和有机硫两大类<sup>[2]</sup>,而无机硫是植物吸收硫养分的主体,占植物吸收硫总量的55%以上<sup>[3]</sup>。由于植物主要吸收土壤中的SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>,所以有机硫必须转化成无机硫才能被植物吸收与利用<sup>[4]</sup>。河口湿地是滨海湿地的一个重要生态类型,是河流与海洋物质运输及转化的活跃地带,其对外界胁迫压力反应的特有敏感性使其成为当前全球变化研究的理想区域。受河口水动力和海洋潮汐的双重影响,河口湿地硫的生物地球化学循环极为复杂,特别是河口湿地氧化-还原环境交替频繁,导致沉积物-水体系中不同赋存形态的硫频繁地从一种形态转变为另一种形态<sup>[5]</sup>。目前,国外关于湿地土壤中硫形态的研究主要集中在有机硫、酸可挥发性硫化物、黄铁矿硫和元素硫等的分离提取方法<sup>[6-7]</sup>以及其分布与转化特征方面<sup>[8-9]</sup>,且研究对象主要涉及盐沼<sup>[8,10]</sup>、人工湿地<sup>[11]</sup>和海岸带湿地<sup>[12-13]</sup>。与国外相比,国内对湿地土壤硫形态的研究相对较少,且现有多集中在淡水湿地<sup>[14-15]</sup>和人工湿地<sup>[16-17]</sup>的探讨上,而对于受入海径流及潮汐影响频繁的河口湿地和盐沼土壤硫形态的相关研究还不多见。

闽江是我国东南沿海重要的入海河流之一,地处中亚热带与南亚热带过渡区,具有流量大、流速快的特点。闽江口是福建省酸雨发生的重点地区,酸雨发生频率达53.6%,且酸雨中SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>含量占绝对优势,约占降水离子总量的70%左右,接近我国酸雨严重的西南地区(80%)<sup>[18-19]</sup>。闽江口湿地除受到酸沉降的影响外,还受到入海径流和潮流的多重影响,特别是不同高程湿地地表的淹水时间和淹水深度可导致不同类型湿地或相同类型湿地土壤的氧化还原体系产生明显差异,进而可影响到土壤中的硫的赋存形态及其转化特征。芦苇(*Phragmites australis*)和短叶茼蒿(*Cyperus malaccensis*)是闽江河口重要的原生植被,其对区域环境具有良好的适应性。当前,芦苇与短叶茼蒿在闽江河口鱗鱼滩(最大一块湿地)北部形成了明显的交错带,宽度达70—120 m。已有研究表明,湿地植被间的空间扩展(竞争)不仅可对植被的生态特征和养分吸收利用状况产生重

要影响,而且还可能导致湿地群落结构发生重大改变,进而影响到生态系统的稳定性<sup>[20]</sup>。受酸沉降、河口水动力、潮汐和植被演替的多重影响,闽江河口芦苇湿地与短叶茳芩湿地的硫循环体系在二者的空间扩展前后可能发生显著变化,但这种变化有多大,目前尚不明确。目前,关于闽江河口硫循环的相关研究主要集中在不同淹水频率影响下不同类型湿地土壤-植物系统 TS 分布特征的探讨上<sup>[21-22]</sup>,而关于不同植被空间扩展影响下土壤无机硫形态分布特征的相关研究还鲜有报道。为此,本研究以闽江口鱗鱼滩的芦苇湿地、短叶茳芩湿地以及二者交错带湿地为研究对象,探讨了不同类型湿地土壤无机硫赋存形态的空间分布特征及其主要影响因素。研究结果有助于揭示该区植被空间扩展对湿地土壤硫形态分布及迁移转化的影响,并可为湿地的生态保育提供重要科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

闽江河口湿地位于中亚热带和南亚热带过渡区,气候暖热潮湿,雨热同期,年平均气温 19℃,年均降水日数 153 d,降水量可达 1300 mm。河口区地势低平,河口潮流涨落具有周期性变化,感潮段可延伸至福州市区,发育有良好的湿地生态系统。本研究选取的鱗鱼滩湿地地处闽江入海口(119°34'12"—119°40'40" E, 26°00'36"—26°03'42" N),是闽江河口最大的一块湿地,湿地分布区内潮水涨落频繁,潮沟纵横,水文条件相对复杂。研究区的土壤类型属滨海盐土,富含铁、铝等黏土矿物。主要原生植被包括短叶茳芩(*Cyperus malaccensis*)、芦苇(*Phragmites australis*)和扁穗莎草(*Cyperus compressus*)等,植被群落由陆向海整体呈条带状分布。

### 1.2 样地布设与样品采集

2016 年 7 月,采用定位研究方法,在鱗鱼滩西北部由陆向海方向设置样带,在该样带上布设 3 个典型研究样地,即纯芦苇群落(*P. australis*, 记为 P)、纯短叶茳芩群落(*C. malaccensis*, 记为 C)以及两种植物空间扩展形成的交错带群落(*P. australis*-*C. malaccensis*, 记为 P-C)(图 1)。采用土壤柱状采样器在上述典型样地内进行土壤样品采集,采样深度为 60 cm(每 10 cm 一层),每个研究样地采集 3 个柱状样作为重复,共 54 个样品。

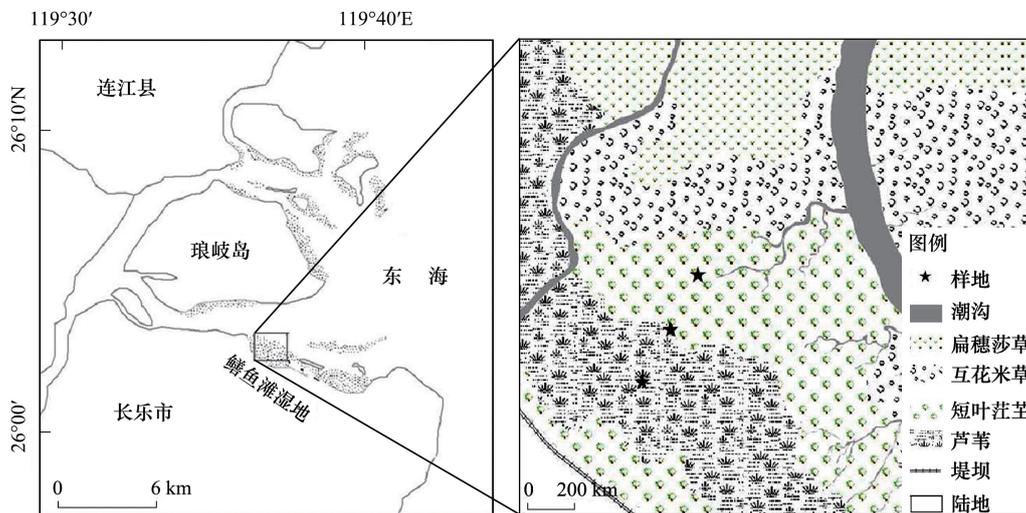


图 1 研究区域及研究样地示意图

Fig.1 Sketch of the study region and sampling sites

### 1.3 样品处理与测定

将土壤样品带回实验室后自然风干,去除杂物研磨过 100 目筛后装袋待测。土壤样品采集的同时,分别采用 HACH-sensION3 和 ECTestr11+原位测定土壤的 pH 和电导率(EC);土壤有机质含量采用高温外热重铬酸钾容量法测定;土壤粒度采用 MasterSizer2000 激光粒度分析仪测定,并采用国际制分类;土壤容重采用环刀

法测定;土壤含水量采用土壤墒情速测仪测定(TZS-1);土壤铁、铝、铜含量采用高压酸消解 ICP-MS 测定;土壤全硫(TS)含量采用硝酸、高氯酸和氢氟酸消煮,  $\text{BaSO}_4^{2-}$  比浊法测定。土壤无机硫在参照 Krairapanond 等提取方法的基础上<sup>[6]</sup>,结合本研究区的实际情况(土壤母质为富含铁铝的酸性土壤),对盐酸溶解性硫的提取步骤进行了改进。具体提取方法如下:(1)水溶性硫( $\text{H}_2\text{O-S}$ ):称 5 g 风干土样于离心管中,加水 20 mL 振荡 30 min,离心 5 min,将上清液过滤后吸取 10 ml 定容至 50 mL 容量瓶中;待测;(2)吸附性硫(Adsorbed-S):将倾去离心液的样品加入 25 mL 0.025 mol/L  $\text{NaH}_2\text{PO}_4$ ,震荡 30 min,离心后过滤后吸取 10 mL 定容至 50 mL 容量瓶中;待测;(3)盐酸溶解性硫(HCl-Soluble-S)及盐酸挥发性硫(HCl-Volatile-S):用 14 mL 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,加入 1 mL 7.2 mol/L HCl 溶液,加热至沸腾后微沸 30 min,将样品洗入 50 mL 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过滤;待测。补集管中加入 2 mL 过 30%  $\text{H}_2\text{O}_2$ ,加热微沸 30 分钟,加入少量 HCl 溶液分解过量  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ,定容至 50 mL;待测。在待测液中分别加入 1 g  $\text{BaCl}_2$ ,于电磁搅拌器上搅拌 1 min,在 5—30 min 内用紫外分光光度计在波长 440 nm 处比浊。总无机硫(TIS) =  $\text{H}_2\text{O-S}$  + Adsorbed-S + HCl-Soluble-S + HCl-Volatile-S<sup>[14]</sup>。

#### 1.4 指标计算

土壤总无机硫储量  $L_s$  可采用下式计算:

$$L_s = \sum_{i=1}^n L_{si} = \sum_{i=1}^n d_{vi} \times S_i \times h_i / 100$$

式中,  $L_{si}$  表示第  $i$  层的土壤无机硫储量( $\text{g}/\text{m}^2$ ),  $d_{vi}$  表示第  $i$  层土壤容重( $\text{g}/\text{m}^3$ ),  $S_i$  表示第  $i$  层土壤剖面总无机硫含量( $\text{mg}/\text{kg}$ ),  $h_i$  表示土层深度(cm)。

#### 1.5 数据处理与分析

运用 Origin 8.0 软件对不同类型湿地土壤中各形态无机硫含量数据进行作图、计算和单因素方差分析,方差分析的显著性水平设定为  $\alpha=0.05$ 。采用 SPSS 18.0 软件对影响不同类型湿地土壤中各形态无机硫含量的环境因子进行主成分分析和逐步线性回归分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 无机硫形态水平分布特征

3 种类型湿地土壤中的  $\text{H}_2\text{O-S}$  和 HCl-Soluble-S 含量在 0—40 cm 土层整体表现为交错带湿地 > 短叶荳芰湿地 > 芦苇湿地(图 2)。其中,芦苇湿地与交错带湿地以及短叶荳芰湿地与交错带湿地的土壤  $\text{H}_2\text{O-S}$  含量均不存在显著差异( $P>0.05$ ),而芦苇湿地与交错带湿地( $P=0.002$ )以及交错带湿地与短叶荳芰湿地( $P=0.007$ )土壤的 HCl-Soluble-S 含量均存在显著差异。在 40—60 cm 土层,3 种类型湿地土壤的  $\text{H}_2\text{O-S}$  和 HCl-Soluble-S 含量均表现为交错带湿地 > 芦苇湿地 > 短叶荳芰湿地。其中,三者之间的  $\text{H}_2\text{O-S}$  含量均不存在显著差异( $P>0.05$ ),而短叶荳芰湿地土壤的 HCl-Soluble-S 含量分别与芦苇湿地( $P=0.001$ )和交错带湿地( $P=0.001$ )存在显著差异。另外,三种类型湿地土壤的 Adsorbed-S 含量在 0—10 cm 土层表现为交错带湿地 > 芦苇湿地 > 短叶荳芰湿地( $P>0.05$ ),而在 40—60 cm 土层则整体表现为短叶荳芰湿地 > 交错带湿地 > 芦苇湿地( $P>0.05$ )。就 10—40 cm 土层而言,3 种类型湿地土壤的 Adsorbed-S 含量均表现出交错带湿地 > 短叶荳芰湿地 > 芦苇湿地,且其值在芦苇湿地与交错带湿地( $P=0.001$ )以及芦苇湿地与短叶荳芰湿地( $P=0.029$ )均存在显著差异。另外,3 种类型湿地土壤的 HCl-Volatile-S 含量在 0—60 cm 土层上整体表现为短叶荳芰湿地 > 芦苇湿地 > 交错带湿地。其中,短叶荳芰湿地土壤的 HCl-Volatile-S 含量分别与芦苇湿地( $P=0.001$ )和交错带湿地( $P=0.001$ )存在显著差异。

### 2.2 无机硫形态垂直分布特征

3 种类型湿地土壤的  $\text{H}_2\text{O-S}$ 、Adsorbed-S 和 HCl-Soluble-S 含量整体均自表层向下呈先降低而后增加的变

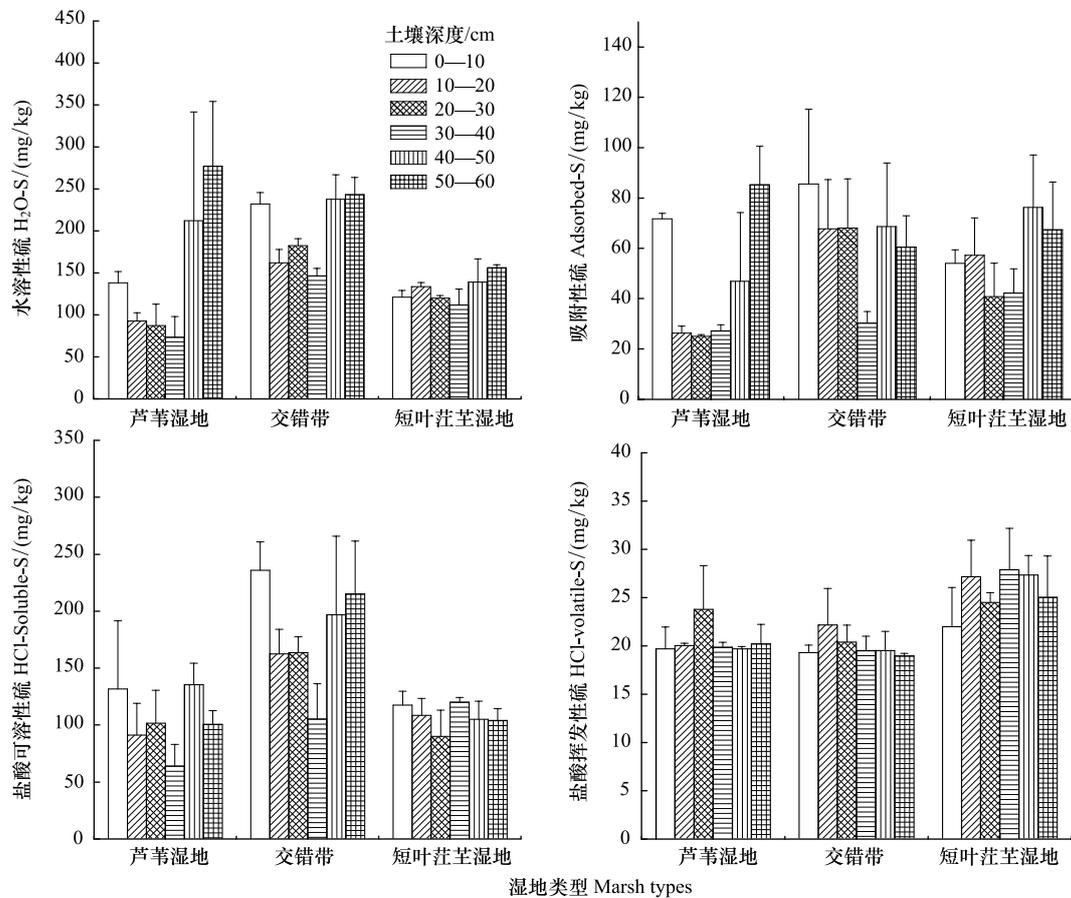


图 2 不同类型湿地土壤不同形态无机硫含量水平分布特征

Fig.2 Horizontal distributions of the contents of different inorganic sulfur forms in soils of different marshes

化(图 3)。其中,三者土壤中的  $H_2O-S$  和  $Adsorbed-S$  含量在垂直方向上均不存在显著差异 ( $P>0.05$ ), 而芦苇湿地与交错带湿地 ( $P=0.002$ ) 以及短叶茳芩湿地与交错带湿地 ( $P=0.003$ ) 土壤的  $HCl-Soluble-S$  含量在垂直方向上均存在显著差异。整体而言,短叶茳芩湿地(0—60 cm)土层的  $H_2O-S$  含量垂直变化并不明显,而芦苇湿地和交错带湿地土壤中的  $H_2O-S$  含量的垂直变化较为明显且也比较一致,其值在 0—40 cm 土层上随深度的增加而降低且二者之间存在显著差异 ( $P=0.012$ ), 而在 40—60 cm 土层上则之相反 ( $P>0.05$ )。尽管交错带湿地与短叶茳芩湿地土壤中  $Adsorbed-S$  含量的垂直变化趋势在 0—40 cm 土层正好相反,但二者之间不存在显著差异 ( $P>0.05$ ); 但在 40—60 cm 土层,二者  $Adsorbed-S$  含量的垂直变化趋势较为一致,且二者之间亦不存在显著差异 ( $P>0.05$ )。对于  $HCl-Soluble-S$  而言,其值在三种类型湿地土壤中的含量自表层向下整体均呈先降低后增加的变化。其中,交错带湿地与芦苇湿地土壤的  $HCl-Soluble-S$  含量的垂直变化较为明显,且二者之间存在显著差异 ( $P=0.006$ )。与其他三种无机硫组分相比,芦苇湿地与短叶茳芩湿地土壤的  $HCl-Volatile-S$  含量在垂直方向上呈相反变化特征且二者存在显著差异 ( $P=0.001$ ), 而交错带湿地土壤的  $HCl-Volatile-S$  含量在垂直方向上的变化较为平缓。方差分析表明,芦苇湿地土壤的  $H_2O-S$  与  $Adsorbed-S$  ( $P=0.005$ )、 $H_2O-S$  与  $HCl-Volatile-S$  ( $P=0.001$ ) 以及  $HCl-Soluble-S$  与  $HCl-Volatile-S$  ( $P=0.021$ ) 存在显著差异; 交错带湿地土壤的  $H_2O-S$  与  $Adsorbed-S$  ( $P=0.001$ )、 $H_2O-S$  与  $HCl-Volatile-S$  ( $P=0.001$ )、 $HCl-Soluble-S$  与  $Adsorbed-S$  ( $P=0.001$ ) 以及  $HCl-Soluble-S$  与  $HCl-Volatile-S$  ( $P=0.001$ ) 均存在显著差异; 而短叶茳芩湿地土壤中四种形态无机硫之间均存在显著差异 ( $P<0.05$ )。与芦苇湿地和短叶茳芩湿地相比,交错带湿地土壤的  $H_2O-S$ 、 $Adsorbed-S$ 、 $HCl-Soluble-S$  和  $TIS$  含量整体均呈增加趋势,增幅分别为 36.94% 和 54.31%、34.84% 和 13.03%、73.25% 和 67.59% 以及 45.72% 和 45.28%; 与之不同, $HCl-Volatile-S$  含量则呈降低趋势,降幅分别为 2.78% 和 22.24% (表 1)。

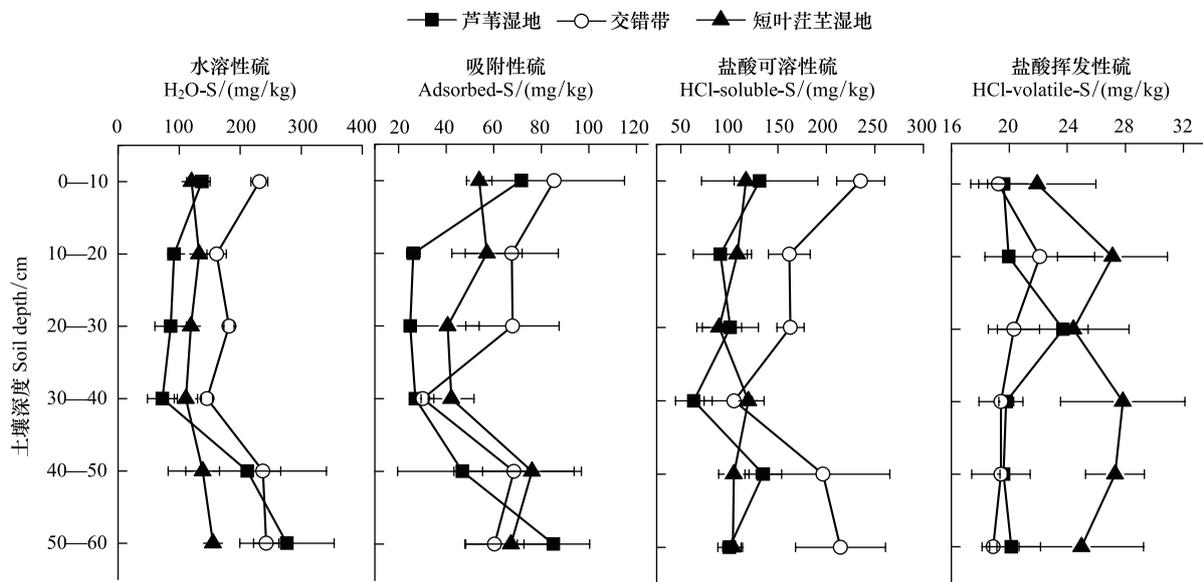


图3 不同类型湿地土壤不同形态无机硫含量垂直分布特征

Fig.3 Vertical distributions of the contents of different inorganic sulfur forms in soils of different marshes

表1 不同类型湿地土壤各形态无机硫平均含量及垂直变异系数

Table 1 Vertical variability coefficients and the average contents of different inorganic sulfur forms in soils of different marshes

湿地类型 Marsh types	项目 Items	无机硫形态 Inorganic sulfur forms				
		水溶性硫 H <sub>2</sub> O-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	总无机硫 TIS
P	含量/(mg/kg)	146.09±81.63a	46.96±25.98a	103.53±26.60a	20.47±1.60a	317.50±118.79a
	变异系数 CV	55.87	55.33	25.69	7.82	37.47
P-C	含量/(mg/kg)	200.05±42.33b	63.32±18.24a	179.37±46.46b	19.90±1.18a	462.65±100.52b
	变异系数 CV	21.16	28.80	25.90	5.91	21.73
C	含量/(mg/kg)	129.64±16.09b	56.20±13.90a	107.03±10.82a	25.59±2.25b	318.45±29.11a
	变异系数 CV	12.41	24.73	10.11	8.79	9.14

a, b 表示不同类型湿地之间的差异,字母不同表示二者在  $P < 0.05$  水平上差异显著

### 2.3 无机硫总量及储量分布

芦苇湿地、交错带湿地和短叶茭芒湿地土壤的 TIS 平均含量分别为  $((317.05 \pm 118.79) \text{ mg/kg})$ 、 $((462.65 \pm 100.52) \text{ mg/kg})$  和  $((318.45 \pm 29.11) \text{ mg/kg})$ , 占相应类型湿地全硫含量的 22.29%—39.99%、32.39%—33.33% 和 30.20%—30.86%。另外,交错带湿地土壤的 TIS 含量明显高于芦苇湿地和短叶茭芒湿地(图 4、图 5),前者是后者的 1.0—1.5 倍。具体而言,0—10 cm 土层的 TIS 含量整体表现为交错带湿地>芦苇湿地>短叶茭芒湿地,且芦苇湿地与短叶茭芒湿地( $P=0.011$ )以及短叶茭芒湿地与交错带湿地( $P=0.006$ )均存在显著差异;20—40 cm 土层的 TIS 含量整体均表现为交错带湿地>短叶茭芒湿地>芦苇湿地,且芦苇湿地与交错带湿地( $P=0.001$ )、芦苇湿地与短叶茭芒湿地( $P=0.026$ )以及短叶茭芒湿地与交错带湿地( $P=0.030$ )均存在显著差异;与 0—10 cm 土层相似,50—60 cm 土层的 TIS 含量亦表现为交错带湿地>芦苇湿地>短叶茭芒湿地,但仅交错带湿地与短叶茭芒湿地之间存在显著差异( $P=0.036$ )。就垂直变化而言,不同类型湿地土壤的 TIS 含量和储量整体均随深度的增加呈先降低后增加变化,其中芦苇湿地与交错带湿地于 30—40 cm 土层取得最低值,而短叶茭芒湿地则于 20—30 cm 土层取得最低值。比较而言,3 种类型湿地土壤的 TIS 储量整体表现为交错带湿地>芦苇湿地>短叶茭芒湿地,其值分别为  $((174.59 \pm 42.84) \text{ g/m}^2)$ 、 $((252.19 \pm 18.46) \text{ g/m}^2)$  和  $((167.30 \pm 16.51) \text{ g/m}^2)$ ,与芦苇湿地和短叶茭芒湿地相比,交错带湿地土壤的 TIS 储量分别增加了 44.44% 和 50.73%。

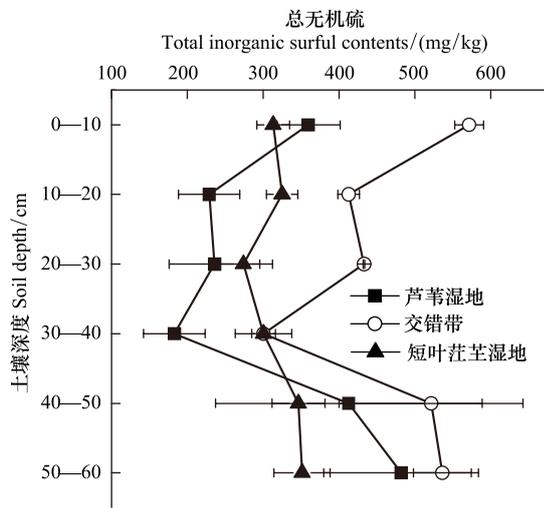


图 4 不同类型湿地土壤总无机硫含量分布

Fig.4 Distribution of total inorganic sulfur contents in soils of different marshes

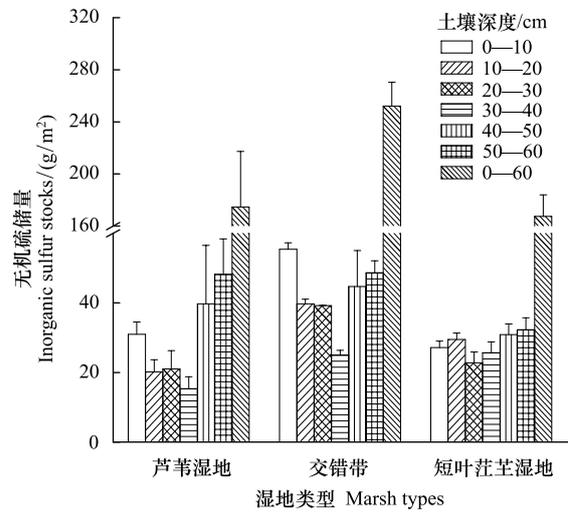


图 5 不同类型湿地土壤无机硫储量分布

Fig. 5 Distribution of inorganic sulfur stocks in soils of different marshes

### 2.4 无机硫赋量影响因素分析

通过主成分分析对影响无机硫赋存量的相关因子进行筛选结果表明(表 2), 芦苇湿地的第一主成分  $Z_1$  与  $x_2$  和  $x_9$  存在明显的正相关, 与  $x_1$  和  $x_3$  存在较为明显的负相关, 故可看作是土壤氧化还原环境和金属矿物的代表; 第二主成分  $Z_2$  与  $x_4$ 、 $x_6$  和  $x_8$  存在明显的正相关, 可看作是土壤水分、土壤细颗粒组成和金属矿物的组成的代表; 第三主成分  $Z_3$  与  $x_5$ 、 $x_7$  和  $x_{10}$  存在明显的正相关, 可看作是土壤养分、细颗粒组成和金属矿物的代表。因此, 土壤氧化还原环境、细颗粒组成和金属矿物含量是影响芦苇湿地土壤无机硫含量的关键因素(累积贡献率可达 81.44%), 而土壤养分也对其分布也具有重要影响(累积贡献率为 11.51%)。交错带湿地的第一主成分  $Z_1$  与  $x_2$ 、 $x_5$  和  $x_8$  存在明显的正相关, 与  $x_1$  和  $x_3$  存在明显的负相关, 可看作是土壤氧化还原环境、养分和金属矿物的代表; 第二主成分  $Z_2$  与  $x_6$  和  $x_7$  存在明显的正相关, 而与  $x_4$  和  $x_{10}$  存在明显的负相关, 可看作是土壤细颗粒组成的代表。因此, 土壤氧化还原环境、养分和金属矿物是影响交错带湿地土壤无机硫含量的关键因素(累积贡献率可达 58.23%), 而土壤细颗粒组成也对其分布也具有重要影响(累积贡献率为 32.35%)。短叶茳芩湿地的第一主成分  $Z_1$  与  $x_2$  和  $x_8$  存在明显的正相关, 而与  $x_1$  存在明显的负相关, 可看作是土壤氧化还原环境和金属矿物的代表; 第二主成分  $Z_2$  与  $x_5$  和  $x_6$  存在明显的正相关, 而与  $x_4$  存在明显的负相关, 可看作是土壤养分和土壤细颗粒组成的代表; 第三主成分  $Z_3$  与  $x_9$  存在明显的正相关, 可看作是土壤金属矿物的代表。因此, 土壤氧化还原环境、养分和细颗粒组成是影响短叶茳芩湿地土壤无机硫含量的关键因素(累积贡献率可达 75.95%), 而金属矿物对其分布也具有重要影响(累积贡献率达 13.02%)。为了进一步识别影响不同无机硫形态分布的关键因子, 对不同形态无机硫含量及主要环境因子进行多元逐步线性回归分析(表 3), 结果表明, 芦苇湿地土壤的  $H_2O-S$ 、Adsorbed-S 和 TIS 含量分布主要受有机质含量的影响( $R^2$  分别为 0.68、0.73 和 0.93), 而 HCl-Soluble-S 和 HCl-Volatile-S 含量无任何因子进入方程; 交错带湿地土壤的 HCl-Soluble-S 和 TIS 含量主要受到粉粒含量的影响( $R^2$  分别为 0.93 和 0.88),  $H_2O-S$  和 HCl-Volatile-S 含量除受到粉粒含量的影响外, 还分别受到氧化还原电位(Eh)和 Fe 含量的影响( $R^2$  分别为 0.94 和 0.99), Adsorbed-S 含量主要受 Al 含量的影响( $R^2$  为 0.57); 短叶茳芩湿地土壤的 Adsorbed-S 和 HCl-Volatile-S 含量主要受到黏粒和粉粒含量的影响( $R^2$  分别为 0.91 和 0.99), TIS 含量除受到黏粒含量的影响外, 还受到有机质含量的影响( $R^2$  为 0.96), 而  $H_2O-S$  和 HCl-Soluble-S 含量均未有任何因子进入方程。

表 2 特征值及主成分矩阵

Table 2 Eigenvalues and principal components matrix

湿地类型 Marsh types	成分 Component	特征值 Eigenvalue	贡献率 Contribution rate/%	累积贡献率 Accumulative contribution/%	因素 Factors	Z1	Z2	Z3
P	1	5.854	58.542	58.542	电导率 $x_1$	-0.800	-0.574	-0.153
	2	2.29	22.897	81.438	氧化还原电位 $x_2$	0.787	0.607	-0.011
	3	1.151	11.505	92.944	pH $x_3$	-0.813	-0.543	0.110
	4	0.54	5.398	98.341	含水量 $x_4$	0.452	0.869	-0.166
	5	0.166	1.659	100	有机质 $x_5$	0.260	0.547	0.747
	6	$3.01 \times 10^{-16}$	$3.01 \times 10^{-15}$	100	黏粒 $x_6$	-0.012	0.900	0.169
	7	$1.11 \times 10^{-16}$	$1.11 \times 10^{-15}$	100	粉粒 $x_7$	-0.042	-0.175	0.962
	8	$-8.25 \times 10^{-17}$	$-8.25 \times 10^{-16}$	100	Cu $x_8$	0.387	0.732	-0.185
	9	$-2.48 \times 10^{-16}$	$-2.48 \times 10^{-15}$	100	Fe $x_9$	0.960	0.005	-0.043
	10	$-3.23 \times 10^{-16}$	$-3.23 \times 10^{-15}$	100	Al $x_{10}$	-0.666	-0.084	0.738
P-C	1	5.823	58.225	58.225	电导率 $x_1$	-0.952	0.170	
	2	3.235	32.349	90.574	氧化还原电位 $x_2$	0.935	0.116	
	3	0.544	5.442	96.016	pH $x_3$	-0.826	0.381	
	4	0.306	3.062	99.079	含水量 $x_4$	0.622	-0.709	
	5	0.092	0.921	100	有机质 $x_5$	0.927	-0.026	
	6	$2.71 \times 10^{-16}$	$2.71 \times 10^{-15}$	100	黏粒 $x_6$	0.462	0.866	
	7	$9.89 \times 10^{-17}$	$9.89 \times 10^{-16}$	100	粉粒 $x_7$	-0.237	0.875	
	8	$-5.97 \times 10^{-17}$	$-5.97 \times 10^{-16}$	100	Cu $x_8$	0.968	0.087	
	9	$-1.23 \times 10^{-16}$	$-1.23 \times 10^{-15}$	100	Fe $x_9$	0.681	-0.689	
	10	$-3.23 \times 10^{-16}$	$-3.23 \times 10^{-15}$	100	Al $x_{10}$	-0.054	-0.992	
C	1	5.425	54.249	54.249	电导率 $x_1$	-0.871	0.427	-0.109
	2	2.17	21.697	75.946	氧化还原电位 $x_2$	0.843	-0.473	0.154
	3	1.302	13.023	88.969	pH $x_3$	-0.132	0.673	0.130
	4	0.762	7.625	96.594	含水量 $x_4$	0.650	-0.736	0.143
	5	0.341	3.406	100	有机质 $x_5$	0.093	0.864	-0.294
	6	$3.52 \times 10^{-16}$	$3.52 \times 10^{-15}$	100	黏粒 $x_6$	-0.291	0.88	0.232
	7	$1.88 \times 10^{-16}$	$1.88 \times 10^{-15}$	100	粉粒 $x_7$	-0.571	0.694	-0.377
	8	$4.35 \times 10^{-17}$	$4.35 \times 10^{-16}$	100	Cu $x_8$	0.944	0.021	0.229
	9	$-2.65 \times 10^{-17}$	$-2.65 \times 10^{-16}$	100	Fe $x_9$	0.308	0.090	0.923
	10	$-9.72 \times 10^{-17}$	$-9.72 \times 10^{-16}$	100	Al $x_{10}$	0.666	0.490	-0.474

表 3 不同类型湿地土壤无机硫分布与环境因子关系的逐步回归分析

Table 3 Stepwise regression analyses for the relationships between inorganic sulfur and environmental factors in soils of different marshes

湿地类型 Marsh types	无机硫形态 Inorganic sulfur forms	方程 Equation	$R^2$	$P$
P	水溶性硫	$y = -163.789x_5 + 1267.226$	0.68	0.027
	吸附性硫	$y = -53.514x_5 + 413.394$	0.73	0.019
	总无机硫	$y = -231.965x_5 + 1904.842$	0.93	0.037
P-C	水溶性硫	$y = -6.717x_2 - 6.793x_7 + 1146.057$	0.94	0.008
	吸附性硫	$y = -13.965x_{10} + 555.297$	0.57	0.050
	盐酸可溶性硫	$y = -7.935x_7 + 687.703$	0.93	0.004
	盐酸挥发性硫	$y = 0.109x_7 + 0.216x_9 + 3.387$	0.99	0.001
	总无机硫	$y = -16.732x_7 + 1534.557$	0.88	0.001
	吸附性硫	$y = -1.097x_7 - 5.229x_6 + 201.383$	0.91	0.012
C	盐酸挥发性硫	$y = -0.553x_6 - 0.319x_7 + 13.112$	0.99	0.021
	总无机硫	$y = -34.587x_5 - 7.476x_6 + 662.315$	0.96	0.020

$x_1$  至  $x_9$  所代表的因子同表 2。

### 3 讨论

与国内相关研究对比可知,闽江河口湿地表层土壤的各形态硫含量在我国整体处于较高水平,其值明显高于三江平原淡水湿地、鄱阳湖湿地、三峡库区消落带和江苏盐城滨海湿地。另外,本研究中不同形态无机硫含量的顺序为 HCl-Soluble-S>H<sub>2</sub>O-S>Adsorbed-S>HCl-Volatile-S,与郝庆菊等对三江平原典型湿地土壤硫的相关研究结果一致(表 4)。由于土壤无机硫含量与 TS 含量呈显著正相关关系<sup>[14]</sup>,加之闽江河口湿地土壤 TS 含量较高于我国其他区域的淡水湿地<sup>[23]</sup>,由此导致其无机硫含量也相对较高。河口湿地处于河流与海洋相互作用地带,受潮汐影响频繁,河口湿地土壤水溶液中的硫酸盐主要来源于海洋<sup>[24]</sup>,而 H<sub>2</sub>O-S 和 Adsorbed-S 主要以 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 的形式存在,故其含量高于淡水湿地。尽管河口湿地受潮汐的频繁影响而处于淹水状态,但芦苇发达的通气组织可使其根际保持较高的氧化还原电位,有利于根际微生物活动,导致其土壤有机硫更易矿化为无机硫<sup>[16]</sup>,提高了土壤的供硫能力,进而增加了植物可直接吸收利用的 H<sub>2</sub>O-S 和 Adsorbed-S 含量。HCl-Soluble-S 主要是和碳酸钙、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。与北方淡水湿地相比,闽江河口湿地的沉积物富集了大量富含 Fe、Al 酸性沉积物,其在耦合海水中游离态的 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 后,通常可与土壤中的碳酸钙共沉淀形成更多的含硫化合物(如难溶的 CaSO<sub>4</sub>、FeS<sub>2</sub> 和 Al<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 固态矿物态硫或元素硫)<sup>[25]</sup>,由此导致其 HCl-Soluble-S 占 TS 总量的比例远高于北方淡水湿地。HCl-Volatile-S 是在厌氧环境中 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 被硫酸根异化还原细菌还原成无机态而形成的挥发性硫化物,因此土壤中氧气含量的高低对其含量具有显著影响。闽江河口潮汐属规则半日潮,受潮水的周期性影响明显,这就使得湿地土壤的含水量较高(表 5),通气状况较差,而厌氧环境下有利于 HCl-Volatile-S 的形成。另外,由表 5 可知,闽江口的湿地土壤以黏粒和粉粒为主,土壤紧实度较高,通气状况差,氧气很难渗入,因而有利于 HCl-Volatile-S 的累积<sup>[26]</sup>。亦有研究表明,土壤中有有机质含量越高,硫酸盐还原速率一般越高,而酸挥发性硫化物的浓度也就越高<sup>[27]</sup>。与北方淡水湿地相比,闽江口的芦苇湿地与短叶荳芡湿地具有很高的生产力,其地表有机物的积累能力较高,凋落物层有机质含量较高(表 5),加之土壤含水量较高,通气状况较差,由此导致其湿地土壤 HCl-Volatile-S 含量较高。

表 4 不同研究区域湿地表层土壤无机硫含量对比

Table 4 Comparison of inorganic sulfur content in surface marsh soils in different study areas

研究区域 Study region	植被类型 Vegetation types	H <sub>2</sub> O-S/ (mg/kg)	Adsorbed-S/ (mg/kg)	HCl-Soluble-S/ (mg/kg)	HCl-Volatile-S/ (mg/kg)	参考文献 References
盐城(江苏)	* b	15.08±1.31	20.59±1.27	* a	* a	[24]
	互花米草 <i>Spartina alterniflora</i>	24.06±2.65	28.43±1.39	* a	* a	
	碱蓬 <i>Suaeda salsa</i>	23.60±1.16	24.46±0.97	* a	* a	
	芦苇 <i>Phragmites australis</i>	13.10±0.88	22.37±0.71	* a	* a	
鄱阳湖(江西)	* b	43.61±32.64	30.57±30.49	* a	* a	[15]
三峡库区(重庆)	* b	51.05±4.33	* a	* a	* a	[17]
三江平原(黑龙江)	小叶章 <i>Calamagrostis angustifolia</i>	40.9±19.60	29.5±12.10	36.2±15.10	1.21±0.35	[14]
	乌拉苔草 <i>Carex meyeriana</i>	70.5±19.60	44.2±5.40	48.6±25.70	1.17±0.15	
	毛果苔草 <i>Carex lasiocarpa</i>	111.8±71.7	74.0±46.1	61.6±17.6	1.90±0.5	
闽江河口(福建)	芦苇 <i>Phragmites australis</i>	146.09±81.63	46.96±25.98	103.53±26.60	20.47±1.60	本研究
	芦苇-短叶荳芡 P-C	200.05±42.33	63.32±18.24	179.37±46.46	19.90±1.18	
	短叶荳芡 <i>Cyperus malaccensis</i>	129.64±16.09	56.20±13.90	107.03±10.82	25.59±2.25	
盐沼湿地 (墨西哥湾)	* b	* a	* a	2994.5±826.10	* a	[8]
淡水湿地 (墨西哥湾)	* b	* a	* a	1100.0±562.00	* a	[28]
潟湖 (亚得里亚海北部)	* b	551.2±245.64	* a	1023.4±488.10	* a	[12]

\* a 表示该形态无机硫数据缺失。\* b 表示研究区域为无植被覆盖地

表 5 不同类型湿地土壤表层理化性质

Table 5 Physical and chemical properties of top soil in different marshes

理化因子 Physical and Chemical factors		湿地类型 Marsh types		
		P: 芦苇 <i>Phragmites australis</i>	P-C: 交错带 <i>Phragmites australis</i> - <i>Cyperus malaccensis</i>	C: 短叶荳芰 <i>Cyperus malaccensis</i>
粒径组成	<2 $\mu\text{m}$	16.06 $\pm$ 0.81a	15.66 $\pm$ 3.04a	10.08 $\pm$ 5.89b
Grain composition/%	2–20 $\mu\text{m}$	55.44 $\pm$ 1.39a	64.27 $\pm$ 1.39b	51.82 $\pm$ 17.24a
	>20 $\mu\text{m}$	28.49 $\pm$ 1.58a	20.05 $\pm$ 6.33b	38.09 $\pm$ 23.14ab
土壤容重 Soil bulk density/( $\text{g}/\text{cm}^3$ )		0.99 $\pm$ 0.01a	0.91 $\pm$ 0.03a	0.99 $\pm$ 0.01a
含水量 Moisture/%		52.47 $\pm$ 4.82a	51.37 $\pm$ 6.36a	48.13 $\pm$ 3.19a
pH		4.81 $\pm$ 0.14a	5.33 $\pm$ 0.21b	5.66 $\pm$ 0.07ab
电导率 EC Electrical conductivity/( $\text{ms}/\text{cm}$ )		1.61 $\pm$ 0.23a	1.61 $\pm$ 0.17a	1.81 $\pm$ 0.29a
有机质 Organic matter/%		6.69 $\pm$ 0.66a	6.96 $\pm$ 0.25a	5.67 $\pm$ 0.71a
Fe (g/kg)		45.89 $\pm$ 0.87ab	48.57 $\pm$ 0.67a	43.83 $\pm$ 0.77b
Al (g/kg)		33.72 $\pm$ 0.38a	35.01 $\pm$ 0.01b	32.80 $\pm$ 0.73ab
Cu (g/kg)		0.061 $\pm$ 0.001a	0.061 $\pm$ 0.001a	0.058 $\pm$ 0.001a

a, b 表示不同类型湿地之间的差异,字母不同表示二者在  $P < 0.05$  水平上差异显著

与国外相关研究的对比可知,墨西哥湾盐沼和淡水湿地土壤的 HCl-Soluble-S 含量以及亚得里亚湾北部潟湖沉积物的  $\text{H}_2\text{O-S}$  含量和 HCl-Soluble-S 含量均显著高于我国学者对淡水湿地和河口湿地的相关研究数值。一方面,可能是由于相关研究区域均显著受到潮汐的影响,使得土壤孔隙水中的  $\text{SO}_4^{2-}$  丰富,加之沉积物均被海水长期淹没并一直处于还原环境,由此导致其  $\text{H}_2\text{O-S}$  和 HCl-Soluble-S 含量可能普遍较高。Krairapanond 等研究表明,墨西哥湾盐沼土壤中的 HCl-Soluble-S 含量主要来源于土壤孔隙水中的硫酸盐,而 Daniele 则报道了研究区域土壤的  $\text{H}_2\text{O-S}$  含量和 HCl-Soluble-S 含量主要受潮汐的影响。另一方面,国外相关研究区域的黄铁矿硫化物含量高且存在很高的金属化合物污染风险性,而这也是导致国外研究区域 HCl-Soluble-S 含量较高的原因之一<sup>[8,12,28]</sup>。

本研究表明,芦苇与短叶荳芰的空间扩展明显改变了土壤中不同形态无机硫的分布特征,其形成的交错带湿地土壤的  $\text{H}_2\text{O-S}$  和 Adsorbed-S 含量在 0—40 cm 土层上整体要高于纯群落湿地,原因可能是与植被在空间扩展过程中对土壤理化性质的改变有关。已有研究表明,交错带湿地中芦苇的相对密度较纯群落有所提高,这可导致其枯落物量明显增加,养分归还能力相对增强<sup>[22]</sup>,土壤有机质含量整体较高(表 5)。此外,交错带湿地中芦苇的相对密度较纯群落提高也会导致交错带对潮汐中的悬浮颗粒物特别是细颗粒的拦截能力增强,使得交错带湿地土壤的细颗粒(黏粒和粉粒之和)含量要高于芦苇和短叶荳芰纯群落湿地(表 5),这与前述分析得出的土壤的细颗粒组成和有机质含量是影响不同类型湿地土壤中  $\text{H}_2\text{O-S}$  和 Adsorbed-S 含量分布关键因子的结论较为一致。Adsorbed-S 主要通过阴离子交换吸收和配位吸收的方式而保留在土壤胶体表面。已有研究表明,硫酸盐的吸附与土壤细颗粒和黏土矿物组成呈显著正相关<sup>[29]</sup>。据表 5 可知,由于交错带湿地土壤的细颗粒组成明显高于芦苇湿地或短叶荳芰湿地土壤,故可使得其 Adsorbed-S 含量也相对较高。本研究还表明, $\text{H}_2\text{O-S}$  和 Adsorbed-S 含量呈现出相似的变化特征,且二者存在较为密切的正相关关系(图 6),原因与二者可以相互转化并处于动态平衡有关,即当  $\text{H}_2\text{O-S}$  含量被植物吸收或其他原因减少时,Adsorbed-S 含量则会转化为  $\text{H}_2\text{O-S}$  来补充<sup>[30]</sup>。与  $\text{H}_2\text{O-S}$  和 Adsorbed-S 相比,HCl-Soluble-S 的主要来源于与土壤中的碳酸钙、碳酸镁等结合在一起形成的较为稳定的共沉淀硫化物。已有研究表明, $\text{S}^0$ 、 $\text{S}^{2-}$  在好气作用下常被氧化成  $\text{SO}_4^{2-}$ ,从而与土壤中的重金属和铁锰反应生成硫化物沉淀<sup>[25]</sup>。本研究表明,HCl-Soluble-S 含量在 0—40 cm 土层整体表现为交错带湿地>短叶荳芰湿地>芦苇湿地。由于交错带湿地土壤中的 Fe、Al 含量要高于芦苇湿地或短叶荳芰湿地(表 5),故更易形成  $\text{FeS}_2$ 、 $\text{Al}_2\text{SO}_4$  等固态硫化物,进而导致其 HCl-Soluble-S 含量相对较高。对于 HCl-Volatile-S 而言,其在 0—60 cm 土层整体表现为短叶荳芰湿地>芦苇湿地>交错带湿地。由于短叶荳芰湿

地更靠近主潮沟,故其受潮汐的影响更为明显,加之其淹水频次较高,使得湿地长期处于还原环境。在硫酸盐异化还原菌的作用下,硫酸盐被还原并产生更多的  $S^{2-}$ 、 $HS^-$ ,进而增加了 HCl-Volatile-S<sup>[19]</sup>。然而,由于湿地土壤的上覆水可能会对挥发性硫化物的上升扩散产生阻碍,由此导致短叶茳芏湿地土壤 HCl-Volatile-S 含量的赋存量较高<sup>[31]</sup>。前述分析可知,交错带湿地中芦苇的相对密度较纯群落有所提高,导致其对潮汐中悬浮颗粒物的拦截能力增强,进而改变了土壤的颗粒组成和容重。据表 5 可知,尽管交错带湿地土壤的细颗粒(黏粒和粉粒之和)所占比例有所增加,但其土壤容重低于芦苇湿地和短叶茳芏湿地,说明土壤的紧实度不高,易于 HCl-Volatile-S 的逸散。

本研究还表明,芦苇与短叶茳芏空间扩展形成的交错带湿地土壤的 TIS 含量明显高于纯群落湿地,前者是后者的 1.0—1.5 倍。前述分析表明,TIS 含量主要受到土壤有机质和土壤细颗粒组成的重要影响。由于交错带湿地植物的枯落物归还能力和拦截细颗粒的能力较高,使得其土壤有机质含量和细颗粒含量也较芦苇湿地或短叶茳芏湿地高<sup>[32]</sup>,进而导致其 TIS 含量亦高于纯群落湿地。另有研究表明,土壤无机硫含量与土壤 TS 含量呈显著正相关<sup>[14]</sup>。本研究中,交错带湿地土壤的 TS 平均含量( $1.40 \pm 0.29$  mg/g)要高于芦苇湿地( $1.20 \pm 0.07$  mg/g)和短叶茳芏湿地( $1.04 \pm 0.08$  mg/g),这就使得其无机硫含量可能高于纯群落湿地。此外,湿地土壤中的无机硫含量也可能与植物对硫养分的吸收利用密切相关<sup>[33]</sup>。我们前期关于交错带湿地与纯群落湿地的相关研究表明,交错带湿地的芦苇地下生物量分配比(29.46%)要高于纯群落芦苇湿地(25.79%),而其短叶茳芏地下生物量分配比(26.64%)与纯群落短叶茳芏湿地(26.77%)相差不大<sup>[22]</sup>,说明交错带湿地植物的生物量主要分配在地下,而地上生物量的分配比相对降低,又因为硫直接参与植物叶绿素的合成以及植物光合作用等过程<sup>[34]</sup>,故可能导致交错带植物地上器官所需的有效硫含量相对降低,进而使得土壤中存留的无机硫含量也就相对较高。

#### 4 结论

(1) 不同类型湿地土壤中各形态的无机硫含量整体表现为 HCl-Soluble-S > H<sub>2</sub>O-S > Adsorbed-S > HCl-Volatile-S,分别占 TS 含量的 22.29%—39.99%、32.39%—33.33% 和 30.20%—30.86%。闽江口湿地土壤中不同形态无机硫含量在全国处于较高水平,但明显低于国外潟湖沉积物和盐沼土壤的研究结果。

(2) 芦苇与短叶茳芏的空间扩展明显增加了交错带湿地土壤的 H<sub>2</sub>O-S、Adsorbed-S、HCl-Soluble-S 和 TIS 含量,增幅分别为 36.94% 和 54.31%、34.84% 和 13.03%、73.25% 和 67.59% 以及 45.72% 和 45.28%; 而 HCl-Volatile-S 含量整体降低,降幅分别为 2.78% 和 22.24%。

(3) 不同类型湿地土壤中 H<sub>2</sub>O-S、Adsorbed-S 和 TIS 含量的变化主要受有机质含量和细颗粒组成的控制,而 HCl-Soluble-S 和 HCl-Volatile-S 含量主要受土壤氧化还原环境和金属元素分布的影响。

(4) 芦苇与短叶茳芏的空间扩展增加了土壤中 H<sub>2</sub>O-S、Adsorbed-S、HCl-Soluble-S 和 TIS 含量,但降低了 HCl-Volatile-S 含量,说明二者的空间扩展在整体提高交错带湿地土壤有效硫供给能力的同时,亦降低了挥发性硫化物可能对二者生长产生的不利影响,这对于保持二者在交错带湿地中的竞争力具有重要生态意义。

#### 参考文献 (References):

[1] 李新华,刘景双,于君宝,王金达. 土壤硫的氧化还原及其环境生态效应. 土壤通报, 2006, 37(1): 159-163.

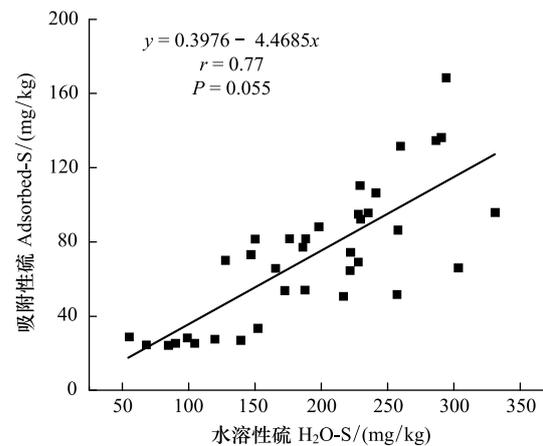


图 6 湿地土壤 H<sub>2</sub>O-S 含量和 Adsorbed-S 含量的关系

Fig. 6 Relationship between the contents of H<sub>2</sub>O-S and Adsorbed-S in marsh soils

- [ 2 ] 单孝全, 陈斌, 铁军, 谢光国, 郑焰, 金龙珠. 土壤和河流沉积物中硫的形态分析. 环境科学学报, 1991, 11(2): 172-177.
- [ 3 ] Lefroy R L, Anderson G, Blair G. Methods for the measurement of sulphur in plants and soil. Sulphur Agric. 1994, 164: 45-54.
- [ 4 ] Tabatabai M A, Al-Khafaji A A. Comparison of nitrogen and sulfur mineralization in soils. Soil Science Society of America Journal, 1980, 44(5): 1000-1006.
- [ 5 ] 幸颖, 刘常宏, 安树青. 海岸盐沼湿地土壤硫循环中的微生物及其作用. 生态学杂志, 2007, 26(4): 577-581.
- [ 6 ] Huerta-Diaz M A, Tessier A, Carignan R. Geochemistry of trace metals associated with reduced sulfur in freshwater sediments. Applied Geochemistry, 1998, 13(2): 213-233.
- [ 7 ] Hsieh Y P, Shieh Y N. Analysis of reduced inorganic sulfur by diffusion methods: improved apparatus and evaluation for sulfur isotopic studies. Chemical Geology, 1997, 137(3/4): 255-261.
- [ 8 ] Krairapanond N, Delaune R D, Patrick W H. Seasonal distribution of sulfur fractions in Louisiana salt marsh soils. Estuaries, 1991, 14(1): 17-28.
- [ 9 ] Maynard D G, Stewart J W B, Bettany J R. Sulfur and nitrogen mineralization in soils compared using two incubation techniques. Soil Biology and Biochemistry, 1983, 15(3): 251-256.
- [ 10 ] Howarth R W, Teal J M. Sulfate reduction in a New England salt marsh. Limnology and Oceanography, 1979, 24(6): 999-1013.
- [ 11 ] Wu S B, Kusch P, Wiessner A, Müller J, Saad R A B, Dong R J. Sulphur transformations in constructed wetlands for wastewater treatment: a review. Ecological Engineering, 2013, 52: 278-289.
- [ 12 ] Fabbri D, Locatelli C, Snape C E, Tarabusi S. Sulfur speciation in mercury-contaminated sediments of a coastal lagoon: the role of elemental sulfur. Journal of Environmental Monitoring, 2001, 3(5): 483-486.
- [ 13 ] Foucher D, Niessen S, Fischer J C, Kwokal Ž, Mikac N, Ciglenečki I, Fajon V, Horvat M. Influence of sulfur cycle on mercury speciation in solid and dissolved phases on contaminated coastal sediments [ C ]. Mediterranean Basin Conference on Analytical Chemistry. Hrvatska znanstvena bibliografija i MZOS-Svibor. 2002.
- [ 14 ] 郝庆菊, 王起超, 王跃思. 三江平原典型湿地土壤中硫的分布特征. 土壤通报, 2004, 35(3): 331-335.
- [ 15 ] 王越颀. 鄱阳湖湿地硫的分布特征及其影响因素研究 [ D ]. 南昌: 南昌大学, 2016.
- [ 16 ] 杜光辉, 饶伟, 李鑫, 张亚楠, 王代长, 杨军, 化党领, 刘世亮, 李培培, 刘红恩. 水稻根际与非根际土壤硫素赋存形态转化及其迁移规律. 环境科学, 2016, 37(7): 2779-2790.
- [ 17 ] Liu J, Jiang T, Huang R, Wang D Y, Zhang J Z, Qian S, Yin D L, Chen H. A simulation study of inorganic sulfur cycling in the water level fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China and the implications for mercury methylation. Chemosphere, 2017, 166: 31-40.
- [ 18 ] 胡敏杰. 氮、硫负荷增强对闽江河口短叶荳蔻湿地 CH<sub>4</sub> 和 CO<sub>2</sub> 通量的影响 [ D ]. 福州: 福建师范大学, 2016.
- [ 19 ] Zheng Y, Bu N S, Long X N, Sun J, He C Q, Liu X Y, Cui J, Liu D X, Chen X P. Sulfate reducer and sulfur oxidizer respond differentially to the invasion of *Spartina alterniflora* in estuarine salt marsh of China. Ecological Engineering, 2017, 99: 182-190.
- [ 20 ] Ewanchuk P J, Bertness M D. Structure and organization of a northern New England salt marsh plant community. Journal of Ecology, 2004, 92(1): 72-85.
- [ 21 ] 曾从盛, 王维奇, 翟继红. 闽江河口不同淹水频率下湿地土壤全硫和有效硫分布特征. 水土保持学报, 2010, 24(6): 246-250.
- [ 22 ] 何涛, 孙志高, 李家兵, 高会, 范爱连. 闽江河口芦苇与短叶荳蔻空间扩展植物-土壤系统硫含量变化特征. 生态学报, 2018, 38(5): 1607-1618.
- [ 23 ] 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荳蔻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.
- [ 24 ] Zhou C F, An S Q, Deng Z F, Yin A 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.
- [ 25 ] 王凡, 朱云集, 路玲. 土壤中的硫素及其转化研究综述. 中国农学通报, 2007, 23(5): 249-253.
- [ 26 ] 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.
- [ 27 ] 欧阳涛, 张海芹, 常定明, 张乐华. 城市河湖沉积物-水体系中硫化物的研究进展. 环境科学与技术, 2013, 36(12M): 179-186.
- [ 28 ] Krairapanond N, Delaune R D, Patrick W H. Sulfur dynamics in Louisiana coastal freshwater marsh soils. Soil Science, 1991, 151(4): 261-273.
- [ 29 ] Scherer H W. Sulfur in soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2009, 172(3): 326-335.
- [ 30 ] 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.
- [ 31 ] Cooper D J, de Mello W Z, Cooper W J, Zika R G, Saltzman E S, Prospero J M, Savoie P L. Short-term variability in biogenic sulphur emissions from a Florida *Spartina alterniflora* marsh. Atmospheric Environment (1967), 1987, 21(1): 7-12.
- [ 32 ] 王华, 孙志高, 李家兵, 何涛, 高会, 王杰, 林朋左, 吴欣桐. 闽江口典型芦苇湿地与短叶荳蔻湿地土壤碳氮含量的空间分布特征. 生态学杂志, 2018, 37(4): 1102-1110.
- [ 33 ] Zhang J M, Chi F Q, Zhou B K, Wei D, Kuang E J. Sulfur bioavailability of black soil in Northeast China. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B—Soil & Plant Science, 2014, 63(2): 172-179.
- [ 34 ] 李新华, 刘景双, 孙志高. 三江平原小叶樟湿地植物-土壤系统中硫素分布及季节变化动态. 土壤通报, 2007, 38(1): 85-88.