

黄河口生态恢复工程对湿地土壤不同形态无机硫动态变化的影响

武慧慧^{1,2}, 孙志高^{1,2,3}, 孙文广⁴, 李新华⁵

(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;

4.路易斯安那州立大学植物、环境与土壤科学系,巴吞鲁日 700803;5.山东省农业科学院可持续发展研究所,济南 250000)

摘要:选择黄河口生态恢复前后的未恢复区(R_0)、2007年恢复区(R_{2007})和2002年恢复区(R_{2002})的芦苇湿地为研究对象,探讨了生态恢复工程对生长季湿地土壤无机硫形态变化的影响。结果表明,生态恢复工程不同程度地改变了湿地土壤中各形态无机硫含量。相对于 R_0 , R_{2002} 和 R_{2007} 土壤中的水溶性硫(H_2O-S)含量分别降低46.7%和44.7%,吸附性硫(Adsorbed-S)和盐酸可溶性硫(HCl-Soluble-S)含量分别增加0.4%,116.0%和50.1%,29.1%,而盐酸挥发性硫(HCl-Volatile-S)含量在 R_{2002} 下降8.0%,在 R_{2007} 增加19.7%。不同恢复阶段湿地土壤中各形态无机硫含量在生长季呈不同的变化特征,这一方面与不同湿地植物生长节律以及地上与地下之间的硫养分供给关系密切相关;另一方面则与不同生态补水方式导致的环境因子,尤其是pH、EC和氮养分的变化有关。随着恢复年限的增加,湿地土壤的总无机硫(TIS)含量以及其占全硫(TS)含量的比例均呈降低趋势。湿地土壤的TIS储量整体随恢复年限的增加而降低,而这种降低主要取决于 H_2O-S 、Adsorbed-S和HCl-Soluble-S的贡献,且以 H_2O-S 占优(78%~80%)。研究发现,随着黄河口湿地的逐渐恢复以及每年冬季芦苇收割活动的进行,恢复湿地土壤中的无机硫养分逐渐趋于缺乏状态,长期来看将不利于维持湿地的稳定与健康。

关键词:无机硫形态;总无机硫;生态恢复;芦苇湿地;黄河口

中图分类号:S153.6

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2020)06-0150-09

DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2020.06.022

Effects of Ecological Restoration Projects on Dynamic Variations of Inorganic Sulfur Fractions in Marsh Solis of the Yellow River Estuary

WU Huihui^{1,2}, SUN Zhigao^{1,2,3}, SUN Wenguang⁴, LI Xinhua⁵

(1.Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Processes of the Ministry of Education, Fujian

Normal University, Fuzhou 350007; 2.Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou 350007;

3.Fujian Provincial Key Laboratory for Subtropical Resources and Environment, Fujian Normal University,

Fuzhou 350007; 4.School of Plant, Environment and Soil Science, Louisiana State University, Baton Rouge,

U.S.A 700803; 5.Institute of Sustainable Development, Shandong Academy of Agricultural Sciences, Jinan 250000)

Abstract: To investigate the effects of ecological restoration project on variations of inorganic sulfur fractions in marsh soils during the growing season, the *Phragmites australis* marshes in un-restoration plot (R_0), restoration plot since 2007 (R_{2007}), and restoration plot since 2002 (R_{2002}) of the Yellow River estuary were studied. Results showed that the contents of inorganic sulfur fractions in marsh soils were greatly altered by the ecological restoration project. Compared with R_0 , the levels of Water-soluble-sulfur (H_2O-S) in soils of R_{2002} and R_{2007} decreased by 46.7% and 44.7%, whereas those of Adsorbed-sulfur (Adsorbed-S) and HCl-Soluble-sulfur (HCl-Soluble-S) increased by 0.4%, 116.0% and 50.1%, 29.1%, respectively. By comparison, the contents of HCl-Volatile-sulfur (HCl-Volatile-S) in soils of R_{2002} decreased by 8.0% while those of R_{2007} increased by 19.7% compared to R_0 . The contents of inorganic sulfur fractions in marsh soils of different restoration stages showed different variations during the growing season. There were two probable reasons. First, it was closely related to the growth rhythm of different marsh plants and the sulfur

收稿日期:2020-03-31

资助项目:国家自然科学基金面上项目(41371104,41971128);山东农业科学院农业科技创新工程项目(CXGC2016A08)

第一作者:武慧慧(1997—),女,硕士研究生,主要从事河口湿地生物地球化学研究。E-mail:huihuiwu97@163.com

通信作者:孙志高(1979—),男,研究员,博士生导师,主要从事湿地生物地球化学研究。E-mail:zhigaosun@163.com

supply relationships between aboveground and belowground parts; Second, it was dependent on the variations of environmental factors (especially pH, EC, and nitrogen nutrient) caused by different ecological water supplement patterns. With increasing restoration years, both the total inorganic sulfur (TIS) content and its proportion in total sulfur (TS) content in marsh soils decreased greatly. Also, the TIS stocks in marsh soils generally decreased with increasing restoration years. The decline of TIS stock in marsh soils mainly rested with the contributions of $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$, Adsorbed-S and $\text{HCl}-\text{Soluble}-\text{S}$, and $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ was dominant (78%~80%). This study found that, with the gradual restoration of marshes in the Yellow River estuary and the implementation of reed harvest in winter every year, the inorganic sulfur nutrient in restoration marsh soils would gradually tend to be deficient, which might be unfavorable for the maintenance of stability and health of marshes in the long term.

Keywords: inorganic sulfur fractions; total inorganic sulfur; ecological restoration; *Phragmites australis* marsh; Yellow River estuary

河口湿地作为陆地向海洋过渡的区域,在碳、氮、硫等元素的生物地球化学循环过程中扮演着重要角色。硫是湿地植物生长发育过程中必不可少的中量营养元素,其对于植物光合过程中碳水化合物的代谢、蛋白质和叶绿素的形成以及植物的呼吸作用和抗逆性等方面均具有非常重要的作用^[1]。湿地土壤无机硫是植物获取硫养分的主要来源,超过植物硫吸收总量的 55%^[2],其形态特征及赋存状况直接影响着植物的生长发育。由于河口湿地受到双重水动力—河流径流和海洋潮汐—的影响,其氧化—还原环境交替较为频繁,使得土壤—水体系中的硫赋存形态多样,且不同形态之间的转化也极为复杂,进而可能会导致土壤和水体酸碱失衡以及生态系统退化等一系列生态问题^[3]。

国外关于河口湿地土壤硫的研究目前已涉及土壤有机硫与无机硫形态的分离或提取^[4-5]、不同形态硫分布及迁移转化^[6]、挥发性含硫气体释放^[7]、硫转化的微生物机制^[8]以及硫与其他元素的耦合作用^[9]等方面。而国内关于河口湿地土壤硫研究涉及的区域已涵盖闽江口^[2-3,10]、南方红树林^[11]、长江口^[12]、黄河口^[13]以及胶州湾^[14],其研究侧重点主要集中于自然河口湿地土壤全硫及无机硫赋存、主要含硫气体释放(H_2S 、DMS 和 COS)以及硫生物循环特征等方面,而关于退化及恢复河口湿地土壤无机硫赋存形态及其转化的研究还比较薄弱。

黄河口湿地作为我国暖温带面积最大、最年轻的河口湿地,其对于维护区域生态安全发挥着重要作用。自 20 世纪 80 年代以来,黄河流域水量的年际变化大,其入海年径流量在 1983—2001 年间一直呈持续下降趋势,使得河水漫滩的概率降低,黄河口湿地水源补给量亦明显减少,从而导致黄河口湿地严重退化^[15]。由于黄河口湿地的特殊重要性,自 1999 年开始,在国务院指导下,黄河水利委员会、科技部、国家

林业局等有关部门相继启动了一系列工程措施,对其进行恢复治理。尤其是自 2002 年以来每年在调水调沙实施期间以引黄补水为主要手段对退化湿地进行了有效恢复。截止 2015 年,生态恢复工程累计补水 $10.5 \times 10^7 \text{ m}^3$,完成 $2.3 \times 10^4 \text{ hm}^2$ ^[16]。通过引黄补水实施的湿地生态恢复工程在为湿地定期补充充足淡水导致湿地水文情势发生较大变化的同时,亦为湿地补充了大量养分。现有研究^[16]表明,黄河口生态恢复工程的实施可导致湿地土壤养分及其理化性质发生改变,如土壤全氮(TN)、有机质含量^[17]和氧化还原电位(Eh)、pH^[18]以及温室气体释放^[19]等,特别是水文情势及其导致的氧化还原环境变化可显著改变湿地土壤硫的转化过程,进而可能对土壤硫的赋存形态以及植物硫养分供给的有效性产生深刻影响。然而,目前关于黄河口退化湿地生态恢复前后土壤不同形态无机硫动态变化及其影响机制的研究还鲜有报道。鉴于此,本研究选择黄河口未恢复区、2002 年恢复区和 2007 年恢复区的典型芦苇湿地为研究对象,研究了湿地不同恢复阶段土壤中不同形态无机硫赋存的动态变化及其主要影响因子。以期进一步认识生态恢复工程对湿地硫循环的影响机理,并可为该区下一步湿地的大规模恢复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于山东黄河三角洲国家级自然保护区($37^{\circ}40'-38^{\circ}10'\text{N}$, $118^{\circ}41'-119^{\circ}16'\text{E}$)(图 1)。该保护区于 1992 年经国务院批准建立,总面积 $15.3 \times 10^4 \text{ hm}^2$,是我国暖温带极具代表性的河口湿地生态系统,主要保护黄河口新生湿地系统和珍稀濒危鸟类。保护区位于海相沉积平原,地势平坦,潜水位 $< 2 \text{ m}$,土壤为隐域性潮土和盐土土类。保护区属暖温带大陆性季风气候区,雨热同期,冷热干湿界限明显,年均气温 12.1°C ,无霜期约 210 d,年均蒸发量 1 962

mm,年均降水量为 551.6 mm。该区主要植被有芦苇(*Phragmites australis*)、翅碱蓬(*Suaeda salsa*)、芦苇—荻(*Triarrhena sacchariflora*)以及柽柳(*Tamarix chinensis*)等,并以芦苇和翅碱蓬的分布较广泛。

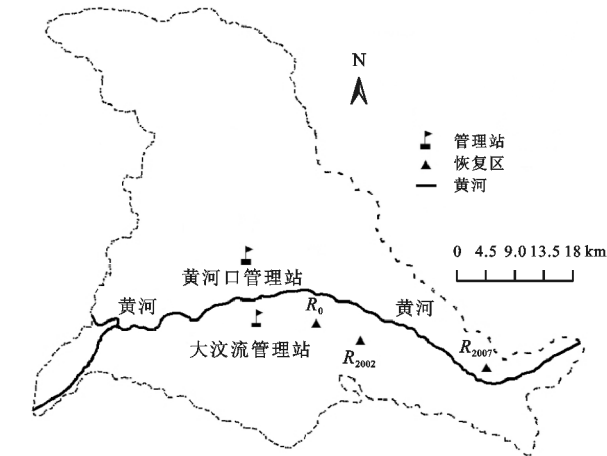


图 1 黄河三角洲自然保护区位置及恢复区样地布设

1.2 研究方法

1.2.1 样品采集与处理 本研究于 2014 年在黄河口典型芦苇湿地内设置 3 个试验样地,即:R₀(未恢复区,采样前一直处于退化状态)、R₂₀₀₂(2002 年恢复区,采样时已恢复 13 年)和 R₂₀₀₇(2007 年恢复区,采样时已恢复 8 年)。其中,R₀和 R₂₀₀₂样地均位于保护区大汶流管理站所辖区域内,R₂₀₀₇样地位于黄河口管理站所辖区域内(图 1)。R₂₀₀₂和 R₂₀₀₇在恢复前均处于退化状态,植被为低草甸芦苇;恢复后,植被均为淡水沼泽芦苇。R₂₀₀₇在调水调沙期间(6 月下旬至 7 月上旬)采取一次性补水方式,而 R₂₀₀₂由于连通黄河河道,一直采取全年连续补水方式。在上述 3 个典型研究样地内,采用土壤柱状采样器分别于植被的生长初期(4 月中旬,initial stage, IS)、生长旺期(7 月中旬, peak stage, PS)和生长末期(10 月中旬, later stage, LS)采集 3 个典型土壤剖面,采样深度为 0—20 cm,采样间隔为 10 cm,共采集 54 个样品。结合课题组前期研究结果,该区不同恢复阶段湿地的芦苇根系主要集中于 0—20 cm 土层(占地下总生物量的比例在 R₀、R₂₀₀₂和 R₂₀₀₇介于 57.9%~66.5%,71.9%~72.8%和 64.5%~78.5%)^[16],所以探讨该土层的无机硫赋存可整体反映其对植物硫养分的供给状况。

1.2.2 样品处理与测定 将上述采集到的土样及时带回实验室自然风干,去除杂物,用球磨机研磨后过 100 目筛装袋待测。土壤中不同形态无机硫(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)含量参照 Krairapanond 等^[4]的提取方法,采用紫外分光光度计测定。总无机硫(TIS)含量为上

述 4 种形态无机硫含量之和^[20]。采用 Vario EL 型元素分析仪测定土壤全碳(TC)、全硫(TS)和 TN 含量,采用土壤墒情速测仪(TZS—1)测定土壤含水量,采用环刀法测定土壤容重,采用酸度计(PHS—3D)测定土壤 pH(水土比 2.5 : 1),采用电导法(DDS—307 电导率仪)测定电导率(水土比 5 : 1),铵态氮(NH₄⁺—N)和硝态氮(NO₃[—]—N)的含量采用 2 mol/L 的 KCl 浸提后使用连续流动分析仪(Bran—LubeeAAA3)测定。

1.3 指标计算

土壤第 *i* 层的 TIS 储量(L_{si} ,g/m²)为相应土层的 TIS 含量(S_i ,mg/kg)、土壤容重(d_{vi} ,g/cm³)与土壤厚度(h_i ,cm)的乘积^[21],即:

$$L_{si}=d_{vi}\times S_i\times h_i/100$$

单位面积一定剖面深度(*j* 到 *n* 层)的 TIS 储量(L_s ,g/m²)为 *j* 到 *n* 层储量之和,即:

$$L_s=\sum_{i=j}^nL_{si}=\sum_{i=j}^nd_{vi}\times S_i\times h_i\times 100$$

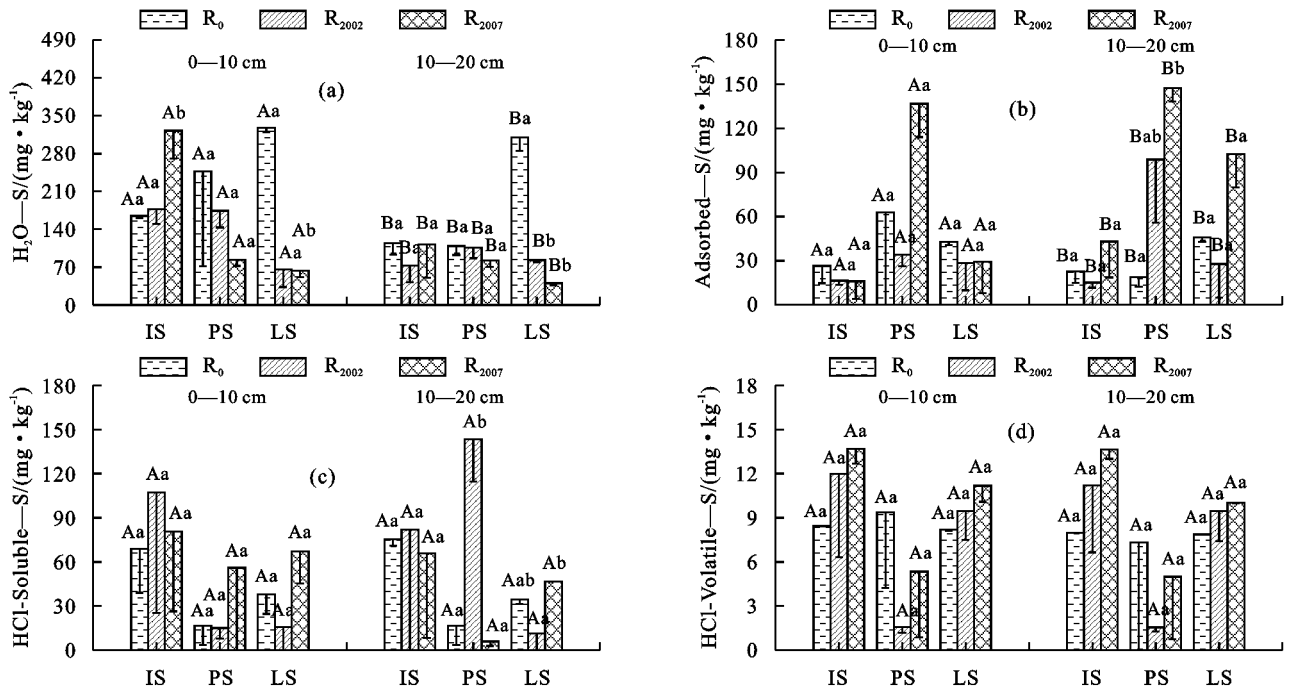
1.4 数据处理与分析

运用 Excel 2010 和 Origin 8.0 软件对数据进行分析与绘图,运用 SPSS 23.0 软件对不同恢复阶段湿地土壤以及相同湿地不同层次土壤的无机硫含量进行单因素方差分析,对不同恢复阶段湿地土壤无机硫含量与环境因子进行 Person 相关性分析和逐步线性回归分析。上述分析的显著性水平均设定为 $\alpha=0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 不同恢复阶段湿地土壤无机硫含量动态

2.1.1 H₂O—S 不同恢复阶段湿地土壤中的 H₂O—S 含量均高于其他 3 种形态的无机硫(图 2),且不同时期表层土壤中的 H₂O—S 含量均显著高于亚表层土壤($P<0.05$)(图 2a)。0—10 cm 土层的 H₂O—S 含量在生长初期表现为 $R_{2007}>R_{2002}>R_0$ ($P<0.05$),而在生长旺期($P>0.05$)和生长末期($P<0.05$)均表现为 $R_0>R_{2002}>R_{2007}$;相对于 R₀,R₂₀₀₂和 R₂₀₀₇表层土壤的 H₂O—S 含量分别下降 43.62%和 36.95%(表 1)。与之不同,10—20 cm 土层的 H₂O—S 含量在生长初期表现为 $R_0\approx R_{2007}>R_{2002}$ ($P>0.05$),而在生长旺期($P>0.05$)和生长末期($P<0.05$)均表现 $R_0>R_{2002}>R_{2007}$;相对于 R₀,R₂₀₀₂和 R₂₀₀₇亚表层土壤的 H₂O—S 含量分别下降 50.85%和 56.06%(表 1)。在生长季内,R₀表层和亚表层土壤的 H₂O—S 含量整体呈升高趋势,并均于生长末期取得最大值;而 R₂₀₀₇表层和亚表层土壤的 H₂O—S 含量整体呈降低变化,并均于生长末期取得最低值。R₂₀₀₂的 H₂O—S 含量在表层土壤整体呈降低趋势,而在亚表层则呈先增加后降低变化。



注:不同大写字母表示相同湿地不同土层间差异显著($P < 0.05$);不同小写字母表示不同湿地间差异显著($P < 0.05$)。下同。

图 2 湿地土壤 H_2O-S 、Adsorbed-S、HCl-Soluble-S 和 HCl-Volatile-S 含量动态变化

表 1 生长季不同恢复阶段湿地土壤各形态无机硫平均含量

单位: mg/kg

湿地	生长时期	土层深度/cm	H_2O-S	Adsorbed-S	HCl-Soluble-S	HCl-Volatile-S	TIS
R_0	初期	0—10	164.56 ± 4.25	26.48 ± 11.77	68.86 ± 29.76	8.44 ± 0	268.29 ± 13.74
		10—20	114.60 ± 21.91	22.78 ± 7.85	75.28 ± 4.25	7.98 ± 0	220.64 ± 18.32
	旺期	0—10	247.04 ± 175.36	62.97 ± 63.86	16.62 ± 13.15	9.36 ± 5.13	335.98 ± 13.74
		10—20	108.97 ± 16.81	18.96 ± 6.75	70.42 ± 2.91	7.32 ± 7.47	205.66 ± 19.00
	末期	0—10	328.12 ± 8.15	42.90 ± 2.33	37.86 ± 13.28	8.19 ± 0.09	417.06 ± 23.86
		10—20	309.97 ± 24.46	45.83 ± 3.14	34.40 ± 3.05	7.87 ± 0	398.06 ± 24.55
R_{2002}	初期	0—10	177.17 ± 27.63	16.53 ± 2.95	107.32 ± 81.93	11.99 ± 5.67	313.01 ± 106.84
		10—20	73.00 ± 30.94	15.22 ± 3.50	81.91 ± 80.58	11.21 ± 4.58	181.40 ± 110.45
	旺期	0—10	174.05 ± 30.78	34.01 ± 7.74	14.96 ± 7.03	1.58 ± 0.04	224.59 ± 31.08
		10—20	106.22 ± 19.69	98.91 ± 42.91	143.63 ± 28.80	1.55 ± 0.28	350.02 ± 91.68
	末期	0—10	65.78 ± 32.94	28.38 ± 18.42	15.73 ± 15.28	9.45 ± 1.94	119.33 ± 34.13
		10—20	82.92 ± 3.43	27.82 ± 22.87	11.34 ± 12.63	9.45 ± 2.05	131.53 ± 11.62
R_{2007}	初期	0—10	322.25 ± 51.68	16.06 ± 12.06	80.71 ± 54.26	13.68 ± 1.00	432.69 ± 117.00
		10—20	111.95 ± 61.60	43.01 ± 24.42	65.72 ± 57.40	13.65 ± 0.64	234.33 ± 94.02
	旺期	0—10	83.54 ± 11.40	136.73 ± 22.63	56.05 ± 61.09	5.34 ± 4.45	281.66 ± 54.31
		10—20	82.30 ± 11.58	147.37 ± 9.12	5.86 ± 3.01	4.99 ± 4.24	240.51 ± 1.23
	末期	0—10	63.59 ± 12.04	29.20 ± 21.35	67.13 ± 21.82	11.81 ± 1.08	171.09 ± 54.14
		10—20	40.19 ± 3.47	102.60 ± 22.62	46.76 ± 0.06	10.01 ± 0.01	199.55 ± 26.16

2.1.2 Adsorbed-S 不同恢复阶段湿地表层和亚表层土壤中的 Adsorbed-S 含量在各时期均存在显著差异($P < 0.05$) (图 2b)。0—10 cm 土层的 Adsorbed-S 含量在生长初期表现为 $R_0 > R_{2002} > R_{2007}$ ($P > 0.05$), 在生长旺期表现为 $R_{2007} > R_0 > R_{2002}$ ($P > 0.05$), 而在生长末期表现为 $R_0 > R_{2007} \approx R_{2002}$ ($P > 0.05$); 相对于 R_0 , 表层土壤的 Adsorbed-S 含量在 R_{2002} 下降 40.78%, 而在 R_{2007} 升高 37.49% (表 1)。与之相比, 10—20 cm 土层中的 Adsorbed-S 含

量在生长初期和生长末期均表现为 $R_{2007} \approx R_0 > R_{2002}$ ($P > 0.05$), 而在生长旺期表现为 $R_{2007} > R_{2002} > R_0$ ($P < 0.05$); 相对于 R_0 , R_{2002} 和 R_{2007} 亚表层土壤的 Adsorbed-S 含量分别增加 62.08% 和 234.57% (表 1)。在生长季内, R_0 、 R_{2002} 和 R_{2007} 表层土壤的 Adsorbed-S 含量均呈先升高后降低变化, 且于生长旺期取得最高值; 与之不同, R_0 亚表层土壤的 Adsorbed-S 含量呈先降低后升高变化, 并于生长末期取得最大值, 而 R_{2002} 和 R_{2007} 亚表层土壤的 Adsorbed-S 含量均呈先

升高后降低变化,并于生长旺期取得最大值。

2.1.3 HCl—Soluble—S 不同恢复阶段湿地表层和亚表层土壤中的 HCl—Soluble—S 含量在各时期均不存在显著差异($P>0.05$)(图 2c)。0—10 cm 土层的 HCl—Soluble—S 含量在生长初期表现为 $R_{2002}>R_{2007}>R_0$ ($P>0.05$),而在生长旺期和生长末期均表现为 $R_{2007}>R_0>R_{2002}$ ($P>0.05$);相对于 R_0 , R_{2002} 和 R_{2007} 表层土壤的 HCl—Soluble—S 含量分别升高 11.95%和 65.39%(表 1)。与之不同,10—20 cm 土层的 HCl—Soluble—S 含量在生长初期($P>0.05$)和生长旺期($P<0.05$)均表现为 $R_{2002}>R_0>R_{2007}$,而在生长末期表现为 $R_{2007}>R_0>R_{2002}$ ($P<0.05$);相对于 R_0 ,亚表层土壤的 HCl—Soluble—S 含量在 R_{2002} 增加 87.34%,而在 R_{2007} 降低 6.29%(表 1)。在生长季内, R_0 、 R_{2002} 和 R_{2007} 表层土壤的 HCl—Soluble—S 含量均呈先降低后升高变化,并均于生长初期取得最高值。 R_0 和 R_{2007} 亚表层土壤的 HCl—Soluble—S 含量也均呈先降低后升高变化,并亦于生长初期取得最高值; R_{2002} 亚表层土壤的 HCl—Soluble—S 含量变化与 R_0 和 R_{2007} 相反,其于生长旺期取得最大值。

2.1.4 HCl—Volatile—S 不同恢复阶段湿地土壤中的 HCl—Volatile—S 含量在 4 种无机硫形态中最低(图 2),且不同时期相同湿地表层和亚表层土壤中的 HCl—Volatile—S 含量均不存在显著差异($P>0.05$)(图 2d)。比较而言,表层或亚表层土壤中的 HCl—Volatile—S 含量在生长初期和生长末期均表现为 $R_{2007}>R_{2002}>R_0$ ($P>0.05$),而在生长旺期表现为 $R_0>R_{2007}>R_{2002}$ ($P>0.05$)。相对于 R_0 ,表层和亚表层土壤的 HCl—Volatile—S 含量在 R_{2002} 分别下降 11.43%和 4.15%,而在 R_{2007} 分别升高 16.28%和 23.70%(表 1)。在生长季内, R_{2002} 和 R_{2007} 表层与亚表层土壤的 HCl—Volatile—S 含量均呈先降低后升高变化,并均于生长旺期取得最低值; R_0 亚表层土壤的 HCl—Volatile—S 含量也呈先降低后升高变化,且亦于生长旺期取得最低值,但其在表层土壤中的变化与之相反,并在生长旺期取得最高值。

2.2 不同恢复阶段湿地土壤 TIS 含量动态

不同恢复阶段湿地表层和亚表层土壤中的 TIS 含量在生长末期均存在显著差异($P<0.05$),而在生长初期和生长旺期均不存在显著差异($P>0.05$)(图 3)。另外,不同恢复阶段湿地表层与亚表层土壤中的 TIS 含量在不同时期的差异也均不显著($P>0.05$)(图 3)。在生长季内, R_0 表层土壤的 TIS 含量呈逐渐增加趋势,并于生长末期取得最高值;而 R_{2002} 和 R_{2007} 表层土壤的 TIS 含量均呈逐渐降低变化,并于生长

末期取得最低值。与之不同, R_0 亚表层土壤的 TIS 含量呈先小幅降低后大幅增加变化,并于生长末期取得最高值;而 R_{2002} 和 R_{2007} 亚表层土壤的 TIS 含量均呈先升高后降低趋势,并于生长末期取得最低值。比较而言, R_0 、 R_{2002} 和 R_{2007} 表层和亚表层土壤的 TIS 含量在生长季均表现为 $R_0>R_{2007}>R_{2002}$ (图 3)。相对于 R_0 , TIS 含量的降幅在 R_{2002} 介于 19.58%~35.68%,而在 R_{2007} 为 13.31%~18.19%。另外,表层和亚表层土壤中 TIS 含量占 TS 含量的比例在 R_0 分别为 38.25%和 27.17%,在 R_{2007} 分别为 38.19%和 25.45%,而在 R_{2002} 分别为 25.17%和 22.89%(表 1)。可见,随着恢复年限的增加,土壤的 TIS 含量及其占 TS 含量的比例均呈降低趋势。

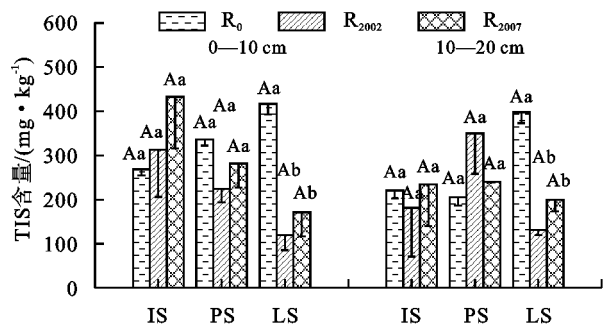


图 3 不同恢复阶段湿地土壤无机硫含量动态变化

2.3 不同恢复阶段湿地土壤无机硫储量动态

不同恢复阶段湿地表层或亚表层土壤的 TIS 储量变化与其含量变化特征基本一致(图 3,图 4a)。生长季内,不同恢复阶段湿地表层土壤的 TIS 平均储量表现为 R_0 ($56.31 \pm 12.32 \text{ g/m}^2$) $> R_{2002}$ ($23.11 \pm 10.23 \text{ g/m}^2$) $> R_{2007}$ ($17.05 \pm 7.59 \text{ g/m}^2$),而在亚表层土壤表现为 R_0 ($42.80 \pm 16.67 \text{ g/m}^2$) $> R_{2007}$ ($24.60 \pm 2.41 \text{ g/m}^2$) $> R_{2002}$ ($15.59 \pm 8.08 \text{ g/m}^2$)(图 4b)。相比于 R_0 ,表层和亚表层土壤的 TIS 储量在 R_{2002} 分别下降 58.96%和 63.57%,而在 R_{2007} 分别下降 69.72%和 42.52%。相比 R_0 , R_{2002} 和 R_{2007} 0—20 cm 土层的 TIS 储量分别下降 60.95%和 57.98%。就不同形态无机硫储量而言,表层土壤的 $\text{H}_2\text{O—S}$ 、Adsorbed—S、HCl—Soluble—S 和 HCl—Volatile—S 储量占 TIS 储量的比例在 R_0 分别为 72.43%, 12.96%, 12.07%和 2.54%,在 R_{2002} 分别为 63.48%, 12.01%, 21.01%和 3.50%,而在 R_{2007} 分别为 53.01%, 20.55%, 22.03%和 3.41%;相应地,亚表层土壤中的上述占比在 R_0 分别为 64.72%, 10.62%, 15.32%和 2.81%,在 R_{2002} 分别为 39.55%, 21.41%, 35.69%和 3.35%,而在 R_{2007} 分别为 34.76%, 43.44%, 17.55%和 4.25%(图 4b)。可见,随着恢复年限的增加,湿地土壤的 TIS 储量呈降低趋势,而这种降低主要取决于 $\text{H}_2\text{O—S}$ 、Adsorbed—S 和 HCl—Soluble—S 的贡献。

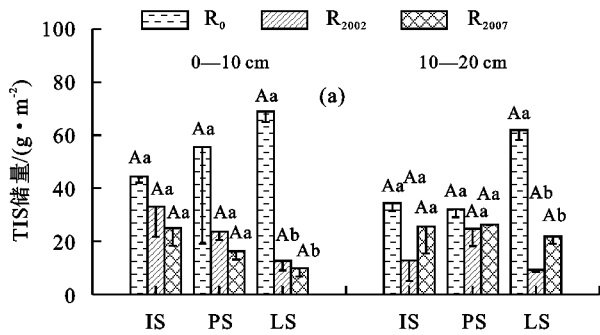
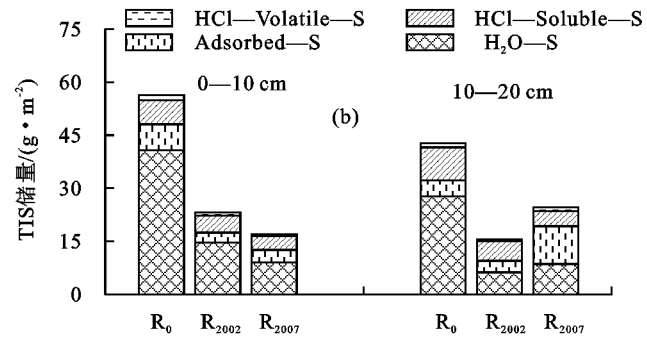


图4 不同恢复阶段湿地土壤无机硫储量动态变化(a)及其组成(b)



3 讨论

3.1 生态恢复工程对湿地土壤无机硫形态变化的影响

本研究表明,不同恢复阶段湿地土壤中各形态无机硫含量在生长季呈现出不同变化特征,而这种变化可能主要与湿地不同恢复阶段下植物的生长状况及其养分供给关系密切相关。土壤无机硫作为供给植物生长所需硫养分的主要储库,其赋存量与植物的吸收利用密切相关^[22]。本研究中,由于 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 是TIS的主体,故生长季内的TIS含量变化特征与 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 含量保持一致(图2a,图3)。除 R_0 外, R_{2002} 和 R_{2007} 土壤中的 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 、 $\text{HCl}-\text{Soluble}-\text{S}$ 及TIS含量在生长初期总体处于较高水平,这主要与此间植物地上生物量均较小(图5),所需硫养分相对较低有关。

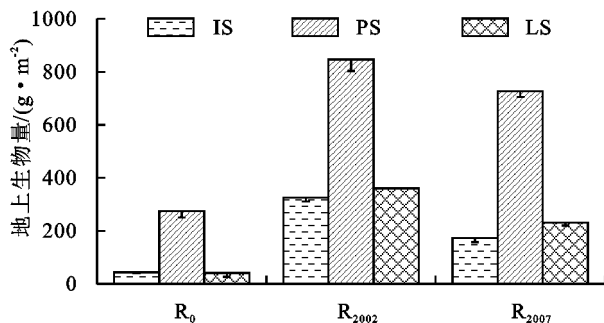


图5 不同恢复阶段湿地芦苇地上生物量动态

值得注意的是,尽管 $\text{Adsorbed}-\text{S}$ 的有效性高于 $\text{HCl}-\text{Soluble}-\text{S}$ ^[10],但其含量在生长初期并未处于较高水平,原因可能与水文情势的改变导致 R_{2002} 和 R_{2007} 土壤—水体系中的阴离子交换加强,进而使得通过阴离子交换吸收和配位方式保留在土壤胶体表面的 SO_4^{2-} 减少有关。不同的是,生长初期 R_0 土壤中较低的 $\text{Adsorbed}-\text{S}$ 含量主要与其 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 含量较低(图2),相当一部分 $\text{Adsorbed}-\text{S}$ 可能通过解吸过程而供给地上植物生长有关。随着植物生长加快,特别是在生长旺期,不同恢复阶段植物对硫养分的需求量均随之增加,由此导致此间土壤中的 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 、 $\text{HCl}-\text{Soluble}-\text{S}$ 及TIS含量均迅速降低(图2)。与生长初期不同, R_0 、 R_{2002} 和 R_{2007} 土壤中的 $\text{Adsorbed}-\text{S}$ 含量在生长旺期均取得最高值。其中, R_0 与7月温度升高,水热条件较好,

土壤有机硫矿化增强有关^[23],由于 R_0 为退化湿地,地表植被稀疏,植物对土壤硫养分的需求量不大,加之其较高的 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 含量可基本满足植物生长需求,由此导致矿化产生的 SO_4^{2-} 在土壤中得到保存。 R_{2002} 和 R_{2007} 土壤中的 $\text{Adsorbed}-\text{S}$ 含量在生长旺期较高值的取得除与上述 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 含量供给充足使得矿化增强产生的大量 SO_4^{2-} 得以保存有关外,还与此间调水调沙(6月下旬至7月中旬)补充大量的氮硫养分有关。大量氮硫养分的输入在促进植物生长及其加大对 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 和 $\text{HCl}-\text{Soluble}-\text{S}$ 吸收的同时,亦可能导致土壤—水体系中的阴离子交换吸收和配位吸附增强^[24],进而导致土壤中的 $\text{Adsorbed}-\text{S}$ 含量均较高。在生长末期,不同恢复阶段湿地植物不再需要大量的硫养分来维持生长,加之 $\text{HCl}-\text{Soluble}-\text{S}$ 的有效性仅次于 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 和 $\text{Adsorbed}-\text{S}$ ^[10],由此导致其在 R_0 、 R_{2002} 和 R_{2007} 土壤中的均明显增加(图2a~图2c)。由于 R_0 的地上部分基本枯死,对硫养分需求很少,故使得其土壤中的 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 和TIS含量增加明显;而 R_{2002} 和 R_{2007} 的地上仅部分死亡,为抵御生长末期的低温环境,其对硫养分依然保持着较强需求,由此导致此间土壤中的 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 、 $\text{Adsorbed}-\text{S}$ 和TIS含量均较低。

与上述3种无机硫形态相比, $\text{HCl}-\text{Volatile}-\text{S}$ 含量在不同恢复阶段湿地土壤中的含量最低。其中, R_0 土壤中 $\text{HCl}-\text{Volatile}-\text{S}$ 含量在生长季变化不大,而 R_{2002} 和 R_{2007} 土壤中的 $\text{HCl}-\text{Volatile}-\text{S}$ 含量则波动较大,并于生长旺期取得最低值(图2d)。由于 $\text{HCl}-\text{Volatile}-\text{S}$ 主要是 SO_4^{2-} 在厌氧环境中被硫酸盐异化还原细菌还原形成的无机态的硫^[10],而 R_0 为退化湿地,地表无积水,土壤中的硫酸盐异化还原过程在生长季一直较弱,由此使得其 $\text{HCl}-\text{Volatile}-\text{S}$ 含量相对较低且变化不大。与之不同, R_{2002} 和 R_{2007} 在生长季一直有积水,硫酸盐异化还原过程一直较强,由此使得二者的 $\text{HCl}-\text{Volatile}-\text{S}$ 含量在生长初期和生长旺期相对较高(图2d)。不同的是,生长旺期(7月) R_{2002} 和 R_{2007} 土壤中的 $\text{HCl}-\text{Volatile}-\text{S}$ 含量明显低于 R_0 ,这可能与此间调水调沙输

入的大量氮养分有关^[16]。陈冰冰等^[25]研究表明,外源氮输入可明显促进黄河口湿地土壤挥发性含硫气体的产生,进而可在一定程度上导致存留在土壤中的 HCl—Volatile—S 含量相对较低。值得注意的是, R₂₀₀₇ 土壤中的 HCl—Volatile—S 含量在生长季均要高于 R₂₀₀₂,这主要与二者采取的不同补水方式有关。R₂₀₀₂ 采取是连续补水方式(与黄河河道连通),水位波动变化不大,有利于硫酸盐异化还原过程的持续进行;而 R₂₀₀₇ 是在调水调沙期间采取一次补水方式,水位波动变化较大,由此使得其挥发性含硫气体的产生量相比 R₂₀₀₂ 土壤可能较低^[10],进而导致其土壤中的 HCl—Volatile—S 含量相对较高。

不同恢复阶段湿地土壤中各形态无机硫含量的动态变化亦受环境因子的影响。相关分析表明,R₂₀₀₇ 土壤中的 H₂O—S 与 pH 呈极显著负相关($P<0.01$),与 TN 呈极显著正相关($P<0.01$),与 EC 和 TC 均呈显著正相关($P<0.05$);Adsorbed—S 与 NO₃⁻—N 呈显著负相关($P<0.05$)。HCl—Soluble—S 在 R₀ 土壤中与 TS 呈显著负相关($P<0.05$),而在 R₂₀₀₂ 土壤中与 TS 呈极显著正相关($P<0.01$);HCl—Volatile—S 在 R₂₀₀₂ 土壤中与 NO₃⁻—N 呈显著负相关($P<0.05$),而在 R₂₀₀₇ 土壤中与 NO₃⁻—N 呈显著正相关($P<0.05$)(表 2)。据此可知,R₂₀₀₇ 土壤中的上述形态无机硫含量变化主要受 pH、EC 及氮养分(如 TN、NO₃⁻—N)的影响,而 R₀ 和 R₂₀₀₂ 土壤中的上述形态无机硫含量变化受氮硫养分(如 TS、NO₃⁻—N)

的影响可能更为明显。已有研究^[26]表明,pH 的变化不但可影响 SO₄²⁻ 的吸附能力,而且还可通过影响参与硫循环的微生物活性而影响硫的赋存形态及其转化^[11,27];而 EC 主要通过影响土壤溶液中可交换态盐基离子以及土壤中微生物(如硫酸盐异化还原菌)群落结构和活性而影响不同形态硫的赋存及其之间的转化^[28]。本研究中,R₂₀₀₇ 土壤的 pH 和 EC 均高于 R₂₀₀₂,说明其 SO₄²⁻ 的的吸附量可能降低(即 Adsorbed—S 含量降低),且 EC 对有机硫的矿化亦可能产生一定抑制^[21]。但据图 2b 可知,R₂₀₀₇ 土壤的 Adsorbed—S 含量在生长季均明显高于 R₂₀₀₂。原因可能在于,R₂₀₀₇ 恢复区采取的是一次补水方式,水位波动变化大,而在水位变化大或干湿交替的环境中,其土壤有机硫矿化作用相比 R₂₀₀₂ 往往又会增强^[29],由此导致土壤中的有效态硫(H₂O—S 和 Adsorbed—S)含量增加。然而,由于 R₂₀₀₇ 土壤中的 H₂O—S 可能足够满足植物的优先吸收利用,故使得其实际的 H₂O—S 含量在生长旺期和生长末期一直较低(图 2a),而 Adsorbed—S 一直较高(图 2b)。另有研究^[16]表明,黄河口湿地主要受氮养分限制,生态恢复工程在改变湿地水文情势的同时,也为其输入大量来自黄河中上游的含氮物质^[15],而氮养分输入主要通过提高土壤微生物活性而促进有机硫矿化和硫酸盐异化还原过程^[30],进而对湿地硫循环特别是土壤中不同形态硫的赋存及转化产生深刻影响。实际上,上述相关分析结果也证实了这一点。

表 2 不同恢复阶段湿地土壤中各形态无机硫与环境因子之间的相关性分析

湿地	形态	容重	含水量	pH	EC	TC	TN	NH ₄ ⁺ —N	NO ₃ ⁻ —N	C/N	TS
R ₀	H ₂ O—S	-0.442	0.055	0.152	0.530	-0.527	-0.309	-0.783	-0.456	0.222	0.352
	Adsorbed—S	-0.259	-0.305	0.097	0.080	-0.686	-0.566	-0.727	0.194	0.758	0.171
	HCl—Soluble—S	0.791	0.403	0.632	-0.293	0.656	0.617	0.805	-0.351	-0.551	-0.823 *
	HCl—Volatile—S	0.225	-0.586	0.219	-0.241	-0.200	-0.229	-0.135	0.499	0.743	-0.436
	TIS	-0.410	0.072	0.184	0.526	-0.498	-0.279	-0.753	-0.480	0.196	0.315
R ₂₀₀₂	H ₂ O—S	0.385	0.570	-0.579	0.444	0.645	0.702	0.374	0.548	-0.439	0.224
	Adsorbed—S	-0.603	0.107	-0.259	-0.224	-0.281	-0.343	0.451	0.329	0.509	0.188
	HCl—Soluble—S	0.233	-0.096	-0.802	0.671	0.369	-0.344	0.654	-0.175	0.668	0.920 * *
	HCl—Volatile—S	0.560	-0.507	0.215	0.352	0.037	-0.272	-0.523	-0.861 *	0.051	0.146
	TIS	0.172	0.254	-0.859 *	0.579	0.471	0.039	0.710	0.251	0.336	0.736
R ₂₀₀₇	H ₂ O—S	0.690	0.015	-0.950 * *	0.837 *	0.821 *	0.972 * *	0.394	0.456	-0.736	0.506
	Adsorbed—S	-0.443	0.507	0.574	-0.417	-0.027	-0.399	-0.279	-0.876 *	0.191	-0.516
	HCl—Soluble—S	0.569	-0.225	-0.505	0.365	0.106	0.485	0.234	0.775	-0.339	0.459
	HCl—Volatile—S	0.628	-0.699	-0.572	0.472	-0.045	0.350	0.320	0.912 *	-0.152	0.638
	TIS	0.682	0.237	-0.870 *	0.798	0.926 * *	0.988 * *	0.346	0.224	-0.804	0.402

注: * 表示 $P<0.01$; * 表示 $P<0.05$ 。

逐步线性回归分析进一步表明,R₀ 土壤中 HCl—Soluble—S 含量主要受 TS、C/N、TC 和容重的共同影响($R^2=1.000$);R₂₀₀₂ 土壤中 HCl—Soluble—S 含量主要受 TS 的影响($R^2=0.846$),HCl—Volatile—S 含量主要受

NO₃⁻—N 和 TN 的共同影响($R^2=0.954$);R₂₀₀₇ 土壤中 H₂O—S 含量主要受 TN 的影响($R^2=0.945$),Adsorbed—S 的含量主要受 NO₃⁻—N 的影响($R^2=0.767$),HCl—Volatile—S 含量主要受 NO₃⁻—N、

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 C/N 、 TC 和 pH 的共同影响($R^2 = 1.000$)(表 3)。另外, R_0 土壤中 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 、 $\text{Adsorbed}-\text{S}$ 和 $\text{HCl}-\text{Volatile}-\text{S}$ 含量, R_{2002} 土壤中 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 和 $\text{Adsorbed}-\text{S}$ 含量,以及 R_{2007} 土壤中 $\text{HCl}-\text{Soluble}-\text{S}$ 含量在逐步线

性回归分析中无任何因子进入方程,说明其变化受环境因子的影响可能更为复杂。上述结果与相关分析得出的认识整体较为一致,即不同恢复阶段湿地土壤中各形态无机硫的变化主要受 pH 和氮养分的影响。

表 3 不同恢复阶段湿地土壤中各形态无机硫与环境因子的逐步线性回归分析

湿地	无机硫形态	回归方程	R^2	P
R_0	$\text{HCl}-\text{Soluble}-\text{S}$	$y = 258.996 - 123.576x_{10} - 0.612x_9 - 4.888x_5 + 4.949x_1$	1.000	0
	$\text{HCl}-\text{Soluble}-\text{S}$	$y = -169.167 + 250.041x_{10}$	0.846	0.009
R_{2002}	$\text{HCl}-\text{Volatile}-\text{S}$	$y = 12.756 - 2.025x_8 + 0.010x_6$	0.954	0.010
	TIS	$y = 3388.640 - 392.404x_3$	0.738	0.028
	$\text{H}_2\text{O}-\text{S}$	$y = 14.918 + 0.313x_6$	0.945	0.001
R_{2007}	$\text{Adsorbed}-\text{S}$	$y = 629.653 - 129.174x_8$	0.767	0.022
	$\text{HCl}-\text{Volatile}-\text{S}$	$y = -45.025 + 9.661x_8 + 0.693x_7 + 0.028x_9 + 0.105x_5 + 0.417x_3$	1.000	0
	TIS	$y = 166.583 + 0.286x_6$	0.970	0

注: x_1 为容重; x_2 为含水量; x_3 为 pH ; x_4 为 EC ; x_5 为 TC ; x_6 为 TN ; x_7 为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$; x_8 为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$; x_9 为 C/N ; x_{10} 为 TS 。

3.2 生态恢复工程对湿地土壤 TIS 的影响

本研究表明,不同恢复阶段湿地土壤中的 TIS 含量占 TS 含量的 $22.89\% \sim 38.25\%$,明显高于黄土母质发育的土壤(14.7%)^[31]。原因可能是研究区的土壤主要为黄河所携带大量源于黄土高原的泥沙在河口的河海作用下冲积而成的滨海盐土,盐类矿物含量较多,加之研究区生态恢复补给水源中含有丰富的硫酸盐及 Ca 、 Mg 等离子^[32],而 Ca 、 Mg 等离子与硫酸盐在土壤中会形成共沉淀,从而导致土壤中的 TIS 含量偏高。随着恢复年限的增加,湿地土壤的 TIS 含量以及其占 TS 含量的比例均呈降低趋势(图 3),原因可能有 3 个方面:一是与植被对无机硫养分的吸收利用有关。前述分析可知,随着湿地的不断恢复,植物长势趋于良好(图 5),而其从土壤中吸收的有效态氮硫等养分也会大幅增加^[16],由此可能导致 TIS 含量降低。二是与生态恢复工程改变湿地水文情势,进而加剧了土壤中易溶性盐基离子的淋溶有关^[33]。本研究中, R_{2002} 和 R_{2007} 在 $0-20\text{ cm}$ 土层的 SO_4^{2-} 极易在积水条件下被垂直淋失至深层土壤,从而导致其 TIS 含量较低。此外,由于补水方式的不同,处于连续补水状态的 R_{2002} 土壤中的 SO_4^{2-} 淋溶作用可能比一次性补水方式的 R_{2007} 更明显,由此导致其 TIS 含量更低(图 3)。三是与生态恢复工程导致湿地土壤 pH 变化的同时也促进了硫酸盐异化还原过程有关。相较于 R_0 , R_{2002} 和 R_{2007} 土壤的 pH 均有所升高,而其 TIS 含量却相对降低(表 1)。相关分析亦表明, R_{2002} 和 R_{2007} 土壤的 TIS 含量均与 pH 呈显著负相关($P < 0.05$)(表 2)。现有研究^[33]表明, TIS 的主要组分 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 和 $\text{Adsorbed}-\text{S}$ ($61.0\% \sim 86.4\%$)受 pH 的影响较大,且较高的 pH 不利于 SO_4^{2-} 的吸附^[26]。郝庆菊等^[20]在对三江平原典型湿地土壤的研究中亦指出,硫酸盐含量随土壤 pH 的升高而

降低。另有研究^[26]表明,硫酸盐异化还原菌(SRB)对土壤酸碱度较为敏感,其活性在中性范围内最强。尽管本研究中恢复湿地土壤的 pH 介于 $8.07 \sim 8.28$,但由于其水文和氮养分状况均发生较大变化^[16],有利于硫酸盐异化还原过程的进行,从而导致土壤中的 TIS 含量均降低。实际上,相关分析和逐步线性回归分析得出的恢复湿地土壤的 TIS 含量与 TN 含量密切相关的结果(表 2~表 3)亦可部分所证实上述分析。另外,由于 R_{2002} 和 R_{2007} 采取的补水方式不同,特别是 R_{2002} 采取全年连续补水方式,使得其硫酸盐异化还原过程在长期处于淹水条件下可能更为强烈^[34],由此导致其 TIS 含量更低(图 3)。

本研究亦表明,随着恢复年限的增加,湿地土壤的 TIS 储量呈降低趋势,且这种降低主要取决于 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 、 $\text{Adsorbed}-\text{S}$ 和 $\text{HCl}-\text{Soluble}-\text{S}$ 的贡献,其中 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 占优($78\% \sim 80\%$),而 $\text{Adsorbed}-\text{S}$ 和 $\text{HCl}-\text{Soluble}-\text{S}$ 相对较低($17\% \sim 19\%$)。前述可知,随着恢复年限的增加,湿地植物为维持自身生长需不断从土壤中吸收大量以 $\text{H}_2\text{O}-\text{S}$ 为主体的无机硫养分,而这直接导致了土壤 TIS 储量的不断降低。已有研究^[25]表明,残体分解是湿地物质循环与能量流动的重要环节,其释放的各种养分(包括硫)是生态系统“自我施肥”的重要过程。然而,该区不同年限恢复湿地的这一“自我施肥”过程又可能由于每年冬季的大规模芦苇收割而阻断^[35-37]。尽管每年生态补水和大气干湿沉降可为湿地输入一定的硫养分,但与其与每年因芦苇收割而移出湿地的硫养分相比又低的多。在此情况下,随着湿地的逐渐恢复以及冬季芦苇收割活动的持续进行,恢复湿地土壤中的无机硫养分将逐渐趋于缺乏状态,长期而言将不利于维持湿地的稳定与健康。

4 结 论

(1) 湿地生态恢复不同程度改变了土壤中各形态无机硫含量。相对于 R_0 , R_{2002} 和 R_{2007} 0—20 cm 土层的 H_2O-S 含量分别降低 46.7% 和 44.7%, Adsorbed—S 和 HCl—Soluble—S 含量分别增加 0.4%, 116.0% 和 50.1%, 29.1%, 而 HCl—Volatile—S 含量在 R_{2002} 下降 8.0%, 在 R_{2007} 增加 19.7%。

(2) 不同恢复阶段湿地土壤中各形态无机硫含量在生长季呈现出不同变化特征, 这一方面与不同湿地植物生长状况及其养分供给关系密切相关; 另一方面与不同生态补水方式导致的环境因子尤其是 pH、EC 以及氮养分状况的变化有关。

(3) 随着恢复年限的增加, 湿地土壤的 TIS 含量以及其占 TS 含量的比例均呈降低趋势; 湿地土壤 TIS 储量亦随恢复年限增加而降低, 而这种降低主要取决于 H_2O-S 、Adsorbed—S 和 HCl—Soluble—S 的贡献, 且以 H_2O-S 占优(78%~80%)。

(4) 随着黄河口湿地的逐渐恢复以及每年冬季芦苇收割活动的进行, 恢复湿地土壤中的无机硫养分将逐渐趋于缺乏状态, 长期而言将不利于维持湿地的稳定与健康。

参考文献:

- [1] 陆景陵. 植物营养学[M]. 2 版. 北京: 中国农业大学出版社, 2003: 72-76.
- [2] 王华, 孙志高, 李家兵, 等. 闽江口芦苇与短叶荇菜湿地土壤无机硫形态分布特征及其影响因素[J]. 生态学报, 2019, 39(13): 4921-4932.
- [3] 何涛, 孙志高, 李家兵, 等. 闽江河口不同淹水环境下典型湿地植物—土壤系统全硫含量空间分布特征[J]. 水土保持学报, 2016, 30(5): 246-254.
- [4] Krairapanond N, Delaune R D, Patrick W H. Seasonal distribution of sulfur fractions in Louisiana salt marsh soils[J]. Estuaries, 1991, 14(1): 17-28.
- [5] Zopfi J, Böttcher M E, Bo B J. Biogeochemistry of sulfur and iron in Thioploca-colonized surface sediments in the upwelling area central Chile[J]. Geochimica Et Cosmochimica Acta, 2008, 72(3): 827-843.
- [6] Attri K, Kerkar S, Lokabharathi P A. Ambient iron concentration regulates the sulfate reduce in activity in the mangrove swampa of Diwar, Goa, India[J]. Estuarine Coastal & Shelf Science, 2011, 95(1): 156-164.
- [7] Ronald B, Thomas G C. Environmental VOCs-formation and degradation of dimethyl sulfide, methanethiol and related materials[J]. Chemosphere, 2004, 55(3): 291-317.
- [8] Küsel K, Roth U, Trinkwalter T, et al. Effect of pH on the anaerobic microbial cycling of sulfur in mining-impacted freshwater lake sediments[J]. Environmental and Experimental Botany, 2001, 46(3): 213-223.

- [9] Akerblom S, Bishop K, Bjorn E, et al. Significant interaction effects from sulfate deposition and climate on sulfur concentrations constitute major controls on methylmercury production in peatlands[J]. Geochimica Et Cosmochimica Acta, 2013, 102(2): 1-11.
- [10] 何涛, 孙志高, 李家兵, 等. 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[J]. 环境科学学报, 2017, 37(12): 4747-4756.
- [11] 林慧娜, 傅娇艳, 吴浩, 等. 中国主要红树林湿地沉积物中硫的分布特征及影响因素[J]. 海洋科学, 2009, 33(12): 79-82.
- [12] 张恒阳. 外来种互花米草入侵对九段沙湿地土壤硫库的影响研究[D]. 上海: 上海大学, 2018.
- [13] 李新华, 孙志高, 杨丽萍. 黄河三角洲柽柳盐沼硫化氢和羧基硫通量特征[J]. 湿地科学, 2015, 13(6): 708-713.
- [14] 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]. 山东 青岛: 青岛大学, 2019.
- [15] 孙志高, 孙文广. 黄河口不同恢复阶段湿地土壤 N_2O 产生过程对氮输入的响应[J]. 应用生态学报, 2016, 27(4): 1135-1144.
- [16] 孙文广. 黄河口生态恢复工程对湿地氮循环关键过程的影响[D]. 山东 烟台: 中国科学院烟台海岸带研究所, 2015.
- [17] Cui B S, Yang Q C, Yang Z F, et al. Evaluating the ecological performance of wetland restoration in the Yellow River Delta, China[J]. Ecological Engineering, 2009, 35(7): 1090-1103.
- [18] 郑立地, 肖蓉, 姚新颖, 等. 黄河三角洲潮汐区和生态恢复区湿地土壤特征和重金属分布[J]. 湿地科学, 2015, 13(5): 535-542.
- [19] 姜欢欢, 孙志高, 王玲玲, 等. 黄河口滩涂湿地土壤甲烷产生潜力及其对有机物和氮输入响应的初步研究[J]. 湿地科学, 2012, 10(4): 451-458.
- [20] 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[J]. 土壤通报, 2004, 35(3): 331-335.
- [21] 李新华, 刘景双, 孙志高, 等. 三江平原小叶章湿地生态系统硫的生物地球化学循环[J]. 生态学报, 2007, 27(6): 2199-2207.
- [22] Zhang J M, Chi F Q, Zhou B K, et al. Sulfur bioavailability of black soil in Northeast China[J]. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B-Soil & Plant Science, 2014, 63(2): 172-179.
- [23] 李书田, 林葆, 周卫. 土壤有机硫矿化动力学特征及影响因素[J]. 土壤学报, 2001, 38(2): 184-192.
- [24] 周丽娜. 不同立地红壤对大气硫沉降的反应[D]. 南京: 南京林业大学, 2005.
- [25] 陈冰冰, 孙志高, 孙文广, 等. 外源氮持续输入对相应氮梯度下碱蓬残体分解及硫养分释放的影响[J]. 生态学报, 2019, 39(8): 2872-2882.

[9] 马鹏飞,夏栋,许文年,等.植物根系固土作用对崩岗稳定性影响的数值模拟[J].防灾减灾工程学报,2019,39(2):354-364.

[10] Ghestern M, Veylon G, Bemard A, et al. Influence of plant root system morphology and architectural traits on soil shear resistance[J].Plant and Soil,2014,377(1/2):43-61.

[11] Mahannopkul K, Jotisankasa A. Influences of root concentration and suction on *Chrysopogon zizanioides* reinforcement of soil[J].Soils and Foundations,2019,59(2):500-516.

[12] 王元战,刘旭菲,张智凯,等.含根量对原状与重塑草根加筋土强度影响的试验研究[J].岩土工程学报,2015,37(8):1405-1410.

[13] 田佳,卞莹莹,于江珊,等.贺兰山 3 种乔木单根及根土复合体力学特性[J].水土保持学报,2018,32(6):123-129.

[14] 刘迎春,刘琪璟,汪宏清.芒萁生物量分布特征[J].生态学杂志,2008,27(5):705-711.

[15] 李小飞,陈志彪,陈志强,等.南方红壤侵蚀区芒萁生长特征及其对环境因子的响应[J].水土保持通报,2013,33(3):33-37.

[16] 格日乐,刘艳琦,左志严,等.土壤水分对植物根—土界面相互作用特性的影响[J].水土保持学报,2018,32(1):135-140.

[17] Khairuddin M N, Md I, Zakaria A J, et al. Shear strength and root length density analyses of Entisols treated with palm oil mill effluent sludge[J].Soil and Environment,2017,36(2):131-140.

[18] 格日乐,张成福,蒙仲举,等.3 种植物根土复合体抗剪特性对比分析[J].水土保持学报,2014,28(2):85-90.

[19] 南京水利科学研究院土工研究所.土工试验技术手册[M].北京:人民交通出版社,2003.

[20] Nash J E, Sutcliffe J V. River flow forecasting through conceptual models part 1: A discussion of principles[J].Journal of Hydrology,1970,10:282-290.

[21] Wu B, Wang Z L, She N, et al. Modelling sediment transport capacity of rill flow for loess sediments on steep slopes[J].Catena,2016,147:453-462.

[22] 宋维峰,陈丽华,刘秀萍.树木根系固土力学机制研究综述[J].浙江林学院学报,2008,25(3):376-381.

[23] 邢会文,刘静,王林和,等.柠条、沙柳根与土及土与土界面摩擦特性[J].摩擦学学报,2010,30(1):87-91.

[24] 林金石,庄雅婷,黄炎和,等.不同剪切方式下崩岗红土层抗剪特征随水分变化规律[J].农业工程学报,2015,31(24):106-110.

[25] 刘春红,韦杰,史炳林,等.加筋材料对紫色土坡耕地埂坎土壤抗剪强度的影响[J].水土保持学报,2019,33(2):103-109,175.

[26] Gray D H. Reinforcement and stabilization of soil by vegetation[J].Journal of the Geotechnical Engineering Division,1974,100(6):695-699.

(上接第 158 页)

[26] Johnston S G, Burton E D, Aaso T, et al. Sulfur, iron and carbon cycling following hydrological restoration of acidic freshwater wetlands[J].Chemical Geology,2014,371(5):9-26.

[27] 赵宇华,叶央芳,刘学东.硫酸盐还原菌及其影响因子[J].环境污染与防治,1997,19(5):41-43.

[28] 李新华,郭洪海,杨丽萍,等.黄河三角洲翅碱蓬湿地硫化氢和羧基硫排放动态研究[J].环境科学,2014,35(2):786-791.

[29] 张雪雯,莫熠,张博雅,等.干湿交替及凋落物对若尔盖泥炭土可溶性有机碳的影响[J].湿地科学,2014,12(2):134-140.

[30] Ghani A, McLaren R G, Swift R S. Sulphur mineralization and transformation in soil as influenced by additions of carbon, nitrogen and sulphur[J].Soil Biology and Biochemistry,1992,24(4):331-341.

[31] 徐成凯,胡正义,章钢娅,等.石灰性土壤中硫形态组分及其影响因素[J].植物营养与肥料学报,2001,7(4):416-423.

[32] 张太平,王奎锋,王强,等.黄河三角洲水盐演化及补给来源:基于水化学与同位素分析[J].干旱地区农业研究,2019,37(4):231-239.

[33] Zhao Q Q, Bai J H, Gao Y C, et al. Effects of freshwater inputs on soil quality in the Yellow River Delta, China[J].Ecological Indicators,2019,98:619-626.

[34] Yamane I. Reduction of nitrate and sulfate in submerged soils with special reference to redox potential and water-soluble sugar content of soils[J].Soil Science and Plant Nutrition,2012,15(4):139-148.

[35] Liu F Q, Zhang Y P, Liang H, et al. Long-term harvesting of reeds affects greenhouse gas emissions and microbial functional genes in alkaline wetlands[J].Water Research,2019,164:114936.

[36] 赵亚杰,张建霞.黄河三角洲湿地恢复区芦苇复壮[J].山东林业科技,2015,45(6):66-68.

[37] 马华,陈秀芝,潘卉,等.持续收割对上海九段沙湿地芦苇生长特征、生物量和土壤全氮含量的影响[J].生态与农村环境学报,2013,29(2):209-213.