

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2015.0136

李新华 孙志高 孙文广 等. 2015. 黄河三角洲潮滩湿地系统二甲基硫排放通量的时空变化[J]. 环境科学学报, 35(12): 3947-3955

Li X H, Sun Z G, Sun W G, et al. 2015. Spatial-temporal variations of dimethylsulfide emission from the tidal marsh ecosystems in the Yellow River Estuary[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 35(12): 3947-3955

黄河三角洲潮滩湿地系统二甲基硫排放通量的时空变化

李新华^{1,*} 孙志高² 孙文广³ 朱振林¹

1. 山东省农业可持续发展研究所, 济南 250100

2. 福建师范大学 地理研究所, 湿润亚热带生态-地理过程教育部重点实验室, 福州 350007

3. 中科院烟台海岸带研究所, 烟台 264003

收稿日期: 2015-01-07

修回日期: 2015-04-08

录用日期: 2015-04-08

摘要: 为了探讨黄河三角洲潮滩湿地系统二甲基硫(dimethylsulfide, DMS) 排放的时空变化和主要影响因子, 利用静态箱法监测了黄河三角洲高潮滩、中潮滩和低潮滩 DMS 通量和环境因子的年际变化。结果表明, 从全年来看, 黄河三角洲潮滩湿地系统是 DMS 的释放源, 高潮滩、中潮滩和低潮滩释放 DMS 的通量范围依次为 0.043~0.59 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 、0.18~1.90 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 和 0.88~5.80 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, 均值依次为 0.33 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 、0.95 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 和 2.18 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 。黄河三角洲潮滩湿地 DMS 的释放通量具有明显的时空变化, 其排放主要集中在植物生长季。潮滩湿地间 DMS 的排放通量差异显著($p<0.05$), 表现为低潮滩>中潮滩>高潮滩, 这种时空变化可能与季节、植被、环境因子、土壤基质等的空间变化有关。DMS 的排放受到多种因素的影响, 在高潮滩 0 cm 地温对 DMS 排放通量影响显著; 在低潮滩 0~5 cm 土壤体积含水量对 DMS 排放通量影响显著, 而在中潮滩则没有发现显著的影响因子。该研究成果可以为进一步研究黄河三角洲湿地硫循环及其对大气环境的影响提供基础数据。

关键词: 二甲基硫; 排放通量; 时空变化; 潮滩湿地; 黄河三角洲

文章编号: 0253-2468(2015)12-3947-09

中图分类号: X142

文献标识码: A

Spatial-temporal variations of dimethylsulfide emission from the tidal marsh ecosystems in the Yellow River Estuary

LI Xinhua^{1,*}, SUN Zhigao², SUN Wenguang³, ZHU Zhenlin¹

1. Shandong Institute of Agriculture Sustainable Development, Jinan 250100

2. Institute of Geography, Key Laboratory of Humid Sub-tropical Eco-geographical Process of Ministry of Education, Fujian Normal University, Fuzhou 350007

3. Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai 264003

Received 7 January 2015;

received in revised form 8 April 2015;

accepted 8 April 2015

Abstract: The spatial and temporal variations of the fluxes of dimethylsulfide (DMS) and the key controlling factors in high tidal marsh (HTM), middle tidal marsh (MTM) and low tidal marsh (LTM) in the Yellow River estuary from April to December, 2012 were investigated by using static chamber-gas chromatography. The results showed that the DMS fluxes from HTM, MTM and LTM were 0.043~0.59 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, 0.18~1.90 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ and 0.88~5.80 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, and the average fluxes were 0.33 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, 0.95 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ and 2.18 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, respectively, indicating that the tidal marsh ecosystems in the Yellow River estuary acted as DMS source. Significant spatial and temporal variations of DMS emission were observed across the tidal marshes in the Yellow River estuary. The DMS emissions from the three tidal marshes were mainly focused on the growing season (from May to October) and differed significantly ($p<0.05$), in the order of LTM > MTM > HTM. The spatial variations of DMS emission were related to the spatial variations of seasons, vegetations, environmental factors and soil substrate. The dominant factor affected the DMS emission in HTM was 0 cm temperature and that in LHM was 0~5 cm soil volumetric water, while no dominant factor was found in MHM, implying that the DMS fluxes from MHM might be influenced by many factors. The results of this paper can provide essential data for further studying the sulfur cycle in the natural wetland of the Yellow River estuary and its influence on atmospheric environment.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(No.41103036)

Supported by the National Natural Science Foundation of China(No.41103036)

作者简介: 李新华(1979—), 女, E-mail: xinhuali_2008@163.com * 通讯作者(责任作者)

Biography: LI Xinhua(1979—), female, E-mail: xinhuali_2008@163.com * Corresponding author

Keywords: dimethylsulfide; emission flux; spatial and temporal variations; tidal marsh; Yellow River estuary

1 引言(Introduction)

二甲基硫(dimethylsulfide , DMS) 是全球硫循环中的一种重要硫化物,其在大气中的氧化产物以气溶胶形式存在,对大气环境和全球温室效应均具有显著影响(Andreae and Crutzen ,1997). 研究表明 DMS 是海洋中最主要的挥发性硫化物,由海洋向大气所排放的 DMS 约占全球天然硫释放量的 2/3 以上(Andreae and Barnard , 1984; Andreae ,1990) ,由于 DMS 在全球硫循环和环境中的重要作用,自 20 世纪 80 年代以来,国内外学者对全球许多海域中 DMS 的浓度分布、时空变化、海-气通量、影响因素等进行了广泛、系统研究(Kettle *et al.* , 1990; Shenoy *et al.* ,2006; Hu *et al.* , 2003; Ma *et al.* , 2005; Del Valle *et al.* ,2007; Asher *et al.* ,2011; 李江萍等 ,2015) ,而对于受海洋和陆地双重影响的海岸带盐沼含硫气体排放的研究并不多见,尤其缺乏对全球生态系统中占据重要地位和对全球生源硫气体排放具有重要贡献的中国海岸带盐沼的深入研究,这将会严重限制全球硫生源气体排放预算的准确性(王进欣等 ,2014) .滨海湿地受海水潮汐作用的影响,造成土壤中硫酸盐含量很高,硫酸盐及其还原产物的动态平衡构成了海岸盐沼湿地特殊的硫循环体系(幸颖等 ,2007) .研究表明,海岸带盐沼、沼泽、河口及潮间带也是 DMS 的重要自然释放源,在生源气体的全球预算上具有重要贡献(Morrison and Hines ,1990; Delaune *et al.* ,2002; 王进欣等 ,2014) .

中国拥有广阔的滨岸潮滩,是我国自然湿地的重要组成部分,而对其进行 DMS 排放的研究主要集中在苏北盐沼区域(王进欣等 ,2009 ,2014; 周长芳等 ,2009) .黄河三角洲湿地是由黄河不断冲积、淤积和海岸水动力共同作用形成的退海地,黄河平均每年输入到河口区 1.0×10^9 t 的泥沙,约有 45% 淤积在滨海地带,成为河口地区潮滩发育的物质基础,黄河尾间的频繁摆动和海洋动力的重新塑造形成了黄河三角洲沿岸宽广的潮滩湿地,总面积约 964.8 km²,约占整个黄河三角洲河口总面积的 63.06% (Cui *et al.* ,2009) ,是黄河三角洲重要的生态类型之一.同时黄河口潮滩湿地还承接来自黄河中上游带来的大量污染物.据统计,黄河 2013 年排放入海的氨氮、硝态氮、总磷、亚硝酸氮等营养盐和

COD_{Cr} 分别高达 15535 万 t 和 348635 万 t(国家海洋总局 2014) .大量的陆源污染物随地表径流进入海域,引起海水中化学成分和物理条件的变化,改变了浮游植物的种类与组成(张继民等 ,2010) ,同时也使黄河入海口的生态环境发生了很大变化,进而影响潮滩湿地生源要素的循环过程.目前在黄河三角洲潮滩湿地对生源要素(C、N、P、S 等) 进行了大量的研究,主要集中在植物元素(C、N、P、S 及微量元素) 累积与分布特征(牟晓杰等 ,2012; 宋红丽等 ,2012) 、土壤元素分布特征(于君宝等 ,2012; 董洪芳等 ,2013) 和温室气体排放等方面(姜欢欢等 ,2012; Sun *et al.* ,2013) ,而关于生源含硫气体排放的研究还不多见,仅李新华等报道了翅碱蓬湿地硫化氢和羧基硫的排放动态(李新华等 ,2014) .鉴于此,本研究选择黄河三角洲典型潮滩湿地为研究对象,沿群落演替系列开展 DMS 排放通量监测,并探讨影响 DMS 排放的主要因素,以期为进一步研究黄河三角洲湿地硫循环和评估全球含硫气体排放量及其对大气环境的影响提供基础数据.

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 研究区概况

研究区位于黄河三角洲国家级自然保护区内(37°35'N~38°12'N , 118°33'E~119°20'E) ,黄河三角洲国家级自然保护区于 1992 年经国家林业局批准建立,是全国最大的河口三角洲自然保护区,在世界范围内河口湿地生态系统中具有较强的代表性,主要保护黄河口新生湿地生态系统和濒危珍稀鸟类.保护区总面积 15.3 万 hm²,属暖温带季风气候区,具有明显的大陆性季风气候特点,雨热同期,四季分明,冷热干湿界限极为明显.春季干旱多风,常有春旱,夏季炎热多雨,高温高湿,时有台风侵袭.该区年平均气温 12.1 °C,无霜期 196 d,≥10 °C 的年积温约为 4300 °C,年均蒸发量 1962 mm,年均降水量 551.6 mm,70% 的降水集中于 7 月和 8 月.在黄河三角洲,潮滩湿地受潮流、余流等海洋动力与河口来水、来沙等陆上营力的相互作用,由于各营力作用的强度差异,淹没时间长短不一,黄河三角洲沿岸潮滩具有明显的水平分带性,自陆向海形成了高潮滩-中潮滩-低潮滩 3 个平行带,并且伴有典型的自然生物群落演替系列.高潮滩位于大潮高潮位于小潮高潮位之间,宽度 1~9 km 不等,主要分布着翅碱

篷-芦苇(*Suaeda salsa-Phragmites australis*) 群落; 中潮滩位于小潮高潮位与小潮低潮位之间, 宽度可达 1~4 km, 主要分布着翅碱篷-柺柳(*Suaeda salsa-Tamarix chinensis*) 群落, 该群落是由翅碱篷群落演替到柺柳群落或者芦苇群落的过渡阶段; 低潮滩位于小潮低潮位与大潮低潮位之间, 低潮滩较窄, 平均 0.5~2 km, 主要分布着翅碱篷群落(*Suaeda salsa*)。翅碱篷是黄河三角洲湿地演替的先锋群落(李元芳等, 1991; 邢尚军等, 2003)。土壤类型主要为隐域性潮土和盐土。

在现黄河入海口北部滨海潮滩湿地选择典型试验区, 由黄河口滨岸至潮滩布设高潮滩(HTM)

(37°46′7.25″N, 119°09′55.54″E)、中潮滩(MTM)(37°46′11.62″N, 119°09′56.09″E)、和低潮滩(LTM)(37°46′15.95″N, 119°09′57.44″E) 3 个典型研究样点, 其植被具有带状连续分布特点, 且高潮滩植被类型为翅碱篷-芦苇群落、中潮滩为翅碱篷-柺柳群落、低潮滩为翅碱篷群落, 每个样点设 3 个重复监测点, 共 9 个监测点。试验于 2012-04—2012-12 月进行, 每月采样 1 次, 冬季受天气条件和野外实验条件限制, 为隔月采样 1 次, 每次观测在上午 08:00—10:00。具体采样时间为 4-20、5-17、6-20、7-18、8-16、9-6、10-10、11-13 和 12-9 号。研究区基本土壤理化性质(平均值±SD) 见表 1。

表 1 不同监测点土壤理化性质

Table 1 Comparison of environmental conditions of soils at different sampling sites

类型	pH 值	有机质/ (g·kg ⁻¹)	TOC/ (g·kg ⁻¹)	全氮/ (g·kg ⁻¹)	全硫/ (g·kg ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ / (mg·kg ⁻¹)
高潮滩	7.91±0.24	21.11±1.61	12.25±0.94	1.54±0.10	0.40±0.15	365.12±26.99
中潮滩	7.97±0.31	21.89±1.86	12.70±1.08	1.54±0.14	1.01±0.94	382.34±85.63
低潮滩	7.98±0.31	21.64±1.61	12.55±0.93	1.77±0.60	2.31±0.97	550.76±87.30

2.2 气体样品的采集和分析

气体样品的采集采用密闭箱法(Kanda and Minami, 1991), 采样箱由 0.4 mm 厚的铁皮制成, 箱体四周及顶部用白色泡沫包裹以确保采样时箱内温度变化不大, 箱体内壁贴有聚四氟乙烯薄膜, 防止含硫气体的吸附。采样箱由箱体和底座两部分组成, 箱体规格 50 cm×50 cm×100 cm, 底座规格为 50 cm×50 cm×20 cm。底座上端有宽 2cm、深 3cm 的密封水槽, 采样时将箱体罩在底座上, 各部分之间均以水密封, 以防止箱体和底座的接触处漏气。采样箱内装有搅气小风扇、温度传感器, 采气三通阀及气压平衡管。放上采样箱后, 立即采集第一个样品, 然后每隔 15 min 采集 1 个样品, 每个监测点共采集 4 个样品, 每个样品采集 1 L。采集的样品放在聚四氟乙烯袋里, 立即带回实验室分析。采集样品时同步观测土壤含水量、电导率、气温、箱温等环境因子, 其中土壤含水量采用高精度土壤水分测量仪 AZS-2 测定, 电导率采用 Field Scout 土壤 & 溶液 EC 计测定, 气温和箱温分别用气温计、箱体温度传感器测定。同时每个监测点采集 0~20 cm 的土壤样品, 测定有机质、TOC、TN 和 SO₄²⁻, 土壤样品送到青岛农业大学进行统一测试, 其中土壤有机质采用 K₂Cr₂O₇ 热容量法, 硫酸根测试采用 Ca(H₂PO₄)₂ 浸提, BaSO₄ 比浊法(李酉开, 1983), TOC 和 TN 含量采用元素分析

仪(Elementar Vario Macro) 测定。

含硫气体样品的分析采用低温浓缩富集、热解吸-气相色谱法测定(李新华等, 2006; Wang *et al.*, 2006)。利用下面的公式计算 DMS 的通量:

$$F = \frac{MPT_0}{V_0P_0T} H \frac{dc}{dt}$$

式中, F 为气体通量($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$); M 为气体的摩尔质量; P_0 、 T_0 和 V_0 分别为理想气体标准状态下的空气压力、气温和摩尔体积(为 1013.25 hPa、273.15 K 和 22.41 L·mol⁻¹); H 为采样箱高; p 为采样点气压;

T 为采样时的绝对温度; $\frac{dc}{dt}$ 为采样时气体浓度随时间变化的回归曲线斜率。

2.3 数据处理与分析

运用 Origin7.5 对数据进行绘图, SPSS13.0 进行数据统计分析。

3 结果与分析(Results and analysis)

3.1 黄河三角洲潮滩湿地环境因子变化分析

采样期间, 在高潮滩、中潮滩和低潮滩湿地系统监测的环境、土壤因子的变化见图 1, 其中折线图表示季节变化, 柱状图表示均值的变化, 由图 1 可知高潮滩、中潮滩和低潮滩湿地系统的环境、土壤因子均具有明显的季节和空间变化, 其中温度包括气

温、地温(0 cm 地温、5 cm 地温、10 cm 地温)的变化趋势较为一致(图 1a),均随着季节的变化先升高又降低,7 到 8 月间气温较高,12 月气温较低.不同潮滩湿地间气温、地温的均值均表现为高潮滩>中潮滩>低潮滩,但差异都不明显($p>0.05$).不同潮滩湿地间土壤 EC 值均表现为随着土壤深度的增加而降低,同一土壤层的 EC 值则呈波动性变化(图 1b),方差分析表明,不同潮滩湿地间土壤的 EC 值差异显著($p<0.001$),表现为高潮滩>中潮滩>低潮滩.不

同土壤体积含水量则呈波动性变化(图 1c),不同潮滩湿地间土壤含水量差异显著($p<0.01$),均值表现为中潮滩>低潮滩>高潮滩.从年际来看,土壤有机质、硫酸根含量和 C:N 均呈波动性变化(图 1d, e, f),不同潮滩湿地间土壤有机质和硫酸根含量差异显著($p<0.01$),C:N 差异不显著($p>0.05$)其中土壤有机质表现为高潮滩>中潮滩>低潮滩,而硫酸根含量则与之相反,表现为低潮滩>中潮滩>高潮滩,C:N 表现为中潮滩>低潮滩>高潮滩.

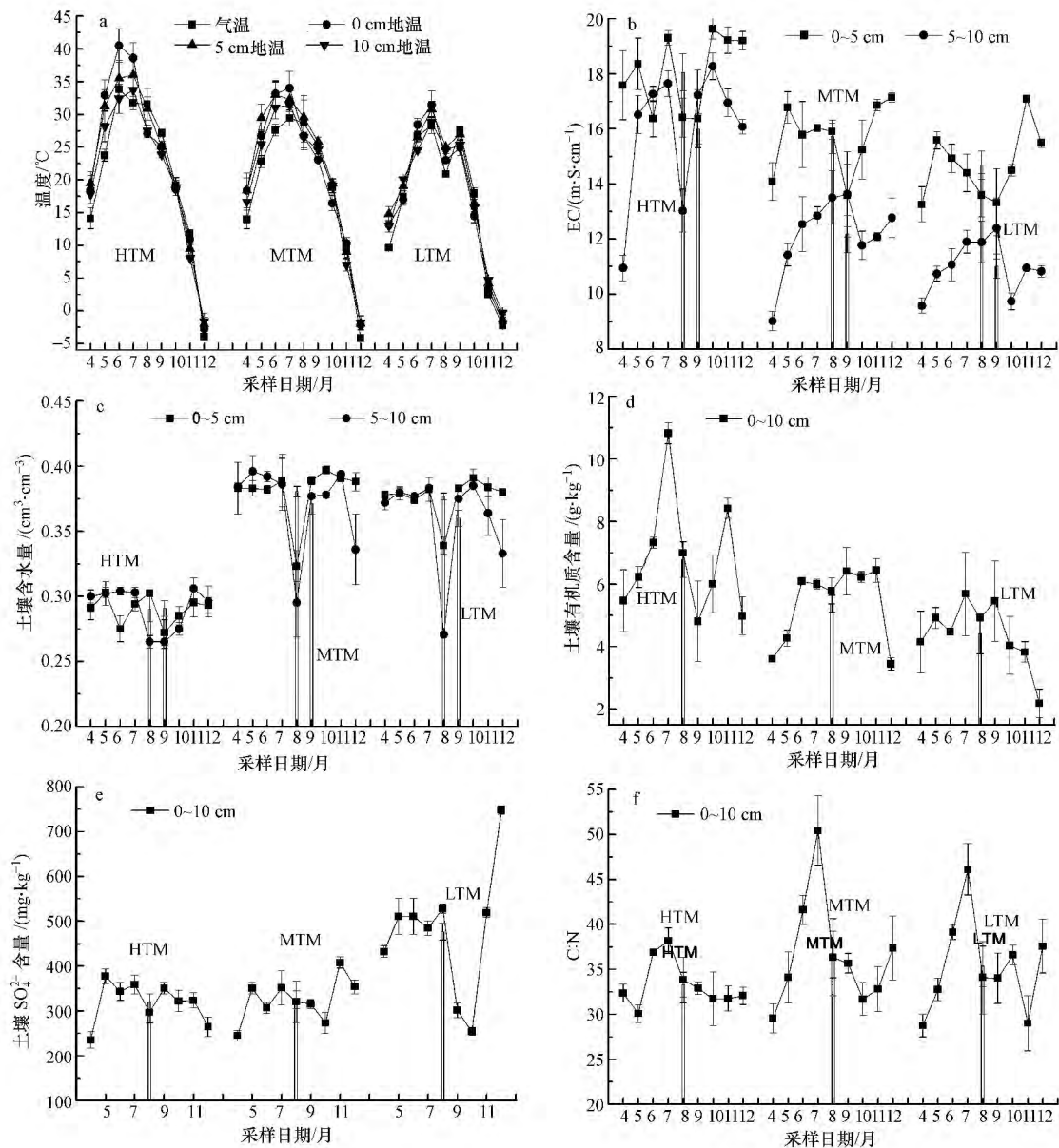


图 1 黄河三角洲潮滩不同湿地温度、土壤体积含水量、EC 值、土壤有机质和 SO_4^{2-} 含量及 C:N 的变化

Fig.1 Variations of environmental temperatures (a), electrical conductivity (EC) (b), soil volumetric water content (c), soil organic matter content (d), soil SO_4^{2-} content(e) and C:N(f) in HTM , MTM and LTM in the Yellow River estuary

3.2 黄河三角洲潮滩湿地系统 DMS 排放通量及时空变化

黄河三角洲潮滩湿地系统 DMS 通量具有明显的季节变化(图 2)。高潮滩 DMS 排放通量的范围为 $0.043 \sim 0.59 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, 年际排放均值为 $0.33 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, 变异系数为 52.0%。4 到 5 月份 DMS 排放通量增加, 至 5 月份排放通量达到最大 ($0.59 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), 之后呈波动性变化, 于 12 月份排放通量出现最小值 ($0.043 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)。中潮滩 DMS 排放通量的范围为 $0.18 \sim 1.90 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, 年际排放均值为 $0.95 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, 变异系数为 70.8%。在整个采样期间, DMS 的排放通量呈波动性变化, 比较而言, 5 月份和 8 月份排放量较大, 在 8 月份出现排放峰值 ($1.90 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), 9 月份排放通量最小 ($0.18 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)。低潮滩 DMS 排放通量的范围为 $0.88 \sim 5.80 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, 年际排放均值为 $2.18 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, 变异系数为 73.3%。低潮滩 DMS 排放通量的变化和中潮滩具有相似性, 也表现为 5 月份和 8 月份排放量较大, 5 月份出现第 1 次排放高峰 ($3.28 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), 8 月份出现排放峰值 ($5.79 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$),

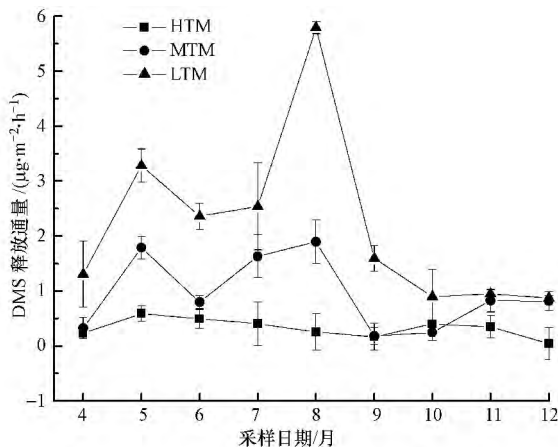


图 2 黄河三角洲潮滩湿地系统 DMS 释放通量的时空变化

Fig.2 The Spatial and temporal variations of DMS emission fluxes from HTM, MTM and LTM in the Yellow River estuary

表 2 潮滩湿地 DMS 释放通量与环境、土壤因子的相关分析

Table 2 Pearson correlation analysis between DMS emission fluxes and environmental and soil factors

类型	气温	地温			EC 值		土壤体积含水量		有机质含量	SO ₄ ²⁻ 含量	C:N
		0 cm	5 cm	10 cm	0~5 cm	5~10 cm	0~5 cm	5~10 cm			
高潮滩	0.568	0.714*	0.654	0.644	0.074	0.351	0.135	0.381	0.457	0.684*	0.132
中潮滩	0.353	0.403	0.390	0.343	0.598	0.284	-0.581	-0.331	-0.060	0.456	0.342
低潮滩	0.441	0.506	0.536	0.580	-0.297	0.460	-0.887**	-0.657	0.492	0.138	0.102

注: * 表示在 $p=0.05$ 水平上显著; ** 表示在 $p=0.01$ 水平上显著。

以 DMS 排放通量为因变量, 以气温、地温 (0 cm、5 cm、10 cm)、EC 值(0~5 cm 和 5~10 cm)、

8 至 12 月份, 排放通量又显著降低, 12 月份达到最小值 ($0.88 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)。

从空间来看, 黄河三角洲潮滩湿地为 DMS 的排放源, 且不同潮滩类型湿地间 DMS 的排放通量差异显著 ($p<0.05$), 表现为低潮滩 ($2.18 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) > 中潮滩 ($0.95 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) > 高潮滩 ($0.33 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)。

3.3 黄河三角洲潮滩湿地系统 DMS 排放通量与环境因子的关系

潮滩湿地系统 DMS 排放通量与环境、土壤因子之间的相关分析见表 2, 由表 2 可知, 不同环境、土壤因子对不同潮滩湿地系统 DMS 排放通量的影响不同。在高潮滩, DMS 排放通量与气温、地温 (0 cm、5 cm、10 cm)、EC 值(0~5 cm 和 5~10 cm)、土壤体积含水量(0~5 cm 和 5~10 cm)、土壤有机质、SO₄²⁻ 含量和 C:N 均呈正相关, 并且与 0 cm 地温和土壤 SO₄²⁻ 含量达到了显著相关水平 ($p<0.05$), 说明 DMS 的排放与 0 cm 地温和土壤 SO₄²⁻ 含量关系密切。在中潮滩, DMS 排放通量与气温、地温 (0 cm、5 cm、10 cm)、EC 值(0~5 cm 和 5~10 cm)、土壤 SO₄²⁻ 含量、C:N 均呈正相关, 但未达到显著水平; 与土壤体积含水量(0~5 cm 和 5~10 cm) 和有机质含量呈负相关, 也未达到显著水平, 这表明 DMS 的排放可能是多种因素共同作用的结果, 也可能有更为重要的因素影响 DMS 的排放, 已有的研究表明植被类型是影响 DMS 排放的主要因素(周长芳等, 2009)。在低潮滩, DMS 排放通量与气温、地温 (0 cm、5 cm、10 cm)、5~10 cm EC 值、土壤有机质含量、SO₄²⁻ 含量和 C:N 均呈正相关, 但未达到显著水平; 与 0~5 cm 土壤 EC 值、土壤体积含水量(0~5 cm 和 5~10 cm) 呈负相关, 且与 0~5 cm 土壤体积含水量达到了极显著水平, 说明 DMS 的排放与表层土壤体积含水量关系密切。

土壤体积含水量 (0~5 cm 和 5~10 cm)、土壤有机质、 SO_4^{2-} 含量和 C:N 作为自变量,在 SPSS13.0 中利用逐步引入-剔除法 (stepwise) 对变量进行引入和剔除,计算结果表明,在高潮滩,仅 0 cm 地温进入回归方程 ($Y_1 = 0.00879X_1 + 0.122$, $R^2 = 0.510$, $p = 0.031$),说明在高潮滩,0 cm 地温的变化对 DMS 的排放影响显著;在中潮滩,未得出达到显著水平的回归方程,原因可能与中潮滩的环境因素变化较为复杂,DMS 的排放可能受多重因素控制有关;在低潮滩,0~5 cm 土壤体积含水量进入回归方程 ($Y_2 = -95.182X_2 + 38.029$, $R^2 = 0.787$, $p < 0.001$),说明土壤体积含水量的变化对 DMS 的排放影响显著.回归分析也进一步验证了相关分析的结果.

4 讨论 (Discussion)

4.1 DMS 排放通量的季节变化

已有的研究表明季节变化是控制湿地含硫气体释放的一个重要因素 (Delaune *et al.*, 2002),在本研究中也得到了类似结论.从全年来看,在黄河三角洲 5 到 10 月份,气温相对较高,也是植物生长的季节,而 11 月到次年 4 月,气温相对较低,是植物死亡时间,为植物非生长季.根据此划分,计算了植物生长季和非生长季 DMS 的平均排放通量 (表 3),由表 3 可知,在植物生长季,高潮滩、中潮滩和低潮滩 DMS 的平均释放通量均高于植物非生长季,其均值依次为非生长季均值的 5.1、1.7 和 2.6 倍.已有的研究表明在黄河三角洲湿地中,植被生长和土壤微生物的数量均具有明显的季节变化动态,从四月中下旬开始,气温逐渐升高,随着气温的升高,植被开始生长,土壤微生物数量迅速增加,但不同植被类型湿地土壤中各类微生物数量差别明显 (陈为峰和史衍玺, 2010),而硫酸盐还原和厌氧发酵反应是 DMS 的主要厌氧生产过程,该过程主要受土壤微生物的控制 (Banwart and Bremner, 1975),在植物生长季微生物数量的增加可能是引起 DMS 排放量较大的原因,且植被类型不同排放量不同 (周长芳等, 2009).在本研究中还发现,在不同潮滩湿地中,DMS 的排放通量在 5 月至 8 月间排放量波动性较大,可能与以下因素有关,在黄河三角洲,8 月黄河处于丰水期,大量黄河水携带丰富的营养盐补充到河口附近海域,同时受淡水影响,海水盐度下降,由此造成浮游植物的大量繁殖.受潮汐作用的影响,导致潮滩湿地的浮游植物和藻类也较多,而 DMS 主要来自海洋

浮游植物和藻类、硫酸盐还原和厌氧发酵反应 (Banwart and Bremner, 1975; 李江萍等, 2015),由此可能引起 DMS 在此期间排放量较高.而在 7 月较低的 DMS 排放通量可能与黄河在此期间调水调沙有关,调水调沙对水体有较大扰动,径流的扰动影响浮游植物利用营养盐的时间,不利于浮游植物的大量聚集,再加上水体透明度低,由此导致浮游植物丰富度低 (刘晓彤和刘光兴, 2012).

表 3 黄河三角洲潮滩湿地植物生长季 (5—10 月) 和非生长季 (11—4 月) DMS 释放通量

Table 3 DMS emission fluxes in plant growing season (May-October) and non growing season (November-next April) from the tidal wetland ecosystem in the Yellow River estuary

类型	DMS 释放通量 / ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)		
	年平均值	植物生长季	植物非生长季
高潮滩	0.33	0.39	0.076
中潮滩	0.95	1.09	0.66
低潮滩	2.18	2.74	1.04

4.2 DMS 排放通量的空间变化

王进欣等在研究苏北盐沼 DMS 排放中发现 DMS 排放通量与高程有关,植被区 DMS 的排放明显高于光滩 (王进欣等, 2009).周长芳的研究也发现 DMS 的排放具有明显的空间变化,互花米草滩 DMS 的排放明显高于芦苇滩、光滩和盐蒿滩 (周长芳等, 2009).Delaune 等的研究也表明含硫气体的排放沿着盐度增加而增加 (Delaune *et al.*, 2002).在本研究中,不同潮滩湿地间 DMS 排放通量也具有显著的空间变化 ($p < 0.05$),表现为低潮滩 > 中潮滩 > 高潮滩.这种空间分布可能与以下因素有关,一是硫酸盐还原和厌氧发酵反应是主要的 DMS 厌氧生产过程,控制该反应过程的微生物主要是硫酸盐还原菌 (sulfate-reducing bacteria, SRB),SRB 属于厌氧菌 (Banwart and Bremner, 1975).从高潮滩到低潮滩,经受潮水淹没的时间逐渐延长,土壤中氧气的含量逐渐减少,而 SO_4^{2-} 含量逐渐增多,厌氧条件的增强和丰富的硫酸盐含量有利于 SRB 的生长,从而增加 DMS 的排放;二是可能和潮滩湿地植被类型的空间分布有关.从低潮滩-中潮滩-高潮滩,依次主要分布有翅碱蓬 (*Suaeda salsa*) 群落、翅碱蓬-柽柳 (*Suaeda salsa-Tamarix chinensis*) 群落和翅碱蓬-芦苇 (*Suaeda salsa-Phragmites australis*) 群落,植被不仅是含硫气体的排放源,也是气体的传输通道, (Fall *et al.*, 1988),另外含硫气体的排放速率与植物种类和生

物量也有直接关系(王进欣等, 2014), 并且 SRB 对有机质成分敏感, 不同植被的有机质成分不同, 可能对 SRB 生长的作用不同(陈庆强等, 2012), 由此导致不同植被类型湿地的 DMS 释放量不同. 已有的研究也表明植被类型对 DMS 的排放影响显著, 在互花米草区 DMS 的排放速率均较高(Delaune *et al.*, 2002; 周长芳等, 2009; 王进欣等, 2014). 三是可能和黄河三角洲潮滩湿地环境因子、土壤基质的空间分布有关. 在采样期间, 黄河三角洲潮滩不同湿地土壤有机质含量、EC 值、土壤体积含水量、 SO_4^{2-} 含量和 C:N 均具有明显的空间变化(图 1), 进而造成 DMS 排放通量的差异. 王进欣等也报道了含硫气体的排放与环境因子的空间分布有关(王进欣等, 2014).

4.3 国内外 DMS 排放通量对比

表 4 为近年来国内外不同湿地 DMS 排放通量相关研究结果的对比. 据表 4 可知, DMS 的通量范围为 $0.029 \sim 511.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, 本研究的结果在已报道的 DMS 排放通量范围内, 但明显低于美国路易斯安州密西西比河三角洲盐沼、苏北沿海和苏北米草滩

DMS 的排放通量, 但高于美国路易斯安州密西西比河三角洲淡水沼泽 DMS 的排放通量. 产生这种差异的原因可能主要有以下几个方面: 一是不同研究地点土壤理化性质(包括土壤质地、水分含量、有机碳含量、土壤微生物和土壤盐分等) 差异较大. Delaune 等的研究表明, 含硫气体的释放随着土壤盐度和距海的远近而不同(Delaune *et al.*, 2002), 王进欣的研究也表明 DMS 的排放沿着高程变化不同(王进欣等, 2009). 第二, 可能与研究点植被类型不同也有关. 在已报道的研究中, 在 DMS 的高释放区域, 其植被类型均为互花米草, 互花米草是一种特殊的盐生植物, 不仅能够合成二甲巯基丙酸(DMSP), DMSP 是 DMS 的主要前提物质, 而且互花米草具有丰富的通气组织, 有利于气体向大气有效扩散(丁维新和蔡祖聪, 2002). 第三, 与测定时间有关. 不同的监测时间, 生境因子差异很大, 即使在同一研究区域, 不同测定时间的湿地水文及气候条件也有较大差异, 如温度、土壤含水量、 E_h 等(Sun *et al.*, 2003), 可见要比较不同区域 DMS 排放通量特征差异, 还需要开展长时间尺度的深入对比研究.

表 4 国内外相关研究结果的对比

Table 4 Comparison of the results in different studies

地点	湿地类型	植被	时间	DMS 通量/ $(\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1})$	文献
黄河口	高潮滩	翅碱蓬、芦苇	2012-04—2012-12	(0.043~0.59) 0.33*	本研究
	中潮滩	翅碱蓬、柽柳		(0.18~1.90) 0.95*	
	低潮滩	翅碱蓬		(0.88~5.80) 2.18*	
苏北沿海	光滩	-	2005 年夏季	75.8*	周长芳等, 2009
	米草滩	互花米草		511.4*	
	盐蒿滩	盐蒿		53.4*	
	芦苇滩	芦苇		144.6*	
盐城	低位沼泽	-	2004-07—2005-01	0.029~0.30	王进欣等, 2009; 2014
		互花米草	2004-04—2005-01	1.49~24.43	
	中位沼泽	盐地碱蓬	2004.7	4.19*	
			2005.1	0.27*	
		高位沼泽	樟茅	2004.7	
		2005.1	0.21*		
葡萄牙米拉运河河口	泥滩	-	1996 年冬季	1.80*	Cerqueira and Pio, 1999
			1997 年夏季	4.36*	
美国路易斯安那	盐沼	互花米草	2000-04—2001-04	(1.47~144.03) 57.30*	Delaune <i>et al.</i> , 2002
密西西比河三角洲	咸水沼泽	孤米草		(0.51~1.87) 0.84*	
	淡水沼泽	宽叶慈姑		(0.03~0.79) 0.27*	

注: * 表示为均值, 部分数据进行了单位换算.

5 结论(Conclusions)

1) 从全年来看, 黄河三角洲潮滩湿地是 DMS 的

释放源, 高潮滩、中潮滩和低潮滩释放 DMS 通量范围依次为 $0.043 \sim 0.59 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 、 $0.18 \sim 1.90 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 $0.88 \sim 5.80 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, 均值依次为

0.33 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 、0.95 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 和 2.18 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 。

2) 黄河三角洲不同潮滩湿地 DMS 的排放均具有明显的时空变化。黄河三角洲潮滩湿地系统 DMS 的排放显著受到季节变化的影响,其排放主要集中在植物生长季;不同潮滩类型湿地间 DMS 的排放通量差异显著 ($p < 0.05$) 表现为低潮滩 > 中潮滩 > 高潮滩。造成各潮滩湿地 DMS 通量差异的原因可能与不同研究样点的植被类型、环境因子、土壤基质等不同有关。

黄河三角洲潮滩湿地系统 DMS 的排放受到多种因素的影响,不同环境因子对 DMS 的排放通量影响不同,在高潮滩 0 cm 地温对 DMS 排放通量影响显著;在低潮滩 0~5 cm 土壤体积含水量对 DMS 排放通量影响显著。而在中潮滩则没有发现显著的影响因子。

责任作者简介:李新华(1979—),女,副研究员(博士),主要从事环境生态与生物地球化学研究。E-mail: xinhuali2008@163.com。

参考文献 (References):

- Andreae M O, Barnard W R. 1984. The marine chemistry of dimethylsulfide [J]. *Marine Chemistry*, 14(3): 267-279
- Andreae M O. 1990. Ocean-atmosphere interactions in the global biogeochemical sulfur cycle [J]. *Marine Chemistry*, 30: 1-29
- Andreae M O, Crutzen P J. 1997. Atmospheric aerosols: biogeochemical sources and role in atmospheric chemistry [J]. *Science*, 276(5315): 1052-1058
- Asher E C, Merzouk A, Tortell P D. 2011. Fine-scale spatial and temporal variability of surface water dimethylsulfide (DMS) concentrations and sea-air fluxes in the NE Subarctic Pacific [J]. *Marine Chemistry*, 126(1/4): 63-75
- Banwart W L, Bremner J M. 1975. Formation of volatile sulfur compounds by microbial decomposition of sulfur-containing amino acids in soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 7(6): 359-364
- Cerqueira M A, Pio C A. 1999. Production and release of dimethylsulphide from an estuary in Portugal [J]. *Atmospheric Environment*, 33(20): 3355-3366
- 陈庆强,唐媛,杨艳,等. 2012. 长江口盐沼硫酸盐还原菌的分布特征与环境机制 [J]. *沉积学报*, 30(6): 1089-1098
- 陈为峰,史衍玺. 2010. 黄河三角洲新生湿地不同植被类型土壤的微生物分布特征 [J]. *草地学报*, 18(6): 859-864
- Cui B S, Yang Q C, Yang Z F, et al. 2009. Evaluating the ecological performance of wetland restoration in the Yellow River Delta, China [J]. *Ecological Engineering*, 35(7): 1090-1103
- Del Valle D A, Kieber D J, Kiene R P. 2007. Depth-dependent fate of biologically-consumed dimethylsulfide in the Sargasso Sea [J]. *Marine Chemistry*, 103(1/2): 197-208
- Delaune R D, Devai I, Lindau C W. 2002. Flux of reduced sulfur gases along a salinity gradient in Louisiana coastal Marshes [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54(6): 1003-1011
- 丁维新,蔡祖聪. 2002. 沼泽甲烷排放及其主要影响因素 [J]. *地理科学*, 22(5): 619-625
- 董洪芳,于君宝,管博. 2013. 黄河三角洲碱蓬湿地土壤有机碳及其组分分布特征 [J]. *环境科学*, 34(1): 288-292
- Fall R, Albritton D L, Fehsenfeld R C, et al. 1988. Laboratory studies of some environmental variables controlling sulfur emissions from plants [J]. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 6(4): 341-362
- 国家海洋总局. 2014. 2013 年中国海洋环境状况公报 [EB/OL]. 2014. 3. 24 (http://www.soa.gov.cn/zwgk/hygh/zghyhjzlgb/201403/t20140324_31065.html)
- Hu M, Tang X Y, Li J L, et al. 2003. Distributions of dimethylsulfide in the Bohai Sea and Yellow Sea of China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 15(6): 762-767
- 姜欢欢,孙志高,王玲玲,等. 2012. 秋季黄河口滨岸潮滩湿地系统 CH₄ 通量特征及影响因素研究 [J]. *环境科学*, 33(2): 565-573
- Kanda K, Minami K. 1991. Measurement of dimethyl sulfide emission from lysimeter paddy field [J]. *The Ecological Bulletin*, 42: 195-198
- Kettle A J, Andreae M O, Amouroux D, et al. 1999. A global database of sea surface dimethylsulfide (DMS) measurements and a procedure to predict sea surface DMS as a function of latitude, longitude and month [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(2): 399-444
- 李江萍,张洪海,杨桂朋. 2015. 夏季中国东海生源有机硫化物的分布及其影响因素研究 [J]. *环境科学*, 36(1): 49-55
- 李新华,刘景双,贾益群. 2006. 低温吸附、热解吸气相色谱法测定痕量气体硫化氢 [J]. *分析测试学报*, 25(3): 68-69; 73
- 李新华,郭洪海,杨丽萍,等. 2014. 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*, 35(2): 786-791
- 李酉开. 1983. 土壤农业化学常规分析方法 [M]. 北京: 科学出版社
- 李元芳,黄云麟,李拴科. 1991. 近代黄河三角洲海岸潮滩地貌及其沉积的初步分析 [J]. *海洋学报*, 13(5): 662-671
- 刘晓彤,刘光兴. 2012. 2009 年夏季黄河口及其邻近水域网采浮游植物的群落结构 [J]. *海洋学报*, 34(1): 153-162
- Ma Q J, Hu M, Zhu T, et al. 2005. Seawater, atmospheric dimethylsulfide and aerosol ions in the Pearl River Estuary and the adjacent northern South China Sea [J]. *Journal of Sea Research*, 53(3): 131-145
- Morrison M C, Hines M E. 1990. The variability of biogenic sulfur flux from a temperate salt marsh on short time and space scales [J].

- Atmospheric Environment. Part A. General Topics, 24 (7): 1771-1779
- 牟晓杰, 孙志高, 刘兴士. 2012. 黄河口滨岸潮滩不同生境下翅碱蓬生物量空间分形特征与磷营养动态 [J]. 草业学报, 21(3): 45-53
- Shenoy D M, Paul J T, Gauns M, *et al.* 2006. Spatial variations of DMS, DMSP and phytoplankton in the Bay of Bengal during the summer monsoon 2001 [J]. Marine Environmental Research, 62(2): 83-97
- 宋红丽, 孙志高, 牟晓杰, 等. 2012. 黄河三角洲新生湿地不同生境下翅碱蓬锰和锌含量的季节变化 [J]. 湿地科学, 10(1): 65-73
- Sun Z G, Wang L L, Tian H Q, *et al.* 2013. Fluxes of nitrous oxide and methane in different coastal *Suaeda salsa* marshes of the Yellow River estuary, China [J]. Chemosphere, 90(2): 856-865
- Wang J X, Li R J, Guo Y Y, *et al.* 2006. Removal of methyl chloroform in a coastal salt marsh of eastern China [J]. Chemosphere, 65(8): 1371-1380
- 王进欣, 孙书存, 王今殊, 等. 2009. 苏北盐沼 DMS、CS₂ 和 CH₄ 排放量沿高程梯度的变化 [J]. 地理科学, 29(4): 535-539
- 王进欣, 王今殊, 邢伟, 等. 2014. 苏北海岸带盐沼生态系统挥发性气体的环境归趋 [M]. 北京: 科学出版社. 147-162
- 邢尚军, 郗金标, 张建峰, 等. 2003. 黄河三角洲植被基本特征及其主要类型 [J]. 东北林业大学学报, 31(6): 85-86
- 幸颖, 刘常洪, 安树青. 2007. 海岸盐沼湿地土壤硫循环中的微生物及其作用 [J]. 生态学杂志, 26(4): 577-581
- 于君宝, 陈小兵, 孙志高, 等. 2012. 黄河三角洲新生滨海湿地土壤营养元素空间分布特征 [J]. 环境科学学报, 32(4): 855-861
- 张继民, 刘霜, 张琦, 等. 2010. 黄河口附近海域浮游植物种群变化 [J]. 海洋环境科学, 29(6): 834-837
- 周长芳, 安树青, 赵聪蛟, 等. 2009. 互花米草入侵对海岸盐沼二甲基硫及氧化亚氮气体释放的影响 [J]. 海洋科学, 33(2): 17-21