

DOI: 10.5846/stxb201912192739

陈冰冰, 孙志高. 黄河口碱蓬湿地土壤硫矿化特征对外源氮输入的响应. 生态学报, 2021, 41(3): 1032-1041.

Chen B B, Sun Z G. Effect of exogenous nitrogen enrichment on sulfur mineralization characteristics in soils of *Suaeda salsa* marsh in the Yellow River estuary, China. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(3): 1032-1041.

## 黄河口碱蓬湿地土壤硫矿化特征对外源氮输入的响应

陈冰冰<sup>1,2</sup>, 孙志高<sup>1,2,3,\*</sup>

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:** 基于开放培养系统, 在 25℃ 的淹水和非淹水条件下研究了黄河口碱蓬湿地野外原位氮输入试验 (N0: 对照处理; N1: 低氮处理; N2: 中氮处理; N3: 高氮处理) 末期获取的相应氮梯度下表层土壤 (记为 NS0、NS1、NS2 和 NS3) 的硫矿化特征。结果表明, 不同氮处理土壤的硫矿化量在非淹水条件下整体表现为 NS3>NS1>NS2>NS0, 在淹水条件下其硫矿化量较为接近, 且均在培养的第 3 天取得最大值。不同水分条件下, 不同氮处理土壤的硫矿化特征可能与培养过程中 pH 和 EC 的变化有关。连续培养 119 d 后, NS0、NS1、NS2 和 NS3 的硫累积矿化量在非淹水条件下分别为 233.03、419.99、401.16 mg/kg 和 526.51 mg/kg, 在非淹水条件下分别为 263.52、313.58、251.53 mg/kg 和 322.05 mg/kg。不同氮处理土壤硫累积矿化量主要来自 0—14 d 的矿化贡献, 其值在非淹水条件和淹水条件下分别为 41.01%—54.53% 和 79.49%—86.82%。除 NS0 外, 其他 3 种土壤硫累积矿化量均表现为非淹水条件大于淹水条件, 说明外源氮输入影响下非淹水土壤具有更大的供硫潜势。不同氮处理土壤硫累积矿化量及矿化势 ( $S_0$ ) 在非淹水条件下表现为 NS3>NS1≈NS2>NS0, 在淹水条件下则表现为 NS3≈NS1>NS0>NS2, 说明高氮处理下湿地土壤具有最高的供硫潜势。研究发现, 未来黄河口氮负荷增强条件下, 土壤氮基质状况的改变将会促进土壤硫的矿化, 而这可在一定程度上提高土壤的潜在供硫能力; 但当受到强降水、大潮或风暴潮影响使得土壤处于短期滞水状态时, 湿地土壤的潜在供硫能力将明显降低, 特别是中氮输入条件下土壤供硫潜势的降幅最为明显。

**关键词:** 硫矿化; 氮输入; 湿地土壤; 碱蓬; 黄河口

## Effect of exogenous nitrogen enrichment on sulfur mineralization characteristics in soils of *Suaeda salsa* marsh in the Yellow River estuary, China

CHEN Bingbing<sup>1,2</sup>, SUN Zhigao<sup>1,2,3,\*</sup>

1 Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Process, Fujian Normal University, Ministry of Education, 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:** The topsoil with different nitrogen (N) treatments (NS0, NS1, NS2 and NS3) were sampled at the end of the growing season from the corresponding N import plots (N0, no N import treatment; N1, low N import treatment; N2, middle N import treatment; and N3, high N import treatment) in *Suaeda salsa* marsh in high tidal flat of the northern Yellow River estuary and their sulfur (S) mineralization were investigated by means of an open-incubation system at 25 °C at un-flooded and flooded conditions. The results showed that, the mineralized S in soils with different N enrichments at un-flooded condition showed NS3>NS1>NS2>NS0, while those at flooded condition demonstrated a similar tendency, and for each treatment, the value of sulfur mineralization reached the maximum all at the third day of incubation. And in different

**基金项目:** 国家自然科学基金面上项目 (41371104, 41971128); 福建省“闽江学者奖励计划”项目

**收稿日期:** 2019-12-19; **网络出版日期:** 2020-12-14

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

incubation conditions, the variations of sulfur mineralized in soils with different N enrichments might be related to the variations of pH and EC during incubation. During 119 d incubation, the cumulative amounts of mineralized S in NS0, NS1, NS2 and NS3 were 233.03 mg/kg, 419.99 mg/kg, 401.16 mg/kg, and 526.51 mg/kg at un-flooded condition and 263.52 mg/kg, 313.58 mg/kg, 251.53 mg/kg and 322.05 mg/kg at flooded condition. The cumulative amounts of mineralized S in soils with different N treatments were mainly dependent on the mineralization contributions of initial stage (0—14 d), and the values at un-flooded and flooded conditions were 41.01%—54.53% and 79.49%—86.82%, respectively. Except for NS0, the higher cumulative amounts of mineralized S were observed in NS1, NS2 and NS3 at un-flooded condition compared to those at flooded condition, indicating that higher potential of mineralized S generally occurred at un-flooded condition. Both the cumulative amounts of mineralized S and the potentially mineralizable S ( $S_0$ ) in soils at un-flooded condition showed NS3>NS1≈NS2>NS0, whereas those at the flooded condition showed NS3≈NS1>NS0>NS2, indicating that the highest potential of mineralized S in soils occurred in high N enrichment (N3). The study found that, in future, increasing of N loading in the Yellow River estuary would promote the mineralization of S in soils by altering their substrate qualities, which, to some extent, enhance the potentially supply capacity for S. However, as the marsh soil was flooded at short-term period due to the influence of severe precipitation, spring tide or storm surge, the potentially mineralizable S in marsh soil would decline significantly and, particularly, the decrease amplitude was evident in middle N enrichment (N2).

**Key Words:** sulfur mineralization; nitrogen enrichment; marsh soil; *Suaeda salsa*; Yellow River estuary

硫是植物生长必需的中量矿质营养元素,在植物生长发育过程中有着不可替代的作用,如参与蛋白质、氨基酸和叶绿素形成,控制光合过程中碳水化合物代谢以及影响植物呼吸和抗逆性等<sup>[1]</sup>。湿地土壤是植物所需硫养分的主要来源,土壤中的硫主要以有机硫为主体,而可被植物直接吸收利用的主要是无机硫。由于有机硫只有通过矿化等过程转化为无机硫后才能被植物吸收利用,所以探讨湿地土壤中硫的矿化特征及潜势对明确土壤供硫能力具有重要意义。目前,国内外关于土壤硫矿化的研究大多集中在农业上,研究内容主要涉及土壤母质<sup>[2-4]</sup>、土壤类型<sup>[5-6]</sup>、温度<sup>[7]</sup>、水分条件<sup>[2-3]</sup>、施肥状况<sup>[7-10]</sup>和作物残茬添加<sup>[11-13]</sup>等因素对土壤硫矿化速率和潜势的影响,而关于自然湿地土壤硫矿化特征的研究还比较薄弱。尽管国内关于自然条件下湿地土壤硫矿化特征的研究已涉及了三江平原淡水沼泽湿地<sup>[14]</sup>,但有关养分改变条件下湿地土壤硫矿化的相关研究还不多见。

黄河口湿地是我国暖温带最广阔、最完整和最年轻的滨海湿地,而碱蓬(*Suaeda salsa*)是黄河口湿地中最为典型的盐生植被,其在维持湿地系统正常演替、防风固堤和调节气候等方面发挥着重要作用。近年来,黄河口营养盐入海通量一直保持在较高水平( $1.49\times 10^4$ — $3.91\times 10^4$  t)<sup>[15]</sup>,加之该区当前氮湿沉降量也已接近其临界负荷( $4.0\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ )<sup>[16-17]</sup>,由此导致其对湿地植被生长、土壤养分赋存及转化等可能产生深刻影响。当前,关于外源氮输入对黄河口湿地土壤硫矿化过程的影响研究还鲜有报道,而对其进行研究有助于明晰未来黄河口氮负荷增强条件下湿地土壤的供硫潜势。为此,选择黄河口滨岸高潮滩碱蓬湿地为研究对象,将野外原位氮输入试验末期(生长季末)获取的土壤进行室内培养,探讨了不同氮处理土壤硫矿化特征及潜势。研究结果有助于明确湿地土壤在次年植物生长初期的供硫能力,并可为湿地土壤硫转化机理的揭示提供重要科学依据。

## 1 研究区域与研究方法

### 1.1 研究区域

研究区位于山东黄河三角洲国家级自然保护区( $37^{\circ}40'$ — $38^{\circ}10'$  N,  $118^{\circ}41'$ — $119^{\circ}16'$  E),该保护区是我国最大的河口三角洲自然保护区,总面积  $15.3\times 10^4\text{ km}^2$ ,主要保护新生湿地生态系统和珍稀濒危鸟类。保护

区属暖温带季风气候,四季分明,雨热同期,年平均气温 12.1 °C,无霜期 196 d,年降水量 551.6 mm,降水季节分配不均,全年降水 80%集中在 6—8 月。该区主要植被类型包括芦苇 (*Phragmites australis*)、怪柳 (*Tamarix chinensis*)、碱蓬 (*Suaeda salsa*) 和白茅 (*Imperata cylindrica*) 等,土壤类型主要为滨海盐土。

## 1.2 研究方法

### 1.2.1 培养土壤获取

选择黄河口北部滨岸高潮滩碱蓬湿地为研究对象,于 2014 年 4—10 月进行野外原位氮输入模拟试验。依据研究区现有资料,综合考虑陆源氮输入 ( $2.5\text{--}3.5\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ ) 和氮沉降 ( $3\text{--}4.5\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ ) 的影响,将自然背景条件下的氮输入量确定为  $6.0\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$  (N0)。本研究的氮添加量试验梯度据此设置,即:(1)对照处理 N0,无额外氮输入量;(2)低氮处理 (N1), $1.5\text{N0}$  ( $9.0\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ ,实际输氮量为  $3.0\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ ),模拟未来较低氮输入量;(3)中氮处理 (N2), $2.0\text{N0}$  ( $12.0\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ ,实际输氮量为  $6.0\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ ),模拟未来较高氮输入量;(4)高氮处理 (N3), $3.0\text{N0}$  ( $18.0\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ ,实际输氮量为  $12.0\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ ),模拟未来更高氮输入量。每个处理随机布设 3 个重复样地 ( $5\text{ m}\times 10\text{ m}$ )。野外试验样地的高程相近,植被密度较为一致,表层土壤容重为 ( $1.28\pm 0.08$ )  $\text{g}/\text{cm}^3$ ,黏粒、粉粒和砂粒含量分别为  $7.83\%\pm 2.52\%$ 、 $76.84\%\pm 2.39\%$  和  $15.33\%\pm 0.13\%$ ,pH 为  $7.90\pm 0.05$ ,EC 为 ( $3.58\pm 1.48$ )  $\text{mS}/\text{cm}$ 。自 4 月下旬开始,每隔 25 d 左右以  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$  水溶液的形式对不同处理样地进行外源氮输入强度的模拟,对对照样地喷洒等量的水。持续输氮一个生长季后,在植物生长季末 (10 月下旬),分别在上述 N0、N1、N2 和 N3 样地内采集相应氮梯度下的表层土壤 (0—10 cm) (分别记为 NS0、NS1、NS2 和 NS3),带回实验室自然风干过筛后备用。不同氮处理下湿地土壤的基本性质如表 1 所示。

表 1 不同氮处理土壤基本性质

Table 1 Basic characteristics of soils with different N import treatments

氮处理 Nitrogen import treatments	全氮 (TN) Total nitrogen contents/ (mg/kg)	全硫 (TS) Total sulfur contents/ (mg/kg)	总无机硫 (TIS) Total inorganic sulfur contents/ (mg/kg)	有机碳 (SOC) Soil organic carbon contents/ (mg/g)	C/N	C/S
NS0	412.8±89.3a	1066.8±14.7a	317.8±4.2a	17.9±0.7a	41.7±8.5a	15.9±2.4a
NS1	358.5±141.1a	1176.1±5.3a	457.4±31.6b	13.4±0.5b	60.2±23.6a	17.0±0.8a
NS2	611.2±113.0a	1267.5±10.9a	430.4±0.6b	15.8±0.5c	36.0±6.8a	17.1±1.5a
NS3	717.9±192.4a	1397.3±12.5a	346.9±13.7a	16.1±0.4c	31.2±8.3a	15.5±1.4a

NS0:对照处理下获取的土壤;NS1:低氮处理下获取的土壤;NS2:中氮处理下获取的土壤;NS3:高氮处理下获取的土壤;列不同字母表示数据间在  $P<0.05$  水平上差异显著

### 1.2.2 矿化实验设计

采用开放系统培养法<sup>[12,16]</sup>进行不同氮处理土壤的硫矿化实验。称取 20 g 风干土和等量的玻璃珠 (1—2 mm) 充分混合,放入底部垫有与管内径相同的尼龙纱布 (350 目) 和 2 cm 厚的无硫石英砂淋滤管中 (直径 3 cm,长 15 cm),在土壤和玻璃珠混合物的上部亦装入 2 cm 厚的玻璃珠。首先,在真空泵抽滤下用 100 mL 0.01 mol/L 的 KCl 溶液分次淋洗土壤中的无机硫酸盐,每次用 4—5 mL;然后,用 50 mL 0.01 mol/L 的  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  溶液淋洗,去掉土壤中吸附态硫酸盐。实验设淹水 (2 cm 覆水层) 和不淹水两种处理,塞紧带孔的橡皮塞,分别置于 25 °C 的恒温培养箱中培养,每个处理设 3 个重复。在培养后的第 3、7、14、21、35、56、84、119 天,用 100 mL 0.01 mol/L 的 KCl 溶液分次淋洗土壤,淋洗结束后恢复淹水条件。至第 119 天,先用 100 mL 0.01 mol/L 的 KCl 溶液分次淋洗土壤,然后用 50 mL 0.01 mol/L 的  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  溶液淋洗。实验期间的淋滤液采用定量滤纸过滤,滤液中的  $\text{SO}_4^{2-}$  采用  $\text{BaCl}_2$  比浊法测定;pH 和 EC 值分别采用台式 pH 计和 EC 计测定。

### 1.2.3 指标计算

不同氮处理土壤硫累积矿化量与矿化时间之间的关系采用一级动力学方程进行模拟,即<sup>[11]</sup>:

$$S_t = S_0 [1 - \exp(-kt)]$$

式中, $S_t$  为  $t$  时刻硫累积矿化量 (mg/kg); $S_0$  为硫矿化势 (mg/kg); $k$  为一级动力学常数; $t$  为矿化时间 (d)。

### 1.2.4 数据统计与分析

运用 Origin 8.0 软件对数据进行作图、计算和数学模拟,采用 SPSS 23.0 软件对不同氮处理土壤的硫矿化量和累积矿化量进行单因素方差分析,对土壤硫矿化量与 pH、EC 之间的关系进行 Pearson 相关分析,显著水平设定为  $P=0.05$ 。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同氮处理土壤硫矿化特征

不同培养条件下,不同氮处理土壤的硫矿化量随培养时间均呈相似变化特征(图 1),非淹水条件下不同氮处理土壤硫矿化量的波动变化特征较淹水条件更为明显。四种氮处理土壤的硫矿化量在非淹水条件下整体表现为  $NS3>NS1>NS2>NS0$  ( $P<0.05$ ),且其均于培养第 3 天达到最大值( $NS0$ : 57.88 mg/kg; $NS1$ : 70.56 mg/kg; $NS2$ : 117.62 mg/kg; $NS3$ : 100.68 mg/kg);之后,不同氮处理土壤的硫矿化量均呈较大波动变化。与之相比,淹水条件下不同氮处理土壤的硫矿化量较为接近( $P>0.05$ ),且亦于培养第 3 天取得最大值( $NS0$ : 143.09 mg/kg; $NS1$ : 164.30 mg/kg; $NS2$ : 133.67 mg/kg; $NS3$ : 162.14 mg/kg);之后,其矿化量骤然降低,并均于第 21 天后趋于平稳。比较而言,淹水条件下不同氮处理土壤的硫矿化量在培养初期(0—7 d)明显高于非淹水条件。

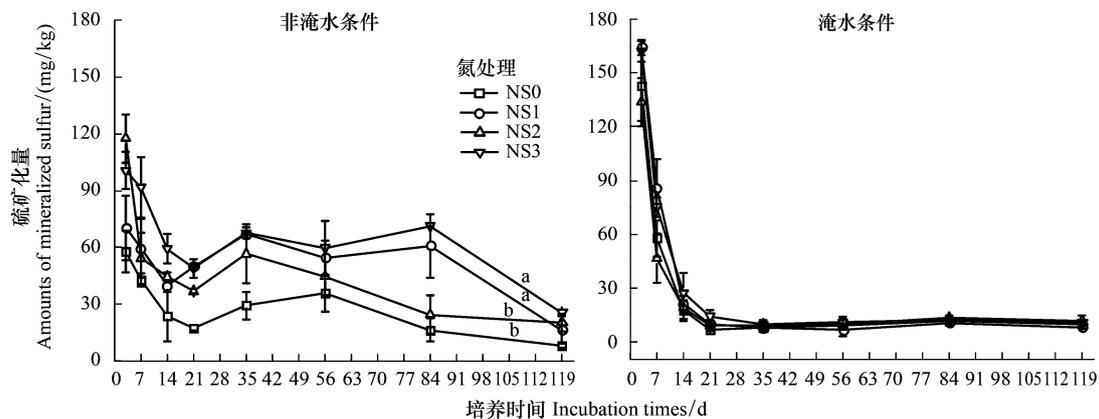


图 1 不同培养条件下各氮处理土壤硫矿化特征

Fig.1 Sulfur mineralization characteristics of soils with different N import treatments under different incubation conditions

NS0: 对照处理下获取的土壤;NS1: 低氮处理下获取的土壤;NS2: 中氮处理下获取的土壤;NS3: 高氮处理下获取的土壤;不同字母表示数据间在  $P<0.05$  水平上差异显著

### 2.2 不同氮处理土壤硫累积矿化特征

连续培养 119 d 后,不同氮处理土壤(NS0、NS1、NS2 和 NS3)在非淹水条件下的硫累积矿化量分别为 233.03、419.99、401.16、526.51 mg/kg,而在淹水条件下分别为 263.52、313.58、251.53 mg/kg 和 322.05 mg/kg。除 NS0 外,其他 3 种氮处理土壤在非淹水条件下的硫累积矿化量整体均高于淹水条件(图 2),且培养 119 d 后,非淹水条件下相同氮处理土壤的硫累积矿化量为淹水条件下相应数值的 1.34 倍(NS1)、1.59 倍(NS2)和 1.63 倍(NS3)(表 2)。尽管如此,淹水条件下 4 种氮处理土壤的硫累积矿化量在培养初期(0—7 d)整体均高于非淹水条件。就相同培养条件而言,不同氮处理土壤的硫累积矿化量在非淹水条件下整体表现为 NS3 最高,NS1 和 NS2 相近,NS0 最低;而在淹水条件下则表现为 NS3 和 NS1 较高且相近,NS0 次之,NS2 最低。不同水分条件下,不同氮处理土壤的硫累积矿化量在 0—14 d 均迅速增加。其中,非淹水条件下不同氮处理土壤(NS0、NS1、NS2 和 NS3)的硫累积矿化量在培养 7 d 后分别为 104.88、133.49、174.75 mg/kg 和 196.09 mg/kg,分别占 119 d 累积矿化量的 45.01%、31.79%、43.56%和 37.24%;培养 14 d 后的硫累积矿化量分别为 126.71、

172.23、218.77 mg/kg 和 254.19 mg/kg, 分别占 119 d 累积矿化量的 54.38%、41.01%、54.53%和48.28%。但在淹水条件下, 不同氮处理土壤(NS0、NS1、NS2 和 NS3) 的硫累积矿化量在培养 7 d 后分别为 203.18、254.11、182.22 mg/kg 和 240.54 mg/kg, 分别占 119 d 累积矿化量的 77.10%、81.04%、72.44%和74.69%; 培养 14 d 后的硫累积矿化量分别为 219.06、272.24、199.93 mg/kg 和 265.77 mg/kg, 分别占 119 d 累积矿化量的 83.13%、86.82%、79.49%、82.52%(表 2)。

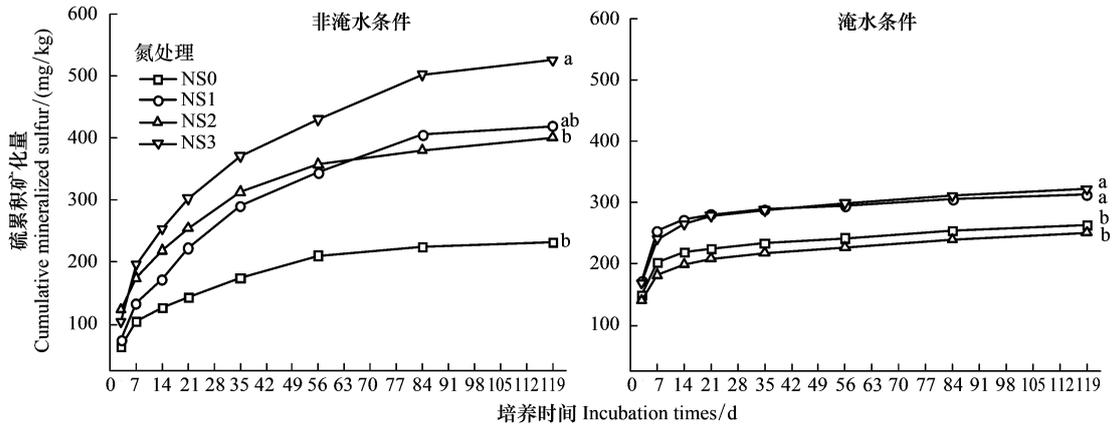


图 2 培养期间不同氮处理土壤硫累积矿化量变化

Fig.2 Variations of cumulative sulfur mineralized in soils with different N import treatments during the incubation experiment

表 2 不同培养阶段的硫矿化量以及其占总矿化量的比例

Table 2 Amounts of mineralized sulfur in different incubation periods and their percentages of the total amount of mineralized sulfur

氮处理 Nitrogen import treatments	硫矿化量/占比 Amounts of mineralized sulfur/ Proportions	0—7 d		0—14 d		0—119 d	
		非淹水条件 Un-flooded	淹水条件 Flooded	非淹水条件 Un-flooded	淹水条件 Flooded	非淹水条件 Un-flooded	淹水条件 Flooded
NS0	矿化量/(mg/kg)	104.88	203.18	126.71	219.06	233.03	263.52
	占有有机硫比例/%	14.00	27.12	16.92	29.24	31.11	35.18
	占总矿化量比例/%	45.01	77.10	54.38	83.13	100.00	100.00
NS1	矿化量/(mg/kg)	133.49	254.11	172.23	272.24	419.99	313.58
	占有有机硫比例/%	18.58	35.36	23.97	37.88	58.44	43.63
	占总矿化量比例/%	31.79	81.04	41.01	86.82	100.00	100.00
NS2	矿化量/(mg/kg)	174.75	182.22	218.77	199.93	401.16	251.53
	占有有机硫比例/%	20.87	21.77	26.13	23.88	47.92	30.05
	占总矿化量比例/%	43.56	72.44	54.53	79.49	100.00	100.00
NS3	矿化量/(mg/kg)	196.09	240.54	254.19	265.77	526.51	322.05
	占有有机硫比例/%	18.67	22.90	24.20	25.30	50.12	30.66
	占总矿化量比例/%	37.24	74.69	48.28	82.52	100.00	100.00

### 2.3 不同氮处理土壤硫矿化势

不同水分条件下, 不同氮处理土壤的硫累积矿化量与矿化时间均符合一级动力学方程(表 3)。随着培养时间的延长, 不同氮处理土壤中的硫矿化量均逐渐降低。不同水分条件下土壤硫矿化势( $S_0$ )除 NS0 相差不大外, 其他 3 种氮处理土壤(NS1、NS2 和 NS3)均表现为非淹水条件大于淹水条件。就相同水分条件而言, 不同氮处理土壤的硫矿化势( $S_0$ )在非淹水条件下表现为 NS3>NS1>NS2>NS0, 在淹水条件下则表现为 NS3>NS1>NS0>NS2(表 3), 说明高氮处理下湿地土壤具有最高的供硫潜势。

表 3 不同氮处理土壤硫矿化势( $S_0$ )和矿化速率常数( $k$ )Table 3 Potentially mineralizable sulfur pool ( $S_0$ ) and sulfur mineralization rate constants ( $k$ ) in soils with different N import treatments

氮处理 Nitrogen import treatments	非淹水条件 Un-flooded			淹水条件 Flooded		
	$S_0$ /(mg/kg)	$k$	$R^2$	$S_0$ /(mg/kg)	$k$	$R^2$
NS0	219.99	0.0624	0.895	240.38	0.2923	0.822
NS1	413.10	0.0384	0.969	294.35	0.2824	0.921
NS2	374.35	0.0672	0.893	224.84	0.2765	0.741
NS3	497.42	0.0484	0.940	296.56	0.2518	0.871

### 3 讨论

#### 3.1 外源氮输入条件下湿地土壤硫矿化特征

不同水分条件下,不同氮处理土壤的硫矿化特征可能与培养过程中 pH 和 EC 的变化有关(图 3)。相关分析表明,淹水条件下 NS0 的硫矿化量与 pH 呈显著负相关( $P<0.05$ ),而 4 种氮处理土壤的硫矿化量均与 EC 呈极显著正相关( $P<0.01$ );非淹水条件下,仅 NS2 和 NS3 的硫矿化量与 EC 呈显著正相关( $P<0.05$ )(表 4)。大多数研究表明硫矿化与 pH 的相关性不显著<sup>[5,18-19]</sup>,而 Tabatabai 和 Al-Khafaji 的研究发现硫矿化与 pH 呈显著负相关<sup>[20]</sup>,这与本研究上述相关结果相近。本研究中,不同氮处理土壤的硫矿化量在非淹水条件下整体表现为 NS3>NS1>NS2>NS0( $P<0.05$ ),在淹水条件下则较为接近( $P>0.05$ ),而这可能与培养过程中土壤 EC 的变化有关。据图 3 可知,不同氮处理土壤的 EC 在非淹水条件下表现为 NS3>NS1>NS2>NS0,而在淹水条件下则变化不大。另外,不同水分条件下不同氮处理土壤硫矿化量均在培养第 3 天取得最大值,这一方面可能与培养初期土壤中可矿化的有机硫含量较高有关。相关研究也得到类似结论。迟凤琴等(2008)关于东北黑

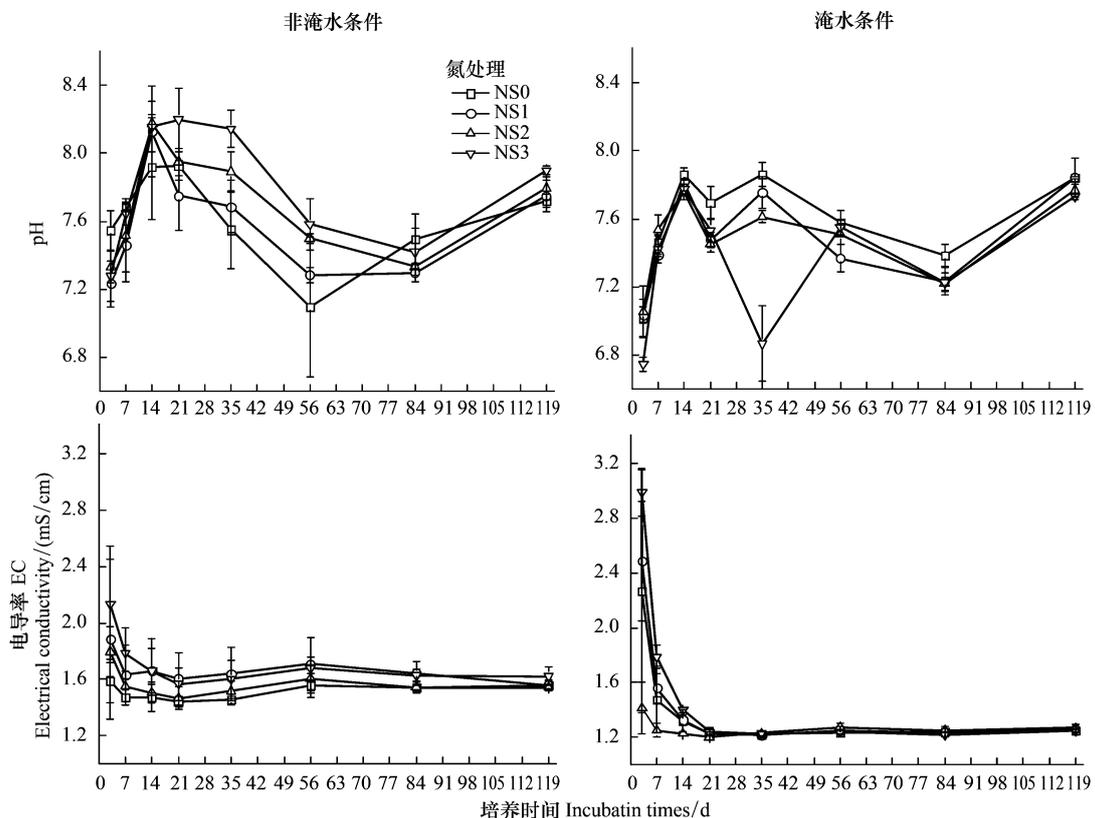


图 3 不同培养条件下各氮处理土壤 pH 和 EC 变化

Fig.3 Variations of pH and EC in soils with different N import treatments under different incubation conditions

土有机硫矿化的研究表明,培养前4周的有机硫矿化量远大于其后期的矿化量,占整个培养过程(14周)累积矿化量的50%—62%<sup>[7]</sup>。褚磊等在对土壤有机硫矿化的研究综述中亦指出,在开放系统中,土壤有机硫在培养初期可大量矿化<sup>[21]</sup>。另一方面,土壤微生物群落及其活性也是导致硫大量矿化的重要原因。本研究中,不同氮处理土壤的EC值均在培养初期最高(图3),而相对应土壤的硫矿化量在培养初期也最大,这可能与培养初期土壤中一些耐高盐分微生物的活性较强有关。现有研究的确发现,河口盐沼土壤中有一些适应盐碱环境的微生物,特别是嗜盐菌的数量较高<sup>[22]</sup>。因此,培养初期一些耐高盐分微生物的较强活性在一定程度上可能促进了土壤硫的矿化。

除NS0外,NS1、NS2和NS3的硫累积矿化量均表现为非淹水条件>淹水条件,说明非淹水条件下的土壤具有更大的潜在供硫能力。这一结果与李新华等对三江平原小叶章湿地土壤硫矿化的研究结果相近<sup>[14]</sup>。值得注意的是,培养初期(尤其在0—14d),淹水条件下4种氮处理土壤的硫矿化量整体均高于非淹水条件,原因可能与培养初期淹水条件下的土壤水分更适宜于有机硫矿化有关。已有研究表明,中等水分状况(60%WFPS)被认为是SOC分解的最佳水分条件<sup>[23-24]</sup>,而Gharmakher和Ghani等研究指出,有机硫的矿化大多来源于与C结合形成的碳键硫,碳键硫可以转变为酯键硫,然后再矿化<sup>[6,25]</sup>。因此,相较于非淹水条件,培养初期淹水条件下的土壤含水量可能更有利于土壤硫的矿化,由此导致其累积矿化量整体要高于非淹水条件。然而,随着培养的进行,长期淹水条件可能使得土壤含水量超过最适宜范围并处于饱和状态,进而导致微生物活性降低,硫矿化减弱。本研究还表明,不同水分条件下NS0的硫矿化势( $S_0$ )表现为淹水条件(240.384 mg/kg)大于非淹水条件(219.986 mg/kg),这可能主要与淹水条件下土壤中发生的硫驱动下的自养反硝化作用有关。在厌氧或淹水条件下,硝酸盐通常被化学反硝化作用和异养硝酸盐菌快速消耗<sup>[26]</sup>。然而,当从硫酸盐还原区扩散出的硫化物与硝酸盐或亚硝酸盐共存时,化能自养菌又可将硝酸盐或亚硝酸盐的还原与硫化物的氧化结合起来( $5HS^- + 8NO_3^- + 3H^+ \rightarrow 5SO_4^{2-} + 4N_2 + 4H_2O$ ;  $3HS^- + 8NO_2^- + 5H^+ \rightarrow 3SO_4^{2-} + 4N_2 + 4H_2O$ )<sup>[27]</sup>。因此,相对于非淹水条件,淹水条件下NS0中硫驱动自养反硝化作用的进行可能产生更多的 $SO_4^{2-}$ ,由此使得其硫矿化势相对较高。

表4 不同氮处理土壤硫矿化量与pH和EC的相关关系

Table 4 Correlations between sulfur mineralized amount and pH (or EC) in soils with different N import treatments

培养条件 Incubations	NS0		NS1		NS2		NS3	
	pH	EC/ (mS/cm)	pH	EC/ (mS/cm)	pH	EC/ (mS/cm)	pH	EC/ (mS/cm)
非淹水条件 Un-flooded	-0.353	0.259	-0.580	0.599	-0.347	0.840**	-0.597	0.742*
淹水条件 Flooded	-0.823*	0.990**	-0.637	0.973**	-0.669	0.904**	-0.558	0.994**

EC:电导率 Electrical conductivity; \*为 $P<0.05$ ; \*\*为 $P<0.01$

不同氮处理土壤的硫累积矿化量及矿化势( $S_0$ )在非淹水条件下表现为 $NS3>NS1 \approx NS2>NS0$ ,而在淹水条件下表现为 $NS3 \approx NS1>NS0>NS2$ 。就非淹水条件下而言,不同氮输入处理均有利于土壤硫的矿化,即土壤中的氮含量越高,其累积矿化量越高,土壤潜在的供硫能力越强。但这一机制在淹水条件下则发生明显改变,主要表现为NS2的累积矿化量及矿化势不但低于NS3和NS1,而且还低于NS0,原因与淹水培养过程中的厌氧条件可能更有利于土壤中由微生物参与的生物反硝化作用<sup>[28]</sup>以及由Fe、Mn等导致的化学反硝化作用的进行有关<sup>[29]</sup>。正是由于厌氧条件下土壤中的氮通过反硝化作用以气态( $N_2O$ 和 $N_2$ )形式从土壤中损失,才使得存留在土壤中的氮含量减少,最终导致其对硫矿化的促进作用减弱。已有研究表明,不同氮处理下土壤反硝化速率(以 $N_2O$ 排放通量表征)与氮输入量之间并非线性关系<sup>[30]</sup>,当输氮量未达到该临界值时,反硝化速率不断增加;当到达该临界值后,则取得最高值;超过该临界值后,反硝化速率反而降低<sup>[30]</sup>。这一结论可用于解释中氮( $N_2$ )处理下的土壤硫累积矿化量及矿化势甚至低于对照处理( $N_0$ )的研究结果,即中氮处理可能处于本研究氮输入的临界值范围。在该处理下,土壤反硝化作用进行的可能更为强烈,土壤中的氮以气态形式损失最多,由此使得土壤中剩余的氮甚至低于 $N_0$ 处理,进而使得其对硫矿化的促进作用大大减弱。

3.2 本研究与国内相关研究对比

本研究将得到的土壤硫矿化势( $S_0$ )与国内相关研究数据进行了统计与对比,结果如图 4 所示。据图可知,除少数研究结果外,可将大部分研究结果大致划分为三组(图中以 A、B、C 标注),每一组包含的硫矿化势信息在很大程度上取决于不同类型土壤的理化性质(如 pH、有机碳、TS 和有机硫),而不同类型土壤理化性质的差异又主要取决于土壤成土母质的差异。图 4 中 A 组包括的土壤类型主要为红壤、水稻土、紫色土和黑土。红壤的母质基础有花岗岩母质、砂页岩母质和第四纪红色母质等,其  $S_0$  范围为 37.8—133 mg/kg;水稻土的母质基础为花岗岩母质、砂页岩母质、紫砂岩母质和第四纪红土母质等,其  $S_0$  范围为 62.84—126.4 mg/kg;紫色土的母质基础主要为紫砂岩母质,其  $S_0$  介于 62.76—63.65 mg/kg 之间;黑土的母质基础有石灰岩、玄武岩、第三纪河湖相沉积物以及近代河流沉积物等,但以石灰性母质为主,其  $S_0$  范围为 12—71.3 mg/kg。图 4 中 B 组包括的土壤类型主要为冲积土、褐土和栗钙土。冲积土是河流两岸基岩及其上部覆盖的松散物质被河流流水剥蚀后搬运、沉积在河床较平缓地带形成的沉积物,样品来自河北省,其  $S_0$  介于 16—18 mg/kg 之间;褐土多发育于碳酸盐母质上,样品来自北京,其  $S_0$  介于 51.2—72.1 mg/kg 之间;栗钙土的成土母质为第四纪黄土母质,样品来自青海省,其  $S_0$  介于 89—131.3 mg/kg 之间。图 4 中 C 组包括的土壤类型主要为黄土和滨海盐土。黄土来自陕西省,其  $S_0$  介于 246.3—266 mg/kg 之间;滨海盐土即为本研究区的土壤类型,主要是由黄河携带大量泥沙(大多来源于黄土高原)在河海相互作用下冲积而成的,成土母质主要源于黄土母质,故其  $S_0$  值(219.99—240.38 mg/kg)与黄土较为接近。与 A—C 组中的土壤类型不同,图中棕壤的成土母质多为花岗岩、

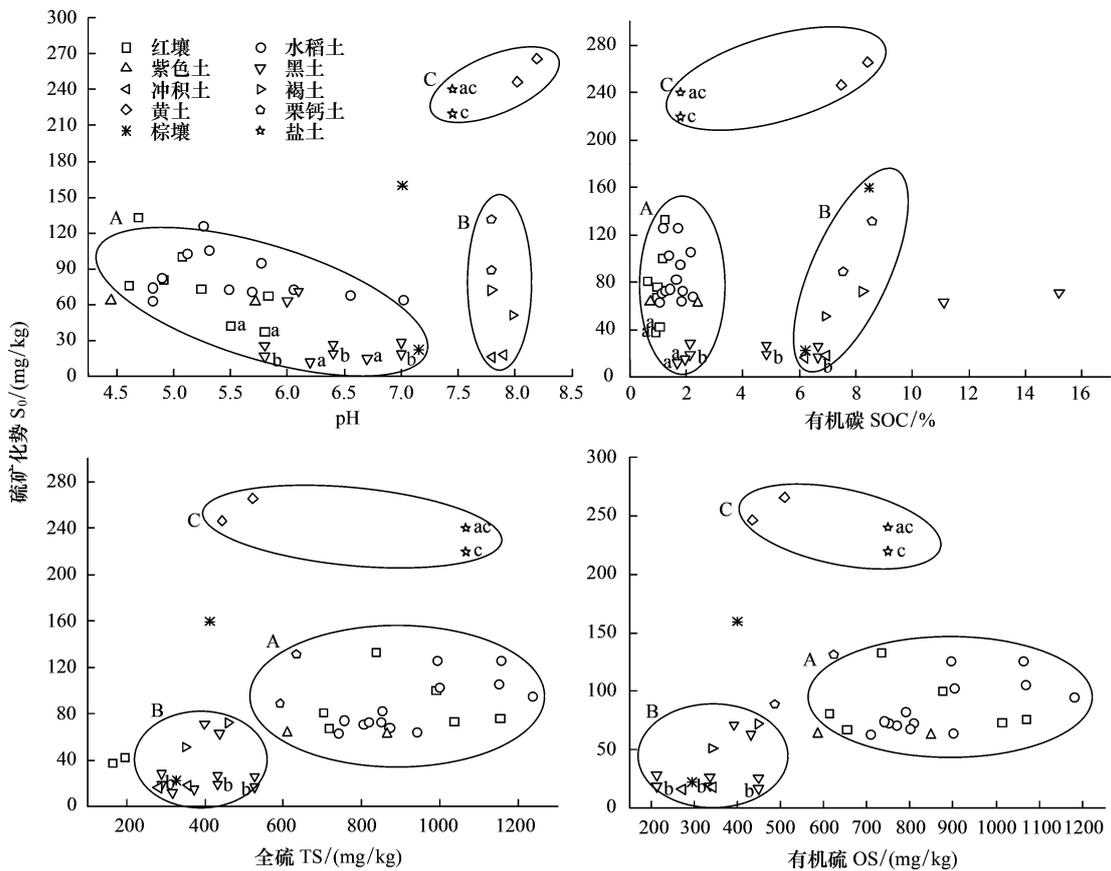


图 4 本研究与中国不同类型土壤硫矿化势 ( $S_0$ )<sup>[2-4,8]</sup> 对比

Fig.4 Comparison of potentially mineralizable sulfur pool ( $S_0$ ) in different soil types of China

标注 a 表示淹水条件,未标注 a 表示非淹水条件;标注 b 表示培养温度为 20℃,标注 c 表示培养温度为 25℃,未标注 b 和 c 的培养温度均为 30℃;图中☆表示本研究区域土壤(盐土,母质为黄土)

片麻岩及砂页岩的残积坡积物,或厚层洪积物,样品来自山东省,其  $S_0$  介于 22.1—159.7 mg/kg 之间。由此可见,土壤母质基础是影响土壤硫矿化势的关键因素。

由于本研究的培养土壤均采自滨岸高潮滩,生长季内地表通常无积水,且土壤含水量也不高(13.75%—40.13%),故非淹水条件下的硫矿化实验结果更接近于研究样地的实际情况。在未来黄河口氮负荷增加情况下,土壤氮含量状况将会发生较大改变,而这将会促进土壤硫的矿化,进而可在一定程度上提高土壤的潜在供硫能力。但在淹水条件下,不同氮处理土壤有机硫的矿化实验结果可用于评估研究样地的一些极端情况,即当研究样地受到强降水、大潮或风暴潮影响而使得湿地土壤处于短期滞水状态时,不同氮处理土壤的潜在供硫能力将发生明显降低,特别是中氮输入( $N_2$ )条件下土壤供硫潜势的降幅最为明显。

#### 参考文献(References):

- [ 1 ] Kopriva S, Talukdar D, Takahashi H, Hell R, Sirko A, D'Souza S F, Talukdar T. Editorial: frontiers of sulfur metabolism in plant growth, development, and stress response. *Frontiers in Plant Science*, 2016, 6: 1220.
- [ 2 ] Zhou W, Li S T, Wang H, He P, Lin B. Mineralization of organic sulfur and its importance as a reservoir of plant-available sulfur in upland soils of north China. *Biology and Fertility of Soils*, 1999, 30(3): 245-250.
- [ 3 ] Zhou W, He P, Li S T, Lin B. Mineralization of organic sulfur in paddy soils under flooded conditions and its availability to plants. *Geoderma*, 2005, 125(1/2): 85-93.
- [ 4 ] 胡正义, 曹志洪. 我国南方地区典型土壤有机硫矿化速率及供硫潜力研究. *中国农业科学*, 1999, 32(6): 69-74.
- [ 5 ] Riffaldi R, Saviozzi A, Cardelli R, Cipolli S, Levi-Minzi R. Sulphur mineralization kinetics as influenced by soil properties. *Biology and Fertility of Soils*, 2006, 43(2): 209-214.
- [ 6 ] Gharmakher H N, Machel J M, Beaudoin N, Recous S. Estimation of sulfur mineralization and relationships with nitrogen and carbon in soils. *Biology and Fertility of Soils*, 2009, 45(3): 297-304.
- [ 7 ] Carciochi W D, Mateos J, Divito G A, Inchauspe F M, Rozas H R S. Sulfur mineralization: a key process for diagnosing its deficiency in Wheat. *Soil Science Society of America Journal*, 2019, 83(5): 1553-1563.
- [ 8 ] 迟凤琴, 张玉龙, 汪景宽, 魏丹, 周宝库, 张喜林. 东北黑土有机硫矿化动力学特征及其影响因素. *土壤学报*, 2008, 45(2): 288-295.
- [ 9 ] Wyngaard N, Cabrera M L. Measuring and estimating sulfur mineralization potential in soils amended with poultry litter or inorganic fertilizer. *Biology and Fertility of Soils*, 2015, 51(5): 545-552.
- [ 10 ] 鲁豫. 长期施肥棕壤有机硫矿化动力学特征及影响因素的研究[D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2018.
- [ 11 ] Reddy K S, Singh M, Swarup A, Rao A S, Singh K N. Sulfur mineralization in two soils amended with organic manures, crop residues, and green manures. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2002, 165(2): 167-171.
- [ 12 ] Blum S C, Lehmann J, Solomon D, Caires E F, Alleoni L R F. Sulfur forms in organic substrates affecting S mineralization in soil. *Geoderma*, 2013, 200-201: 156-164.
- [ 13 ] Kaur J, Cihacek L J, Chatterjee A. Estimation of nitrogen and sulfur mineralization in soils amended with crop residues contributing to nitrogen and sulfur nutrition of crops in the North Central U.S. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2018, 49(18): 2256-2266.
- [ 14 ] 李新华, 刘景双, 朱振林, 张锡金. 三江平原小叶章湿地土壤有机硫矿化特征研究. *山东农业科学*, 2008, (9): 42-45.
- [ 15 ] 2010-2017 年中国海洋生态环境状况公报. 中国海洋信息网. <http://www.nmdis.org.cn/hygh/zgghyhzlgb/>
- [ 16 ] 潼超普, 颜晓元. 基于氮排放数据的中国大陆大气氮素湿沉降量估算. *农业环境科学学报*, 2010, 29(8): 1606-1611.
- [ 17 ] 段雷, 郝吉明, 谢绍东, 周中平. 用稳态法确定中国土壤的硫沉降和氮沉降临界负荷. *环境科学*, 2002, 23(2): 7-12.
- [ 18 ] Jalali M, Mahdavi S, Ranjbar F. Nitrogen, phosphorus and sulfur mineralization as affected by soil depth in rangeland ecosystems. *Environmental Earth Sciences*, 2014, 72(6): 1775-1788.
- [ 19 ] Karyotis T, Mitsimponas T, Tziouvalakas M, Noulas C. Net nitrogen and sulfur mineralization in mountainous soils amended with indigenous plant residues. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2006, 37(15/20): 2805-2817.
- [ 20 ] 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.
- [ 21 ] 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.
- [ 22 ] Wang Z Y, Xin Y Z, Gao D M, Li F M, Morgan J, Xing B S. Microbial community characteristics in a degraded wetland of the Yellow River Delta. *Pedosphere*, 2010, 20(4): 466-478.
- [ 23 ] Oberbauer S F, Gillespie C T, Cheng W, Gebauer R, Serra A S, Tenhunen J D. Environmental effects on  $CO_2$  efflux from riparian tundra in the

- northern foothills of the Brooks Range, Alaska, USA. *Oecologia*, 1992, 92(4): 568-577.
- [24] Jassal R S, Black T A, Novak M, Gaumont-Guay D, Nescic Z. Effect of soil water stress on soil respiration and its temperature sensitivity in an 18-year-old temperate Douglas-fir stand. *Global Change Biology*, 2008, 14(6): 1305-1318.
- [25] Ghani A, McLaren R G, Swift R S. Sulphur mineralisation and transformations in soils as influenced by additions of carbon, nitrogen and Sulphur. *Soil Biology and Biochemistry*, 1992, 24(4): 331-341.
- [26] Wu S B, Kuschik 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.
- [27] Mahmood Q, Zheng P, Hayat Y, Jin R C. Effects of nitrite to sulfide ratios on the performance of anoxic sulfide oxidizing reactor. *Arabian Journal for Science and Engineering*, 2009, 34(1A): 45-54.
- [28] Rückauf U, Augustin J, Russow R, Merbach W. Nitrate removal from drained and reflooded fen soils affected by soil N transformation processes and plant uptake. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(1): 77-90.
- [29] 孙文广, 孙志高, 甘卓亭, 孙万龙, 王伟. 黄河口不同恢复阶段湿地土壤  $N_2O$  产生的不同过程及贡献. *环境科学*, 2014, 35(8): 3110-3119.
- [30] Liu L L, Greaver T L. A review of nitrogen enrichment effects on three biogenic GHGs: the  $CO_2$  sink may be largely offset by stimulated  $N_2O$  and  $CH_4$  emission. *Ecology Letters*, 2009, 12(10): 1103-1117.