

# 不同电子受体及盐分输入对河口湿地 土壤甲烷产生潜力的影响

曾从盛, 王维奇, 全 川

(福建师范大学亚热带湿地研究中心, 生态地理过程福建省高校重点实验室,  
亚热带资源与环境省重点实验室, 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007)

**摘要:** 对闽江河口芦苇 (*Phragmites australis*) 湿地土壤甲烷产生潜力及电子受体 (硝酸盐, 三价铁和硫酸盐) 及盐分 (氯化钠) 输入对其的影响进行了厌氧培养实验及测定。结果表明, 芦苇湿地土壤甲烷产生潜力范围是  $0.0202 \sim 0.0871 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ,  $0 \sim 10 \text{ cm}$  土壤甲烷产生潜力最大; 电子受体及盐分的输入对土壤甲烷产生潜力具有抑制作用, 3 种电子受体对甲烷产生潜力抑制程度从大到小为硝酸盐 > 三价铁 > 硫酸盐, 不同浓度硝酸盐与三价铁添加后甲烷产生潜力与对照土壤差异显著 ( $P < 0.05$ ), 而硫酸盐与盐分的添加抑制作用不显著, 对于每一种电子受体及盐分其不同浓度处理对甲烷产生潜力的影响差异也不明显 ( $P > 0.05$ )。

**关键词:** 电子受体; 盐分; 河口湿地土壤; 甲烷产生

文章编号: 1000-0585(2008)06-1321-10

## 1 引言

甲烷因其具有较高的单分子增温潜势, 使之成为影响全球变暖的最为敏感的温室气体之一<sup>[1]</sup>。当前, 国内外开展的湿地甲烷排放研究多集中在北半球中高纬度地区且以人工湿地水稻田居多<sup>[2~7]</sup>, 而在亚热带低纬度地区对感潮河口湿地的研究甚少。甲烷排放是甲烷产生、氧化、传输与释放过程综合作用的结果。其中, 甲烷的产生是甲烷排放的第一步, 也是甲烷排放的先决条件, 但相关研究成果却较少<sup>[8,9]</sup>。因此, 加强湿地甲烷产生的研究意义重大。甲烷产生的影响因子研究是甲烷产生研究领域的主要方向之一, 已有研究主要是对湿地植物的初级生产力、水位、温度、土壤有机质、氧化还原电位、土壤含水量等控制湿地甲烷产生的因子进行探讨<sup>[10~12]</sup>, 而对甲烷产生菌与可选择电子受体还原菌间对湿地有机底物的竞争机理尚不清楚<sup>[13,14]</sup>。在电子受体比较丰富的湿地中, 电子受体的还原菌有效地抑制了甲烷产生菌的活性, 甲烷的产生率和排放率都较低。电子受体还原过程是一种非甲烷产生的有机碳氧化途径, 在不同湿地中的作用已经超过了甲烷产生途径<sup>[13]</sup>。

关于电子受体输入对甲烷产生的影响研究, 国外开展的工作相对较多, 且主要集中在人工湿地水稻田土壤的研究<sup>[13,14]</sup>, 而关于天然湿地的研究相对较少<sup>[15]</sup>, 在国内该领域的研究甚少, 只见卢昌义等<sup>[16]</sup>对海南红树林湿地土壤在某些电子受体添加后甲烷产生潜力

收稿日期: 2008-05-09; 修订日期: 2008-08-22

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (40671174); 福建省自然科学基金资助项目 (2006J0128); 福建省自然地理学重点学科项目资助

作者简介: 曾从盛 (1954), 男, 福建宁化人, 研究员, 博士生导师。主要从事湿地生物地球化学循环研究。

E-mail: zjcszeng@pub5.fz.fj.cn

进行了初步探究。盐分对潮汐湿地甲烷产生也有着深刻的影响，国外的研究主要是探讨原位盐度梯度变化对甲烷排放的影响<sup>[17, 18]</sup>，而我国学者卢昌义等<sup>[16]</sup>对室内模拟盐分输入条件下的甲烷产生潜力进行了初步探究。作为典型河口区的闽江河口深受潮汐影响，引起电子受体及盐分输入<sup>[19]</sup>，从而改变土壤理化性质，直接或间接地影响甲烷的产生潜力，但对天然湿地甲烷产生造成的影响有多大，还是个未知数。

## 2 材料与方法

### 2.1 研究区域与采样点

研究区域为闽江河口区面积最大的鳝鱼滩湿地，呈东西向弯曲长条状分布，是闽江水流自上游搬运泥沙在入海口水道淤积而形成的河口湿地，面积为 3120 hm<sup>2</sup>。闽江河口气候温暖湿润，平均年降水日数 153 d，平均年降水量 1346 mm，降水多发生在 3~ 9 月<sup>[20]</sup>。潮汐属半日潮，水源包括天然降水、河水和潮水。从潮上带到潮下带植被依次分布为芦苇、短叶茳芏 (*Cyoeus malaccensis*) 和蔗草 (*Scirpus triqueter*)。采样点位于鳝鱼滩中部的河口芦苇湿地 (图 1)，样地土壤为沼泽土，12 月份样地土壤孔隙水 (0~ 10 Fig 1 Map of the study area and the sampling site 和 10~ 30 cm) 中 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 含量分别为 250mg·l<sup>-1</sup> 和 395 mg·l<sup>-1</sup>，潮水中 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 含量为 714 mg·l<sup>-1</sup>，其他电子受体及土壤性质见表 1。

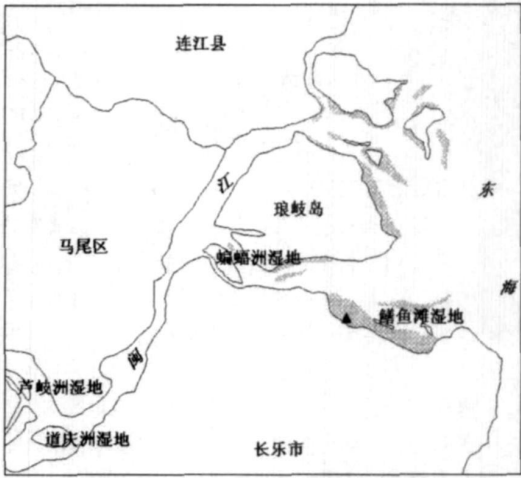


图 1 研究样地和采样点位置图

Fig 1 Map of the study area and the sampling site

表 1 闽江河口鳝鱼滩芦苇湿地土壤性质<sup>①</sup>

Tab 1 Soil properties of <i>Phragmites australi</i> marsh from Ed-beach of the Minjiang River Estuary	0~ 5cm	5~ 10cm	10~ 15cm	15~ 20cm	20~ 25cm	25~ 30cm	30~ 35cm	35~ 40cm
全碳 (g·kg <sup>-1</sup> )	16.73	15.78	15.74	17.02	17.10	16.53	18.32	18.10
全氮 (g·kg <sup>-1</sup> )	1.76	1.70	1.68	1.73	1.67	1.55	1.72	1.66
全磷 (g·kg <sup>-1</sup> )	0.77	0.59	0.48	0.51	0.49	0.80	0.71	0.66
全钾 (g·kg <sup>-1</sup> )	40.53	36.84	41.01	40.18	34.01	31.34	39.24	25.91
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg·kg <sup>-1</sup> )	2.95	2.50	3.45	2.88	5.66	3.11	8.96	2.49
pH 值	6.45	6.54	6.50	6.42	6.46	6.45	6.47	6.51
盐度 (ms·cm <sup>-1</sup> )	3.82	3.14	3.41	3.85	3.82	3.91	4.57	4.16

### 2.2 甲烷产生潜力测定方法

2007 年 3 月，在河口芦苇样地用长 100 cm，内径 5 cm 不锈钢土壤采样器采集 0~ 40 cm 土样，取样间隔为 5 cm，每层 3 个重复，将同一层土样放入一个塑料袋，密封带回实验室。取回鲜土风干研磨<sup>[8]</sup>，过 100 目筛子，实验待用。

取 3 g 河口芦苇湿地土壤放入 18 ml 培养瓶，加蒸馏水，而做电子受体和盐分输入实验的培养瓶内加入相应培养液 [NaNO<sub>3</sub>、FeCl<sub>3</sub>、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>、NaCl 浓度分别为 4、8、12 mmol/L]<sup>[16]</sup>，使水土体积比为 2:1，氮气冲洗 2 min，每个培养样品 3 个重复。样品在 30

<sup>①</sup>C、N、P、K、pH 值和盐度为干土测定值。

℃(甲烷产生菌最适温度中间值)下连续培养5d(甲烷产生潜力最大值出现时间),期间用微型注射器(1ml)抽取上部空间的气体进行浓度分析2~3次。

2.3 甲烷气样的分析

不同培养样品所产生的甲烷气体采用岛津GG-2010气相色谱仪分析。甲烷检测器为FID(氢焰离子化检测器),载气为氮气,流速20 ml/min,氢气为燃气,流速为47 ml/min,空气为助燃气,流速为400 ml/min,检测器温度为130℃,分离柱温度为60℃。

2.4 甲烷产生潜力的计算公式

甲烷产生潜力采用下式<sup>[8]</sup>计算:

P = \frac{dc}{dt} \cdot \frac{V\_H}{W\_s} \cdot \frac{MW}{MV} \cdot \frac{T\_s}{T\_s + T}

式中P为甲烷产生潜力,单位为μg/g(干重)·d;dc/dt为培养瓶内气相甲烷浓度单位时间的变化,单位为mg/g·d;V<sub>H</sub>为培养瓶内上部空间体积,单位为L;W<sub>s</sub>为干土重,单位为g;MW为甲烷的分子量,单位为g;MV为标准状态下1mol气体的体积,单位为L;T为培养温度,单位为K,T<sub>s</sub>为标准温度,单位为K。

2.5 统计分析方法

用EXCEL 2003对原始数据进行潜力均值及标准偏差的计算,而后用SPSS13.0 One-Way ANOVA分析不同土壤层次以及不同电子受体及盐分输入条件下的甲烷产生潜力的差异,差异显著与否主要是基于在0.05显著性水平下进行检验,当统计量P值大于显著性水平时差异不显著,若小于显著性水平时,则差异显著。

3 结果分析<sup>①</sup>

3.1 土壤甲烷产生潜力

闽江河口芦苇湿地土壤甲烷产生潜力见图2,甲烷产生潜力范围是0.0202~0.0871 μg·g<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>,整个剖面平均甲烷产生潜力为0.0378±0.0239 μg·g<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>,本研究发现0~40cm土壤甲烷产生潜力从大到小为(0~5 cm)>(5~10 cm)>(25~30 cm)>(30~35 cm)>(15~20 cm)>(20~25 cm)>(10~15 cm)>(35~40 cm),0~5 cm土壤甲烷产生潜力最高,并与其他土壤层次甲烷产生潜力具有显著的差异(P<0.05),该层甲烷产生量可达到0~40 cm土层总甲烷产生量的28.8%,5~10 cm甲烷产生潜力其次,也与各个土壤层次间存在差异(P<0.05),该层甲烷产生量可达到0~40 cm土层总甲烷产生量的20.4%,0~10 cm甲烷产生量占0~40 cm甲烷产生量的49.2%。10~40 cm土层甲烷产生潜力也具有一定的变化模式,但是彼此之间的差异不显著(P>0.05)。

3.2 外源电子受体添加后土壤甲烷产生潜力

3.2.1 硝酸盐添加后土壤甲烷产生潜力 对不同浓度硝酸盐添加,甲烷产生潜力培养结

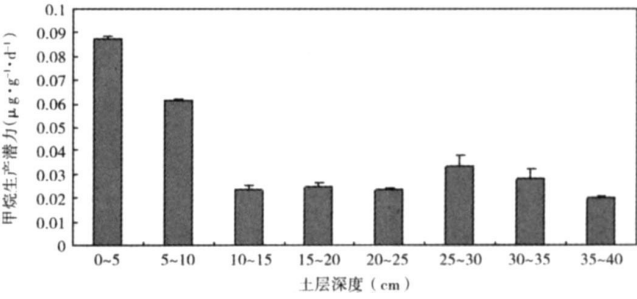


图2 河口芦苇湿地土壤甲烷产生潜力

Fig 2 Methane production potential of estuarine *Phragmites australis* marsh soil

①结果分析中数据图误差为所测得数据的标准偏差。

果见图 3, 硝酸盐的添加明显抑制了甲烷的产生, 各种浓度水平处理下甲烷产生潜力均与对照土壤甲烷产生潜力间具有显著差异( $P < 0.05$ )。随着添加浓度的增加甲烷产生潜力逐渐降低, 但不同土壤层次对硝酸盐浓度添加的响应规律不一致。0~ 5、30~ 35 cm 土壤表现为, 随着添加硝酸盐浓度的增加, 甲烷产生潜力减少的数量逐渐降低, 对 4 mmol/L 硝酸盐添加的响应最为敏感; 5~ 30cm 土壤表现为, 添加硝酸盐浓度从 4 mmol/L 增加至 8 mmol/L 时, 甲烷产生潜力的减少量逐渐降低, 而从 8 mmol/L 增加至 12 mmol/L 的硝酸盐浓度时, 甲烷产生潜力的减少量逐渐增加, 可见, 甲烷产生潜力对 8 mmol/L 硝酸盐浓度的添加最不敏感; 35~ 40 cm 土壤表现为, 随着硝酸盐浓度从 4 mmol/L 增加至 12 mmol/L 时, 甲烷产生潜力减少量逐渐增加, 对 12 mmol/L 硝酸盐添加的响应最为敏感。3 种处理水平下, 甲烷产生潜力的受抑制程度差异性不显著 ( $P > 0.05$ )。

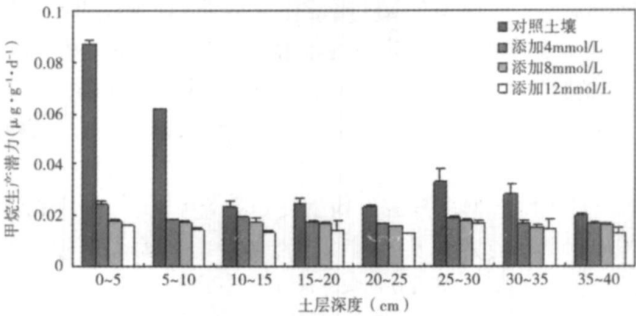


图 3 硝酸盐添加河口芦苇湿地土壤甲烷产生潜力

Fig 3 Methane production potential of adding nitrate from estuarine *Phragmites australis* marsh soil

3 2 2 三价铁添加后土壤甲烷产生潜力 对不同浓度三价铁添加, 甲烷产生潜力培养结果见图 4, 三价铁的添加抑制了甲烷的产生, 不同浓度水平处理下甲烷产生潜力与对照土壤甲烷产生潜力间具有显著差异 ( $P < 0.05$ )。随着添加浓度的增加甲烷产生潜力逐渐降低, 但不同土壤层次对三价铁浓度添加的响应规律不一致。0~ 10、20~ 25、35~ 40 cm 土壤表现为, 添加三价铁浓度从 4 mmol/L 增加至 8 mmol/L 时, 甲烷产生潜力的减少量逐渐降低, 而从 8 mmol/L 增加至 12 mmol/L 的三价铁浓度时, 甲烷产生潜力的减少量逐渐增加。可见, 对 8 mmol/L 三价铁浓度的添加最不敏感; 10~ 15 cm 土壤表现为, 随着三价铁浓度从 4 mmol/L 增加至 8 mmol/L 时, 甲烷产生潜力的减少量逐渐增加, 而从 8 mmol/L 增加至 12 mmol/L 甲烷产生潜力的减少量逐渐降低, 对 8 mmol/L 三价铁浓度

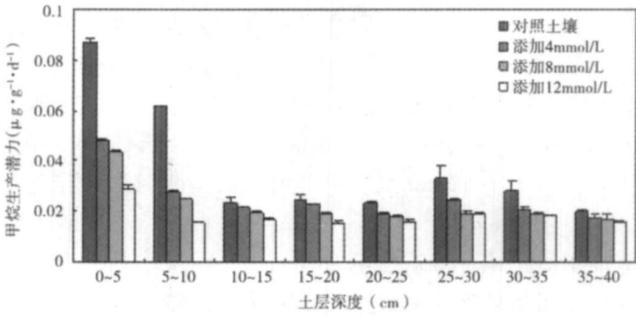


图 4 三价铁添加河口芦苇湿地土壤甲烷产生潜力

Fig 4 Methane production potential of adding ferric from estuarine *Phragmites australis* marsh soil

的添加的响应最为敏感; 15~ 20 cm 土壤表现为, 随着三价铁添加浓度的增加甲烷产生潜力的减少量逐渐增加, 对 12 mmol/L 三价铁浓度的添加的响应最为敏感; 25~ 35 cm 土壤表现为, 随着添加三价铁浓度的增加, 甲烷产生潜力减少的数量逐渐降低, 表现为甲烷产生对 4 mmol/L 三价铁浓度的添加的响应最为敏感。3 种处理水平下, 甲烷产生潜力的受抑制程度差异不显著 ( $P> 0.05$ )。

**3.2.3 硫酸盐添加后土壤甲烷产生潜力** 对不同浓度硫酸盐添加, 甲烷产生潜力培养结果见图 5, 硫酸盐的添加抑制了甲烷的产生, 各种浓度水平处理下甲烷产生潜力与对照土壤甲烷产生潜力间差异均不显著 ( $P> 0.05$ )。随着添加浓度的增加甲烷产生潜力逐渐降低, 但不同土壤层次对硫酸盐浓度添加的响应规律不一致。0~ 5、15~ 20、20~ 40 cm 土壤表现为, 随着硫酸盐浓度从 4 mmol/L 增加至 8 mmol/L 时, 甲烷产生潜力的减少量逐渐增加, 而从 8 mmol/L 增加至 12 mmol/L 甲烷产生潜力的减少量逐渐降低, 对 8 mmol/L 硫酸盐添加的响应最为敏感; 5~ 10 cm 土壤表现为, 随着添加硫酸盐浓度的增加, 甲烷产生潜力减少的数量逐渐降低, 对 4 mmol/L 硫酸盐添加的响应最为敏感; 10~ 15 cm 土壤表现为, 添加硫酸盐浓度从 4 mmol/L 增加至 8 mmol/L 时, 甲烷产生潜力的减少量逐渐降低, 而从 8 mmol/L 增加至 12 mmol/L 的硫酸盐浓度时, 甲烷产生潜力的减少量逐渐增加。可见, 对 8 mmol/L 硫酸盐浓度的添加最不敏感。3 种处理水平下, 甲烷产生潜力的受抑制程度差异不显著 ( $P> 0.05$ )。

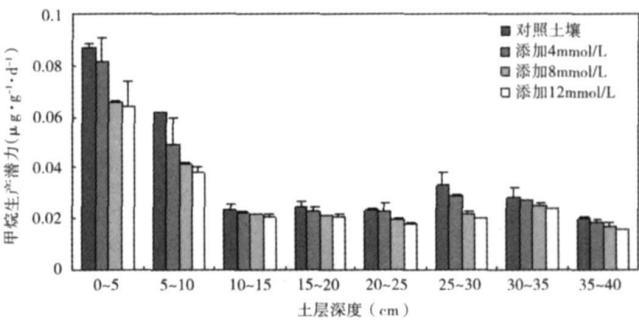


图 5 硫酸盐添加河口芦苇湿地土壤甲烷产生潜力

Fig. 5 Methane production potential of adding sulfate from estuarine *Phragmites australis* marsh soil

**3.2.4 不同电子受体对土壤甲烷产生潜力抑制程度的比较** 对同一土层电子受体 (硝酸

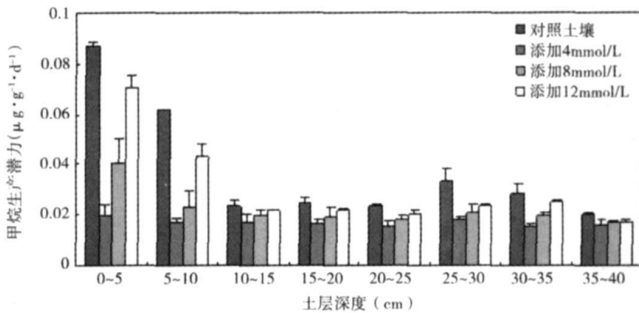


图 6 硝酸盐、三价铁、硫酸盐添加河口芦苇湿地土壤甲烷产生潜力

Fig. 6 Methane production potential of adding nitrate, ferric, sulfate from estuarine *Phragmites australis* marsh soil

盐、三价铁、硫酸盐)添加培养,不同种类电子受体培养下甲烷产生潜力结果见图6(图中数据为电子受体3种浓度添加后甲烷产生潜力的平均值),与对照土壤的甲烷产生潜力相比较,3种处理方式下,甲烷产生潜力均受到不同程度抑制,硝酸盐、三价铁的添加明显抑制了甲烷的产生( $P < 0.05$ ),而硫酸盐的添加对甲烷产生抑制作用比较微弱( $P > 0.05$ )。不同土壤层次甲烷产生潜力对电子受体添加的敏感性响应规律从大到小为硝酸盐>三价铁>硫酸盐,与此同时,实验结果还显示,同种浓度下电子受体对甲烷产生潜力的抑制作用大小也表现为硝酸盐>三价铁>硫酸盐。

3.3 盐分添加对土壤甲烷产生潜力的影响

对不同浓度盐分添加,甲烷产生潜力培养结果见图7,盐分的添加抑制了甲烷的产生,各种浓度水平处理下甲烷产生潜力与对照土壤甲烷产生潜力间差异均不显著( $P > 0.05$ )。随着添加浓度的增加甲烷产生潜力逐渐降低,但不同土壤层次对盐分添加的响应规律不一致。0~5、15~40 cm土壤表现为,随着添加盐分浓度从4 mmol/L增加至8 mmol/L时,甲烷产生潜力的减少量逐渐增加,而从8 mmol/L增加至12 mmol/L甲烷产生潜力的减少量逐渐降低,对8 mmol/L盐分添加的响应最为敏感;5~15 cm土壤表现为,添加盐分浓度从4 mmol/L增加至8 mmol/L时,甲烷产生潜力的减少量逐渐降低,而从8 mmol/L增加至12 mmol/L的盐分浓度时,甲烷产生潜力的减少量逐渐增加。可见,甲烷产生潜力对8 mmol/L盐分浓度的添加最不敏感。3种处理水平下,甲烷产生潜力的受抑制程度差异不显著( $P > 0.05$ )。

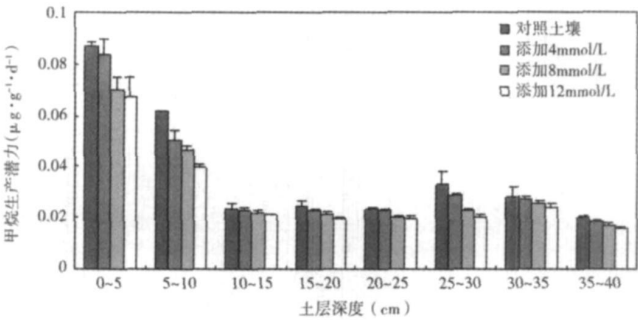


图7 盐分添加河口芦苇湿地土壤甲烷产生潜力

Fig. 7 Methane production potential of adding salt from estuarine *Phragmites australis* marsh soil

4 讨论

4.1 土壤甲烷产生潜力

本文所采用的测定方法只是对甲烷产生的潜力进行测定,与原位实际甲烷产生率之间存在差异,由于实验是采用室内厌氧培养法,可能比野外原位甲烷产生率大,主要是因为闽江河口湿地在低潮时表层土壤出露,抑制了产甲烷菌的活性,实际和潜在的甲烷产生能力与氧化还原条件以及温度密切相关。不过我们此次与以前的研究都得出了0~5 cm土壤具有较强的甲烷产生潜力,而深层土壤甲烷产生潜力相对较弱的结论。因此,我们的研究可以很好地反映不同土壤层次间甲烷产生潜力的差异。与此同时,还发现本研究河口芦苇湿地3月采集土壤甲烷产生潜力低于1月采集的土壤,二者具有显著的差异( $P < 0.05$ )。

湿地土壤0~10 cm是甲烷产生的主要部位,Dasselaar等<sup>[21]</sup>研究表明,甲烷产生能力随着土壤深度的增加而大大降低,0~5 cm土层深度产生的甲烷占总量的70%。Bergman

等<sup>[22]</sup>研究也发现 5~10 cm 间甲烷产生活性较强。Avery 等<sup>[23]</sup>认为 0~10 cm 是甲烷产生的主要发生层。本研究的结果与前人研究结论基本一致, 河口芦苇湿地土壤表现为 0~10 cm 土层甲烷产生潜力最高, 可达到 0~40 cm 土层总甲烷产生量的 49.2%。

#### 4.2 外源电子受体添加后土壤甲烷产生潜力

电子受体主要包括硝酸盐、三价铁、硫酸盐等<sup>[24]</sup>, 以下 4 种机制可能是致使甲烷产生受到抑制的主要原因: 第一, 电子受体将底物的浓度降低到甲烷产生菌不能利用的程度<sup>[13, 25]</sup>; 第二, 电子受体将氧化还原电位提高到了超过甲烷产生菌的适应范围<sup>[25, 26]</sup>; 第三, 电子受体对甲烷产生菌的毒害作用<sup>[14]</sup>; 第四, 可选择电子受体的还原菌组群与产甲烷菌竞争乙酸和电子供体<sup>[14]</sup>。

Chidthaisong 等<sup>[14]</sup>在稻田土壤电子受体与甲烷产生菌竞争底物能力的对比研究中发现硝酸盐还原菌利用底物的能力比甲烷产生菌更有效, Kluber 等<sup>[27]</sup>对促使甲烷产生受抑制作用的影响因子进行了探讨, 结果表明, 在硝酸盐还原过程中, 产生的  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}$  和  $\text{N}_2\text{O}$  对甲烷产生菌具有毒害作用。可见, 甲烷产生菌对硝酸盐存在的环境的适应性较差, 对硝酸盐的抑制作用的变化甚为敏感, 本研究也得出了相同的结论。此外, 本研究还发现, 不同硝酸盐浓度处理下, 土壤甲烷产生潜力对 4 mmol/L 硝酸盐添加最为敏感, 而对 8 mmol/L 硝酸盐添加最不敏感。

Achtnich 等<sup>[13]</sup>对电子受体竞争电子供体能力对比发现, 甲烷的产生在三价铁存在的条件下, 减少 31~65%。Roden 等<sup>[15]</sup>也发现三价铁还原过程先于甲烷产生过程, 并认为, 醋酸底物转化成甲烷的潜力与无定型三价铁的浓度负相关。Van der Nat 等<sup>[28]</sup>也得出了相同的结论。本研究表明, 随着添加三价铁浓度的增加, 甲烷产生潜力逐渐降低, 与前人研究成果一致。同时发现, 不同三价铁浓度处理下, 土壤甲烷产生潜力对 4 mmol/L 三价铁添加最为敏感, 而对 8 mmol/L 三价铁添加最不敏感。

Chin 等<sup>[29]</sup>研究发现, 硫酸盐对甲烷产生不同底物源竞争能力不同, 使氢/二氧化碳的浓度减少了 70~80%, 醋酸盐浓度减少了 20~30%。Gupta 等<sup>[30]</sup>也得出相似的结论, 认为硫酸盐还原菌与甲烷产生菌竞争氢的能力更加明显, 硫酸盐还原菌把稳定状态下的氢浓度降低到甲烷产生菌无法再利用的底限, 而对于醋酸盐底物具有比甲烷产生菌略强的亲和力, 但不能完全抑制甲烷的产生。因此, 硫酸盐的添加是减少了甲烷的产生而不是阻止了甲烷的产生, 抑制的程度取决于醋酸盐和硫酸盐浓度。随着硫酸盐的消耗, 甲烷产生不断增加。卢昌义等<sup>[16]</sup>研究发现硫酸盐浓度在 0~8 mmol/L 范围内土壤甲烷产生潜力比 8~12 mmol/L 范围内的土壤甲烷产生潜力对硫酸盐的敏感性要高, 该受体添加不同程度上抑制了甲烷的产生潜力, 与本研究的结论相同, 即土壤甲烷产生潜力对 8 mmol/L 硫酸盐添加最为敏感, 而对 12 mmol/L 硫酸盐添加最不敏感。

综上所述, 甲烷产生菌的竞争能力比电子受体还原菌要差, 因此, 异养微生物的活性而非甲烷产生菌的活性限制甲烷的产生。在硝酸盐或三价铁还原菌存在的条件下, 甲烷产生菌完全受到抑制, 而硫酸盐还原菌部分抑制甲烷产生<sup>[13, 14]</sup>。Peters 等<sup>[25]</sup> Lovley 等<sup>[31]</sup>研究结果表明, 电子受体对甲烷产生潜力的抑制程度从大到小为硝酸盐>三价铁>硫酸盐, 与本研究结论相同。

#### 4.3 盐分对土壤甲烷产生潜力的影响

土壤盐分是影响甲烷产生的重要因子, 一般来说, 随着盐分的升高, 甲烷的产生量减少。原因如下: 第一, 盐分的增加提高了土壤中电子受体的数量, 在甲烷产生菌与电子受

体竞争底物来源的时候,处于劣势,只有当电子受体还原待尽的时候,才会有甲烷的产生,从而减少了甲烷排放;第二,盐分的增加,可能会限制甲烷产生微生物的活性,降低甲烷产生量。作者以前的研究也发现,土壤盐分与甲烷产生潜力呈微弱负相关关系, Magenheimer 等<sup>[17]</sup>对盐沼湿地甲烷排放研究也表明,甲烷排放通量与采样点表层孔隙水盐分负相关, Van der Gon 等<sup>[18]</sup>也得出了同样的结论。Bartlett 等<sup>[32]</sup>对盐分从 5~17 ppt 的沼泽湿地进行了研究,也发现甲烷排放随着盐分增加呈先增加后减少的趋势,但总体来说,甲烷排放与盐分呈负相关关系。Delaune 等<sup>[33]</sup>对海湾盐沼湿地甲烷排放进行了研究,也得出同样的结论。卢昌义等<sup>[28]</sup>对红树林土壤甲烷产生潜力的研究发现盐分对甲烷产生潜力具有一定的抑制作用,而本研究不同浓度处理下盐分输入土壤甲烷产生潜力均低于对照土壤的甲烷产生潜力,土壤甲烷产生潜力对 8、12 mmol/L 硝酸盐添加比较敏感,而对 4 mmol/L 硝酸盐添加最不敏感。

## 5 结论

本文对闽江河口芦苇湿地土壤甲烷产生潜力及外源电子受体(硝酸盐,三价铁和硫酸盐)及盐分(氯化钠)输入对其的影响进行了厌氧培养实验及测定,主要结论如下:第一,河口芦苇湿地 0~10 cm 土壤甲烷产生潜力较高,并与其他土层具有显著的差异( $P < 0.05$ );第二,从整个剖面平均甲烷产生潜力看,3 种电子受体输入对河口芦苇湿地土壤甲烷产生均具有抑制作用,从大到小为硝酸盐>三价铁>硫酸盐;第三,盐分对河口芦苇湿地土壤甲烷产生具有一定的抑制作用,但不显著( $P > 0.05$ )。

本研究对闽江河口湿地土壤在外源电子受体与盐分输入条件下的甲烷产生潜力进行了初步的分析与讨论,目的在于为甲烷温室气体的减排提供有效途径,但只是对甲烷产生的潜力开展了研究,在今后研究中应加强野外原位的观测,室内培养与野外原位实验相结合,提供更为科学有效的甲烷减排方法。此外,对于不同的湿地土壤类型的甲烷产生对于电子受体及盐分输入后的响应规律到底怎样,有何差异,均值得我们进一步探索。

**致谢:** 本研究在野外采样过程中得到了福建师范大学湿地研究中心张林海、闫宗平、刘白贵等的帮助,在室内气样分析过程得到福建省亚热带资源与环境重点实验室杨红玉老师的热心帮助,在此一并表示感谢。

## 参考文献:

- [1] Houghton J H, Ding Y, Griggs D J, *et al.* Climate Change 2001: The Scientific Basis. Cambridge University Press, New York, USA, 2001.
- [2] Moore T R, Roulet N T, Waddington J M. Uncertainty in predicting the effect of climatic change on the carbon cycling of Canadian peatlands. *Climate Change*, 1998, 40: 229~245.
- [3] 王长科,吕宪国,蔡祖聪,等. 氮肥对三江平原沼泽土氧化  $\text{CH}_4$  的影响. *地理科学*, 2005, 25(4): 490~494.
- [4] 王德宣,吕宪国,丁维新,等. 三江平原沼泽湿地与稻田  $\text{CH}_4$  排放对比研究. *地理科学*, 2002, 22(4): 500~503.
- [5] 王毅勇,赵志春,宋长春. 三江平原毛果苔草湿地  $\text{CH}_4$  排放研究. *湿地科学*, 2005, 3(1): 37~41.
- [6] 王长科,吕宪国,周华荣,等. 若尔盖高原沼泽土壤氧化甲烷的研究. *中国环境科学*, 2004, 24(6): 646~649.
- [7] 王德宣,丁维新,王毅勇. 若尔盖高原与三江平原沼泽湿地  $\text{CH}_4$  排放差异的主要环境影响因素. *湿地科学*, 2003, 1(1): 63~67.
- [8] Wassmann R, Neue H U, Bueno C, *et al.* Methane production capacities of different rice soil derived from inherent and exogenous substrates. *Plant and Soil*, 1998, 203: 227~237.



- [ 9 ] Van der Nat F W A, Middelburg J J. Effects of two common macrophytes on methane dynamics in freshwater sediments. *Biogeochemistry*, 1998, 43: 79~ 104
- [ 10 ] Chasar L S, Chanton J P. Radiocarbon and stable carbon isotopic evidence for transport and transformation of dissolved organic carbon, dissolved inorganic carbon and CH<sub>4</sub> in a northern Minnesota peatland. *Global Biogeochemical Cycle*, 2000, 14: 1095~ 1108.
- [ 11 ] Dunfield P, Knowles R, Dumont R, *et al*. Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils: Response to temperature and pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 1993, 25: 321~ 326
- [ 12 ] 丁维新, 蔡祖聪. 沼泽甲烷排放及其主要影响因素. *地理科学*, 2002, 22(5): 619 ~ 625.
- [ 13 ] Achnich C, Bak F, Conrad R. Competition for electron donors among nitrate reducers, ferric iron reducers, sulphate reducers and methanogens in anoxic paddy soil. *Biology and Fertility of Soils*, 1995, 19: 65~ 72
- [ 14 ] Chidthaisong A, Conrad R. Turnover of glucose and acetate coupled to reduction of nitrate, ferric iron and sulfate and to methanogenesis in anoxic ricefield soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 2000, 31: 73~ 76
- [ 15 ] Roden E E, Wetzel R G. Competition between Fe(III)-Reducing and methanogenic bacteria for acetate in iron rich freshwater sediments. *Microbial Ecology*, 2003, 45: 252~ 258
- [ 16 ] 卢昌义, 叶勇, 林鹏, 等. 海南海莲红树林土壤 CH<sub>4</sub>的产生及其某些影响因素. *海洋学报*, 1998, 20(6): 132~ 138
- [ 17 ] Magenheimer J F, Moore T R, Chmura G L, *et al*. Methane and carbon dioxide flux from a macrotidal salt marsh, Bay of Fundy, New Brunswick. *Estuaries*, 1996, 19(1): 139~ 145
- [ 18 ] Van der Gon H A C D, Neue H U. Methane emission from a wetland rice field as affected by salinity. *Plant and Soil*, 1995, 170: 307~ 313
- [ 19 ] 俞鸣同. 闽江河口北支冬季盐水入侵的分析. *海洋学报*, 1992, 11(4): 17~ 22
- [ 20 ] 刘剑秋, 曾从盛, 陈宁. 闽江河口湿地研究. 北京: 科学出版社, 2006 331~ 334
- [ 21 ] Dasselaa A, Oenema O. Methane production and carbon mineralization of size and density fractions of peat soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 3: 877~ 886
- [ 22 ] Bergman I, Klarqvist M, Nilsson M. Seasonal variation in rates of methane production from peat of various botanical origins: Effects of temperature and substrate quality. *FEMS Microbiology Ecology*, 2000, 33: 181~ 189
- [ 23 ] Avery G B J R, Shannon R D, White J R, *et al*. Controls on methane production in a tidal freshwater estuary and a peatland: Methane production via acetate fermentation and CO<sub>2</sub> reduction. *Biogeochemistry*, 2003, 62: 19~ 37
- [ 24 ] Lovley D R, Coates J D, Blunt-Harris E L, *et al*. Humic substances as electron acceptors for microbial respiration. *Nature*, 1996, 382: 445~ 448.
- [ 25 ] Peters V, Conrad R. Sequential reduction processes and initiation of CH<sub>4</sub> production upon flooding of oxic upland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, 28: 371~ 382
- [ 26 ] Jakobsen P, Patrick J W H, Williams B G. Sulfide and methane formation in soils and sediments. *Soil Science*, 1981, 132: 279~ 287
- [ 27 ] Kluber D H, Conrad R. Inhibition effect of nitrate, nitrite, NO and N<sub>2</sub>O on methanogenesis by *Methanosarcina mazei*. *FEMS Microbiology Ecology*, 1998, 25(3): 331~ 339
- [ 28 ] Van der Nat F J W A, Middelburg J J. Seasonal variation in methane oxidation by the rhizosphere of *Phragmites australis* and *Scirpus Lacustris*. *Biogeochemistry*, 1998, 43: 79~ 104
- [ 29 ] Chin K, Conrad R. Intermediary metabolism in methanogenic paddy soil and the influence of temperature. *FEMS Microbiology Ecology*, 1995, 18: 85~ 102
- [ 30 ] Gupta A, Flora J R V, Sayles G D, *et al*. Methanogenesis and sulfate reduction in chemostats-II. Model development and verification. *Water Research*, 1994, 28, 795 ~ 803
- [ 31 ] Derek R, Lovley, Elizabeth J P. Competitive mechanisms for inhibition of sulfate reduction and methane production in the zone of ferric iron reduction in sediments. *Applied Environmental Microbiology*, 1987, 53(11): 2636 ~ 2641
- [ 32 ] Bartlett K B, Bartlett D S, Harriss R C, *et al*. Methane emission along a salt marsh salinity gradient. *Biogeochemistry*, 1987, 4: 183~ 202
- [ 33 ] DeLaune R D, Smith C J, Patrick W H. Methane release from Gulf coast wetlands. *Tellus*, 1983, 35B: 8~ 15

# Effects of different exogenous electron acceptors and salt import on methane production potential of estuarine marsh soil

ZENG Cong-sheng, WANG Wei-qi, TONG Chuan

(Research Centre of Wetlands in Sub-tropical Regions, Key Laboratory of Humid Sub-tropical Eco-geo Process of Fujian Universities, School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China)

**Abstract:** Methane is an important greenhouse gas with high warming potential, most of methane emit from various wetlands. Some studies on methane emission in wetlands were done, however, few studies were reported in China, especially on tidal marsh. Production of methane is the basis of methane emission, and is also the first step of methane emission influencing greatly the emission process. Hence, research on the fields is necessary.

The Minjiang River Estuary wetland was one of the tidal wetlands, which is situated on the southeast seashore of China influenced by tide, the concentrations of soil water content, salinity and electron acceptors were changed, and the effects of variation of soil physiochemical properties on methane production were unknown.

*Phragmites australis* was one of the main species in Minjiang River Estuary wetland, distributed on the intertidal belt, so our study took *Phragmites australis* marsh which is typical and representative as the study areas.

The methane production potential from the *Phragmites australis* marsh soil of the Minjing River Estuary after the import of electron acceptors and salt was determined using an anaerobic incubation technique. The range of methane production potential in different soil layers was  $0.0202\text{--}0.0871\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ , the average value was  $0.0378\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ , and the highest methane production potential occurred in the surface soil, differing significantly from other soil depths ( $P < 0.05$ ). Methane production potential was inhibited by electron receptors import. When the concentrations of three kinds of electron acceptors increased from 4 to 12 mmol/L, methane production potential all dropped gradually. The methane production potential after adding nitrate and ferric was significantly different from that of controlling soils ( $P < 0.05$ ), but there was no significant difference when adding sulfate. There was no significant difference when the different concentration levels of the three types 08 electron receptors were applied ( $P > 0.05$ ). The inhibited effect of the three electron receptors on methane production potential was nitrate > ferric > sulfate; and methane production potential was partly inhibited by salt. The methane production potential dropped when the concentration increased from 4 to 12 mmol/L. The difference was not significant between the methane production potential after adding salt and controlling soil, and also the three concentration levels salt import ( $P > 0.05$ ).

**Key words:** electron acceptors; salt; estuarine marsh soil; methane production