网络出版时间：2012-11-01 10:59
网络出版地址：http://www.cnki.net/kcms/detail/22.1349.P.20121101.1059.003.html

黄河口潮滩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

姜欢欢[1,2]，孙志高[1*]，王玲玲[1,2]，孙万龙[1,2]，孙文广[1,2]，宋红丽[1,2]
(1. 中国科学院海岸带环境过程重点实验室，山东省海岸带环境过程重点实验室，
中国科学院烟台海岸带研究所，山东 烟台 264003；2. 中国科学院大学，北京 100049)

摘要：2010年11月采集了黄河口潮滩湿地两种典型生态系统[碱蓬(*Suaeda salsa*)盐沼和光滩]表层土壤样品，进行了7 d的室内厌氧培养，并测定分析CH_4产生潜力及其对有机物和氮输入的响应。研究结果表明，在培养周期内，碱蓬盐沼和光滩表层土壤CH_4的产生潜力都在培养的第7天后达到最大，平均值分别为0.035 7 μg/(g•d)和0.001 3 μg/(g•d)，前者表层土壤的CH_4产生潜力高于后者；有机物输入在一定程度上促进了CH_4产生潜力，且其对碱蓬盐沼的CH_4产生潜力较光滩具有更大的促进作用。尽管葡萄糖对于潮滩湿地CH_4产生潜力的促进程度高于乙酸钠，但二者的差异性并不显著($p>0.05$)；氮输入对潮滩湿地土壤CH_4产生潜力的影响与氮输入的形态和土壤理化性质等多种因素有关；NH_4^+的添加促进了碱蓬盐沼和光滩土壤CH_4产生潜力的增加，尽管其对于碱蓬盐沼的促进程度要高于光滩，但二者的差异性并不显著($p>0.05$)；NO_3^-的添加对碱蓬盐沼土壤的CH_4产生潜力表现为抑制作用，而对光滩土壤的CH_4产生潜力表现为促进作用。在当前外源有机物和氮(NH_4^+—N为主)为黄河入海主要污染物的情况下，黄河口潮滩湿地土壤作为CH_4源，在估算潮间带土壤温室气体排放清单时应给予特别关注。

关 键 词：土壤；甲烷产生潜力；潮滩湿地；有机物；氮；黄河口
中图分类号：X142 **文献标识码**：A **文章编号**：1672-5948(2012)04-

CH_4作为仅次于CO_2的重要温室气体，其对于全球变暖的影响日益成为国际社会普遍关注的问题。全球大气中的CH_4浓度从工业化前约715×10^{-9}增加到2005年的$1\ 774\times10^{-9}$，已远远超过了根据冰芯记录得到的65×10^4 a以来的CO_2浓度自然变化范围(320×10^{-9}～790×10^{-9})[1]；另外，CH_4具有较高的单分子增温潜势，还能与大气污染物(如氟利昂)发生反应，产生其他温室气体，如O_3、CO和CO_2等[2]。因此，CH_4的排放特征及其生成机制日益受到科学界的重视。湿地作为具有多种独特功能的生态系统，是CH_4最重要的排放源。据统计，全球湿地CH_4年排放估计值为100～200 Tg[3]，占全球年CH_4排放总量的20%左右[4]，国内外学者已经对不同类型湿地生态系统的CH_4排放特征进行了研究[5~7]。然而，湿地CH_4排放是一个复杂的生物地球化学过程，它是湿地CH_4产生、传输和氧化过程综合作用的结果，其中CH_4产生是CH_4排放最基本的条件。因此，探讨CH_4的产生及其对不同因子的响应，对于揭示湿地生态系统CH_4排放的关键机制具有重要意义。

当前，国外已对湿地土壤CH_4产生及其影响因子进行了较多研究，且这些研究主要涉及泥炭地[8]、水稻田[9,10]、淡水沼泽[11,12]和红树林沼泽[13]等湿地类型。与之相比，国内学者对CH_4产生的研究主要集中在人工湿地——水稻田的探讨上[14~16]，对天然湿地的研究主要集中于三江平原沼泽[2]、闽江口湿地[17~22]和南方红树林沼泽[23,24]。在北方河口湿地中具有代表性的黄河三角洲，是中国暖温带保

收稿日期：2012-01-15；**修订日期**：2012-07-10
基金项目：国家海洋局海洋—大气化学与全球变化重点实验室基金项目(GCMAC1002)、国家自然科学基金项目(41171424)、中国科学院战略性先导科技专项项目(XDA05030404)、国家海洋局公益性行业科研专项经费项目子课题(2012418008-3)、中国科学院烟台海岸带研究所“一三五”发展规划生态突破项目、山东自然科学基金重点项目(ZR2010DZ001)和中国科学院青年人才专项项目(青年创新促进会)资助。
作者简介：姜欢欢(1986-)，女，河南省洛阳人，硕士研究生，主要从事湿地生物地球化学研究。E-mail: hhjiang13@163.com
*通讯作者：孙志高，副研究员。E-mail: zgsun@yic.ac.cn

存最完整、最广阔和最年轻的湿地生态系统，近年来已成为天然湿地研究的热点区域之一，但关于温室气体排放特征的研究还很少[25]，而关于CH_4产生潜力的探讨还未见报道。黄河口潮滩湿地是黄河入海河段与渤海相互作用形成的生态类型，承接着来自黄河中上游带来的大量含氮物质及有机物。据统计，黄河2009年排放入海的营养盐和COD_{cr}分别高达4 650 t和433 065 t[26]。大量营养盐和有机物的输入不仅对黄河入海口近岸水体的营养状况产生重要影响，而且其对于黄河口潮滩湿地营养水平的影响也非常深刻。可见，黄河口潮滩湿地充当着陆源碳、氮的“汇”，但这个“汇”区的形成究竟对CH_4产生有何影响，目前尚不清楚。为此，本研究以黄河口潮滩湿地土壤为对象，通过室内控制实验，初步探究CH_4产生潜力对有机物和氮输入的响应，研究结果可以为评价有机物和氮输入对黄河口潮滩湿地CH_4排放规律的影响提供科学依据。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

供试土壤采自山东省黄河三角洲国家级自然保护区今黄河入海口北部滨岸典型潮滩碱蓬(*Suaeda salsa*)盐沼(37°46′11.62″N，119°9′56.9″E)和光滩(37°46′18.84″N，119°10′0.31″E)。黄河三角洲国家级自然保护区(37°40′N～38°10′N，118°41′E～119°16′E)位于东营市境内，总面积为15.3×10^4 hm^2，是中国最大的河口三角洲自然保护区，在世界范围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珍稀濒危鸟类。该保护区位于暖温带季风气候区，具有明显的大陆性季风气候特点，四季分明，冷热干湿界限极为明显。该区年平均气温12.1 ℃，无霜期196 d，≥10 ℃积温约4 300 ℃，年蒸发量1 962 mm，年降水量551.6 mm，70%的降水集中于7～8月。该保护区的土壤类型主要为隐域性潮土和盐土，黄河三角洲的天然植物大多为耐盐植物，主要包括芦苇(*Phragmites australis*)、柽柳(*Tamarix chinensis*)、碱蓬和獐茅(*Aeluropus littoralis*)等。碱蓬是黄河口重要的盐生植物之一，常广布于海陆交互作用的潮滩地带。作为潮滩湿地系统演替先锋阶段的碱蓬盐沼是黄河口丹顶鹤(*Grus japonensis*)、白鹭(*Egretta garzetta*)以及鸻形目鸟类等的主要栖息地，同时还起着维持湿地系统正常演替，防风固堤，调节气候等重要功能。

1.2　样品采集与培养实验

1.2.1　样品采集

2010年11月初，在今黄河入海口北部滨岸潮滩碱蓬盐沼和光滩的典型试验区内进行0～10 cm深度土壤样品的采集，每个采样区设3个重复。样品采集后立刻装入自封袋，封口后带回实验室风干备用。土壤基本理化性质测定方法分别为：电导率采用Field Scout土壤&溶液EC计测定；容重采用环刀法测定；总碳(TC)和总氮(TN)含量采用元素分析仪(Elementar Vario Macro)测定；NH_4^+—N和NO_3^-—N含量在用2 mol/L的KCl溶液浸提后，通过连续流动分析仪(Bran-Lubee AAA3)测定。采样点表层土壤(0～10 cm)的基本理化性质见表1。

1.2.2　CH_4的厌氧培养实验

取风干后过60目筛的土样20 g放入到150 mL培养瓶中，加入蒸馏水(对照)或实验溶液使培养瓶内土水比为1∶2，用玻璃棒搅拌使样品混合均匀成泥浆状。用硅橡胶塞塞住瓶口，瓶塞周围以704胶密封。在塞住瓶口的硅橡胶塞的中间打两个孔，插入玻璃管，一根以适当的长度插入泥浆中，作为N_2进口；另一根较短，稍稍插入培养瓶即可，作为N_2出口和气体取样口。通过N_2进口用高纯N_2以300 mL/min的流速冲洗10 min，造成充分厌氧培养条件，每个培养样品3个重复。将培养瓶放入25 ℃暗箱中培养，在培养的1 d、3 d、5 d和7 d后的特定时刻(即每隔24 h或48 h)，抽取气体样品进行分析。每次抽气前，用力摇晃培养瓶30 s，使

表1　采样点表层土壤基本理化性质

Table 1　Physical and chemical properties of topsoil in different sampling sites

潮　滩	电导率(mS/cm)	容重(g/cm³)	TC含量(%)	TN含量(%)	C/N	NH_4^+—N含量(mg/kg)	NO_3^-—N含量(mg/kg)
碱蓬盐沼	16.34±3.99	1.34±0.06	1.53±0.06	0.040±0.001	38.34±0.37	4.74±0.71	2.02±0.47
光　滩	14.18±5.04	1.43±0.01	1.65±0.02	0.059±0.004	28.16±1.79	3.12±0.28	0.82±0.25

注：表中数据为(平均值±标准差)。

瓶内CH_4浓度平衡。抽取20 mL气体，立即用气相色谱测定CH_4含量。每次抽完气体后，都要重新用高纯N_2冲洗，然后继续培养。CH_4产生潜力通过分析密闭培养一定时间后培养瓶内气相CH_4含量的变化来计算。为了比较不同类型有机物和不同形态氮添加对CH_4产生潜力的影响，对照加入蒸馏水，有机物输入组分别加入提前配好的葡萄糖溶液(3.33 mM)和乙酸钠溶液(10 mM)，以保证TC输入量相同；氮输入组分别加入NH_4Cl溶液(4 mM)和$NaNO_3$溶液(4 mM)，以保证TN输入量相同，有机物和氮输入实验装置和方法与对照相同。

1.3　土壤CH_4产生潜力的测定与计算

CH_4含量用Agilent 7890A气相色谱仪进行分析。CH_4检测器为FID(氢火焰离子化检测器)，载气为N_2，流速为30 mL/min，燃气为H_2，流速为45 mL/min，空气为助燃气，流速为350 mL/min，检测器温度为250 ℃，分离柱温度为55 ℃。

CH_4产生潜力由下式计算：

$$P=\mathrm{d}c/\mathrm{d}t\times V/MV\times MW/W\times 273/T \quad (1)$$

公式(1)中，P为甲烷的产生潜力[μg/(g•d)]；$\mathrm{d}c/\mathrm{d}t$[μL/(L•d)]为培养瓶内气相CH_4含量单位时间的变化；V(L)为培养瓶内气体体积；W(g)为干土重；MW(g)为CH_4摩尔质量；MV(L)为标准状态下1 mol气体的体积；T(K)为培养温度。

1.4　数据处理与统计分析

利用Origin 7.5软件进行计算和绘图。利用SPSS 13.0进行统计分析。

2　结果与分析

2.1　碱蓬盐沼与光滩表层土壤CH_4产生潜力差异

碱蓬盐沼表层土壤的CH_4产生潜力在培养了1 d、3 d、5 d和7 d之后，分别为0.002 5 μg/(g•d)、0.002 2 μg/(g•d)、0.014 5 μg/(g•d)和0.123 6 μg/(g•d)(图1)，即CH_4的产生潜力在培养5 d后开始迅速增加，7 d后达到最大值。与之相比，光滩表层土壤的CH_4产生潜力在培养初期(1 d后)即达到了最大值[0.003 1 μg/(g•d)]，随后开始降低，培养3 d、5 d和7 d后的CH_4产生潜力分别为0.000 8 μg/(g•d)、0.000 7 μg/(g•d)和0.000 7 μg/(g•d)。比较而言，碱蓬盐沼表层土壤的CH_4产生潜力高于光滩，其平均值分别为0.035 7 μg/(g•d)和0.001 3 μg/(g•d)，变异系数分别为164.95%和90.86%。两种类型湿地表层土壤CH_4产生潜力在7 d培养期内的变化趋势大体相反，碱蓬盐沼表层土壤的CH_4产生潜力表现为随培养时间增加而增加，而光滩则表现为随培养时间增加而降低。

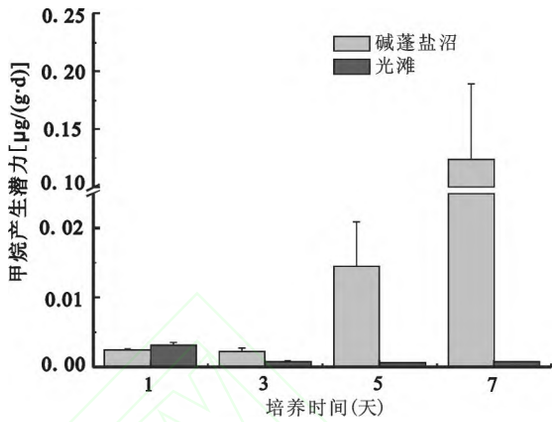

图1　碱蓬盐沼和光滩表层土壤平均CH_4产生潜力

Fig.1　Mean methane production potential of topsoil in *Suaeda salsa* salt marsh and mudflat

2.2　外源有机物输入对潮滩湿地表层土壤CH_4产生潜力的影响

两种有机物(葡萄糖和乙酸钠)输入对黄河口潮滩湿地表层土壤的CH_4产生潜力都起到了促进作用(图2)。就碱蓬盐沼而言，培养1 d后，并未观察到有机物输入对CH_4产生的促进效应，反而较对照CH_4产生潜力略低；之后，两种有机物对CH_4产生表现出不同程度的促进作用。在培养3 d和5 d后，两种有机物对CH_4产生的促进作用都表现为葡萄糖的作用大于乙酸钠，而在培养7 d后，则表现为乙酸钠的作用大于葡萄糖。培养7 d后，对照组、添加葡萄糖组和添加乙酸钠组的碱蓬盐沼和光滩表层土壤的CH_4产生潜力都达到最高，分别为0.123 6 μg/(g•d)、0.176 8 μg/(g•d)和0.208 3 μg/(g•d)。尽管培养初期(1 d后)有机物输入对于光滩表层土壤CH_4的产生并未表现出促进作用，但随着培养时间的增加，其对CH_4产生潜力的促进作用逐渐明显，且葡萄糖的促进作用大于乙酸钠。与碱蓬盐沼不同的是，光滩表层土壤CH_4产生潜力的最大值出现在培养1 d后，对照组、添加葡萄糖组和添加乙酸钠组的光滩表层土壤CH_4产生潜力分别为0.003 1 μg/(g•d)、0.002 9 μg/(g•d)和0.002 9 μg/(g•d)。

总体而言，葡萄糖和乙酸钠输入对碱蓬盐沼和光滩表层土壤CH_4产生潜力有一定程度的促进作用。葡萄糖对碱蓬盐沼和光滩表层土壤CH_4产生潜力的促进作用稍高于乙酸钠，但差异性并不

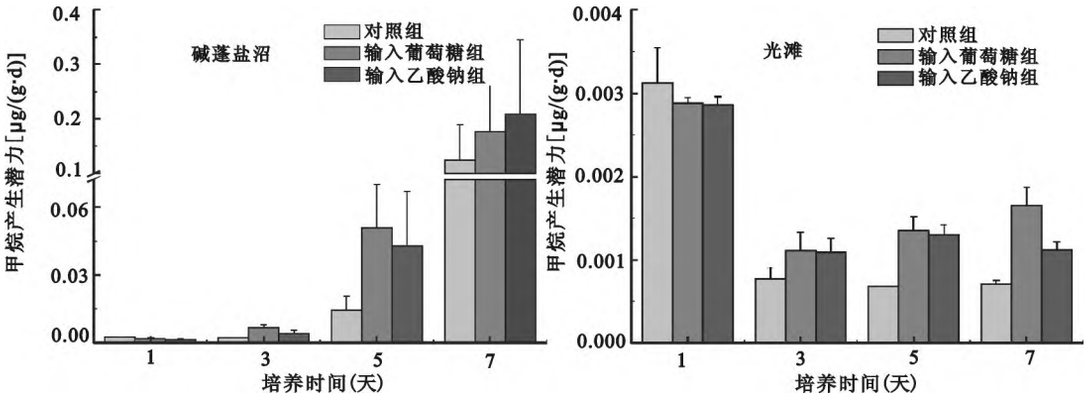

图2　输入葡萄糖和乙酸钠的碱蓬盐沼和光滩表层土壤平均CH_4产生潜力

Fig.2　Mean methane production potential of topsoil with glucose and sodium acetate import in *Suaeda salsa* salt marsh and mudflat

显著($p>0.05$)。添加葡萄糖的碱蓬盐沼和光滩表层土壤CH_4产生潜力最高分别可达对照组的3.5倍(碱蓬盐沼)和2.3倍(光滩)，而添加乙酸钠的碱蓬盐沼和光滩表层土壤CH_4产生潜力最高分别可达对照组的3.0倍(碱蓬盐沼)和1.9倍(光滩)。比较而言，外源有机物对碱蓬盐沼表层土壤CH_4产生潜力较光滩具有更大的促进作用。

2.3　氮输入对潮滩湿地表层土壤CH_4产生潜力的影响

NH_4Cl输入前后，碱蓬盐沼和光滩表层土壤最大CH_4产生潜力出现的时间与对照组相同，仍分别出现在培养1 d和7 d后，即NH_4Cl输入对碱蓬盐沼和光滩表层土壤CH_4产生潜力最大值出现的时间无任何影响，但NH_4Cl的添加对两种潮滩湿地表层土壤CH_4产生潜力都起到促进作用(图3)。与之相比，输入$NaNO_3$仅对光滩表层土壤CH_4产生潜力起促进作用，而对碱蓬盐沼表层土壤CH_4产生潜力起抑制作用。培养1 d后，碱蓬盐沼对照组和$NaNO_3$输入组的CH_4产生潜力分别为0.002 5 μg/(g•d)和0.002 6 μg/(g•d)，输入$NaNO_3$对碱蓬盐沼表层土壤CH_4产生潜力并未表现出抑制，随后抑制程度逐渐增强；培养7 d后，抑制作用达到最大，此时两组的CH_4产生潜力分别为0.123 6 μg/(g•d)和0.001 7 μg/(g•d)。就光滩而言，NH_4Cl输入对其表层土壤CH_4产生潜力的促进作用要高于$NaNO_3$输入，对照组、输入NH_4Cl组和输入$NaNO_3$组的光滩表层土壤，其CH_4产生潜力的最大值分别为0.003 1 μg/(g•d)、0.004 1 μg/(g•d)和0.003 7 μg/(g•d)。

总体而言，NH_4^+的输入促进了两种潮滩湿地表层土壤CH_4产生潜力的增加，尽管其对于碱蓬盐沼表层土壤CH_4产生潜力的促进作用要高于光滩，但二者的差异性并不显著($p>0.05$)。NH_4^+输入情况下，两种潮滩湿地表层土壤CH_4产生潜力最高分别可达对照组的5.2倍(碱蓬盐沼)和3.6倍(光滩)；NO_3^-的输入抑制了碱蓬盐沼表层土壤CH_4

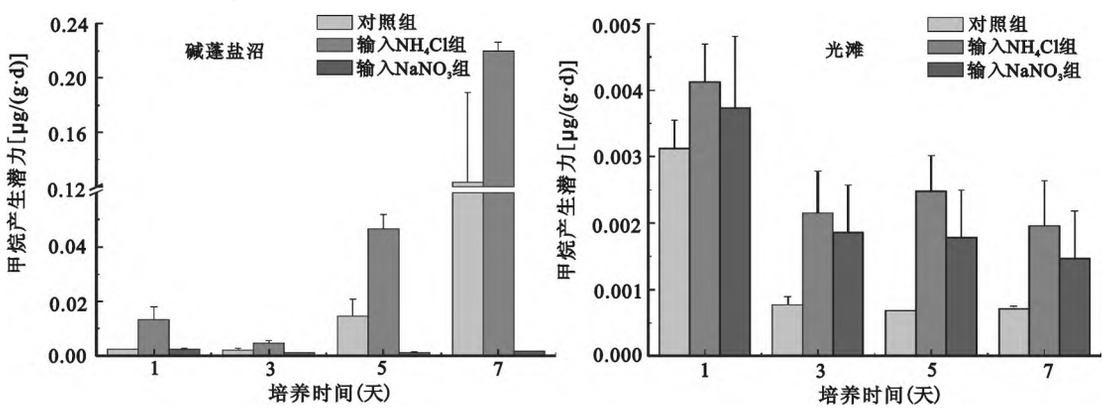

图3　输入NH_4Cl和$NaNO_3$的碱蓬盐沼和光滩表层土壤平均CH_4产生潜力

Fig.3　Mean methane production potential of topsoil with NH_4Cl and $NaNO_3$ import in *Suaeda salsa* salt marsh and mudflat

产生潜力，抑制程度最大时，其CH_4产生潜力仅为对照组的1.40%。NO_3^-的添加促进了光滩CH_4的产生潜力，CH_4产生潜力最高可达对照组的2.6倍。

3 讨　论

3.1 潮滩湿地表层土壤的CH_4产生潜力

本研究发现，黄河口碱蓬盐沼表层土壤的CH_4产生潜力要高于光滩，原因可能与两种典型湿地系统土壤产CH_4底物的差异有关。土壤中的CH_4是在严格的厌氧条件下，由产CH_4菌作用于产CH_4底物的结果。土壤中的产CH_4底物一般可以分为两类，一类是土壤中固有的有机物质，另一类是土壤中生长的生物(植物、动物或微生物)释放或残留的或从外界直接输入的有机物质[27]。充足的底物供应和适宜的产CH_4菌生长环境是CH_4形成的先决条件[28]，碱蓬盐沼表层土壤CH_4产生潜力高于光滩，很可能是由于碱蓬盐沼具有更多的产CH_4基质而造成的。由于采样时间为11月初，60%～70%的植物已经枯萎，部分枯落物落入地表后，在良好的水分条件下，枯体中的可溶性成分可在短期内快速淋溶到土壤表层；另外，其他成分经过较长时间也可以逐渐释放并残留在土壤表层，在异氧微生物作用下分解成相对简单的有机物，进一步转化为产CH_4前体，为高CH_4产生潜力提供了物质条件。由于碱蓬的地下根系并不发达，此间部分死亡的根系通过植物分解作用所归还到土壤中的TOC、TN、NH_4^+—N和NO_3^-—N也主要集中在土壤表层[29,30]；而未死亡的部分还能继续产生根际分泌物，也可以进一步分解转化为CH_4。Denier van der Gon H A C和Neue H U研究菲律宾水稻田CH_4产生时发现，最大的CH_4产生率出现在土壤表层附近，可能也是由于表层含有更多的产CH_4基质所致[31]。对于光滩而言，本身无植物覆盖，再者光滩比碱蓬盐沼距离海洋近，受潮汐的影响较大，土壤中较好的水分条件使得碳(主要为溶解有机碳、溶解无机碳)和氮(NH_4^+—N和NO_3^-—N)更易发生水平运移，而被潮水带走或被垂直淋失到深层土壤中[32]，导致表层土壤不能为微生物提供充足的CH_4产生基质，而这可能是光滩表层土壤产CH_4潜力低于碱蓬盐沼的主要原因。

3.2 潮滩湿地表层土壤CH_4产生潜力对有机物输入的响应

本研究发现，有机物输入对碱蓬盐沼和光滩表层土壤的CH_4产生潜力都有一定程度的促进作用，且外源有机物对碱蓬盐沼表层土壤的CH_4产生潜力较光滩具有更大的促进作用，原因可能与外源有机物刺激了土壤中有机物的分解有关。Segers R认为，有机底物是CH_4产生最重要的控制因素之一，不论是直接产CH_4底物(氢或乙酸盐)，还是间接产CH_4底物(葡萄糖或叶渗滤液)的输入，都能促进CH_4产生[33]。这与本文的研究结果一致。Denier van der Gon H A C和Neue H U对11个水稻种植区进行试验，得出CH_4排放量与有机物的添加呈正相关关系[31]。一般有机质丰富的土壤产CH_4能力较强，根系分泌物和外源有机碳不仅自身促进CH_4的产生，同时也刺激了土壤原有有机质的分解[27]，从而产生更多的CH_4。因此，碱蓬盐沼表层土壤中可能含有较多的根系分泌物，而这些根系分泌物在受到外源有机碳输入的刺激作用后，CH_4产生潜力受到激发，进而使得CH_4产生潜力的受促进作用高于光滩。

有研究发现，不同有机成分自身的产CH_4能力明显不同，其中葡萄糖的产CH_4能力大于乙酸盐[34]；Bachoon D和Jones R D将葡萄糖和乙酸钠输入到泥炭土和泥灰岩土中，葡萄糖对CH_4产生潜力的促进作用要大于乙酸钠[35]。这与本文的研究结果一致。由图2可以看出，不论是碱蓬盐沼还是光滩，都在培养3 d后，葡萄糖和乙酸钠对CH_4的促进作用才表现出来，即土壤CH_4产生潜力对有机物输入的响应具有短暂滞后性。要产生CH_4，葡萄糖要先通过发酵细菌转化为产CH_4前体，才能被产CH_4的微生物利用，这需要一个过程，而葡萄糖属于单体，可以较容易地完成这个过程，因此表现出短暂的滞后性；与之相比，乙酸钠可以直接为产CH_4微生物提供CH_3COO^-，CH_3COO^-直接被利用而产生CH_4，而实验结果却表现出滞后性，这可能是由于外来有机物的输入改变了微生物活动的土壤基质条件，微生物需要一段时间来适应这个新环境，然后才能进行正常的生命活动。根据山东省海洋环境质量公报，近年来黄河入海的COD_{cr}含量呈明显增加趋势，由2008年的33.7×10^4 t增加到2009年的43.3×10^4 t[26]。根据本研究得出的结论，即有机物的输入对潮滩湿地表层土壤CH_4产生潜力有一定的促进作用，可以推断黄河口潮滩湿地的CH_4源功能将随着COD_{cr}负荷的增加而增强。

3.3 潮滩湿地表层土壤CH_4产生潜力对氮输入的响应

氮是控制CH_4形式碳释放过程的主要因子，国内外关于氮输入对甲烷产生潜力影响的研究结果有差异，或促进、或抑制或不显著[17]，这可能与输入氮的形态或浓度差异以及不同类型土壤理化性质的差异有关。由于CH_4产生潜力是指在受控条件下所测样品的CH_4产生量[17]，所以不同的受控条件必定导致结论不同。氮输入主要通过改变土壤的C/N改变微生物的活性，进而影响CH_4的产生潜力。由2.3节可知，碱蓬盐沼和光滩表层土壤对NH_4^+输入后都表现为正响应。本结果与鄂焱[18]等得出的在一定条件下NH_4^+促进互花米草沉积物CH_4产生潜力的结论一致。有研究表明[36]，所有产CH_4菌以NH_4^+为主要氮源，即使有氨基酸和肽存在时，NH_4^+仍为其生长所必需。NH_4^+输入后黄河口潮滩湿地表层土壤出现正响应，可能是由于土壤固有的NH_4^+不能完全满足产CH_4菌的需要，输入NH_4^+后为CH_4菌提供了生长所必需的氮源，故CH_4产生潜力得到一定的促进作用。不同的是，NO_3^-输入后，碱蓬盐沼和光滩表层土壤的CH_4产生潜力表现出相反趋势。NO_3^-输入增加了土壤中电子受体的数量，提高了土壤的氧化还原电位，在产CH_4菌与NO_3^-竞争底物来源时处于劣势，只有当包括NO_3^-在内的各种电子受体被兼性或专性厌氧细菌利用且被还原殆尽，形成CH_4产生所需的极端还原环境时(产CH_4反应的临界氧化还原电位为−150 mV[37])，才会有CH_4的产生，这可能是碱蓬盐沼表层土壤CH_4产生潜力受到了抑制的主要原因，本结果与曾从盛等[19]研究NO_3^-输入对芦苇湿地土壤CH_4产生潜力影响的研究结论相一致。相比而言，NO_3^-输入后，光滩表层土壤CH_4产生潜力不仅未被抑制，反而有一定程度的促进。由表1可知，光滩表层土壤NO_3^-含量比碱蓬盐沼要低得多，因此较少的NO_3^-输入也许并不能达到抑制CH_4产生潜力的程度。Banik B等[38]研究发现，NO_3^-对CH_4产生潜力的影响取决于NO_3^-的含量，只有NO_3^-的含量低能够促进CH_4的产生，NO_3^-的含量高能够抑制CH_4的产生。葛瑞娟等的研究显示，NH_4NO_3输入对三江平原湿地小叶章(*Calamagrostis angustifolia*)不同生长阶段土壤产生CH_4能力表现出不同的作用，或促进或抑制，但整个生长季表现为氮输入对CH_4产生潜力的促进作用[39]。可见，CH_4产生是一个复杂的生物地球化学过程，氮输入对CH_4产生潜力的作用受到诸多因素的影响。本研究所探讨的不同形态氮对黄河口潮滩湿地表层土壤CH_4产生潜力的影响还有待于深入研究。目前，营养盐仍然是黄河入海的主要污染物，且NH_4^+—N为氮的主要污染物形态[26]。根据本研究的结果，即NH_4^+对潮滩湿地表层土壤CH_4的产生具有促进作用，据此推断，以NH_4^+—N为主体的氮输入将使得潮滩湿地的CH_4源功能发生较大改变，因而在估算潮滩湿地温室气体排放清单时应给予其重点关注。

4 结　论

在培养周期内，黄河口碱蓬盐沼和光滩表层土壤CH_4的产生潜力，都在培养的第7天后达到最大，其平均值分别为0.035 7 μg/(g•d)和0.001 3 μg/(g•d)。碱蓬盐沼表层土壤CH_4产生潜力高于光滩，这可能是由于碱蓬盐沼表层土壤具有更多的产CH_4基质所致。

外源有机物输入对碱蓬盐沼和光滩表层土壤的CH_4产生潜力都有一定程度的促进作用。其中，葡萄糖对CH_4产生潜力的促进作用稍高于乙酸钠，但差异性并不显著($p>0.05$)。比较而言，外源有机物输入对碱蓬盐沼表层土壤CH_4产生潜力较光滩具有更大的促进作用。

外源氮输入对潮滩湿地表层土壤CH_4产生潜力的影响与氮输入的形态和土壤理化性质等多种因素有关。NH_4^+的输入促进了碱蓬盐沼和光滩表层土壤CH_4产生潜力的增加，碱蓬盐沼表层土壤CH_4产生潜力的促进作用更大，但二者的差异性并不显著($p>0.05$)；NO_3^-的输入对碱蓬盐沼表层土壤的CH_4产生潜力表现为抑制作用，而对光滩表层土壤的CH_4产生潜力表现为促进作用。

在当前外源有机物和氮(以NH_4^+—N为主)为黄河入海主要污染物的情况下，黄河口潮滩湿地的CH_4源功能在估算潮间带温室气体排放清单时应给予特别关注。

致谢：本文在实验设计阶段得到中国科学院南京土壤研究所徐华研究员、张广斌博士和张晓艳博士的指导和帮助，在此表示诚挚的感谢！

参考文献

[1]IPCC. Changes in Atmospheric Constituents and in Radioactive Forcing[C]//Climate Change: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press. 2007.

[2]葛瑞娟, 宋长春, 王丽丽, 等. 氮输入对小叶章湿地土壤甲烷产生与氧化能力的影响[J]. 湿地科学, 2010, **8**(2): 176~181.

[3]王德宣, 丁维新, 王毅勇. 若尔盖高原与三江平原沼泽湿地CH_4排放差异的主要环境影响因素[J]. 湿地科学, 2003, **1**(1): 63~67.

[4]Ding W X, Cai Z C, Wang D X. Preliminary budget of methane emissions from natural wetlands in China[J]. Atmospheric Environment, 2004, **38**(5): 751-759.

[5]Denier van der Gon H A C, Neue H U. Methane emission from a wetland rice field as affected by salinity[J]. Plant and Soil, 1995, **170**(2): 307-313.

[6]Allen D E, Dalal R C, Rennenberg H, *et al*. Spatial and temporal variation of nitrous oxide and methane flux between subtropical mangrove sediments and the atmosphere[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2007, **39**(2): 622-631.

[7]王毅勇, 赵志春, 宋长春. 三江平原毛果苔草湿地CH_4排放研究[J]. 湿地科学, 2005, **3**(1): 37~41.

[8]Putkinen A, Juottonen H, Juutinen S, *et al*. Archaeal rRNA diversity and methane production in deep boreal peat[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2009, **70**(1): 87-98.

[9]Krüger M, Eller G, Conrad R, *et al*. Seasonal variation in pathways of CH_4 production and in CH_4 oxidation in rice fields determined by stable carbon isotopes and specific inhibitors[J]. Global Change Biology, 2002, **8**(3): 265-280.

[10]Wassmann R, Neue HU, Bueno C, *et al*. Methane production capacities of different rice soils derived from inherent and exogenous substrates[J]. Plant and Soil, 1998, **203**(2): 227-237.

[11]Wagner D, Pfeiffer E M. Two temperature optima of methane production in a typical soil of the Elbe river marshland[J].FEMS Microbiology Ecology, 1997, **22**(2): 145-153.

[12]Sutton-Grier A E, Megonigal J P. Plant species traits regulate methane production in freshwater wetland soils[J].Soil Biology and Biochemistry. 2011, **43**(2): 413-420.

[13]Gonsalves M J, Fernandes C E G, Fernandes S O, *et al*. Effects of composition of labile organic matter on biogenic production of methane in the coastal sediments of the Arabian Sea[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2011, **182**(1-4): 385-395.

[14]徐　华, 蔡祖聪, 八木一行. 水稻CH_4产生潜力及其影响因素[J]. 土壤学报, 2008, **45**(1): 98~104.

[15]上官行健, 王明星, 陈德章, 等. 稻田土壤中的CH_4产生[J]. 地球科学进展, 1993, **8**(5): 1~12.

[16]张广斌, 马　静, 马二登, 等. 尿素施用对稻田土壤甲烷产生、氧化及排放的影响[J]. 土壤, 2010, **42**(2): 178~183.

[17]王维奇, 曾从盛, 仝　川. 闽江河口湿地土壤甲烷产生潜力动态及对氮输入的响应[J]. 农业系统科学与综合研究, 2010, **26**(2): 209~213.

[18]鄂　焱, 仝　川, 王维奇, 等. 底物和电子受体对互花米草湿地沉积物甲烷产生潜力的影响[J]. 湿地科学与管理, 2010, **6**(1): 49~54.

[19]曾从盛, 王维奇, 仝 川. 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[J]. 地理研究, 2008, **27**(6): 1 321~1 330.

[20]王维奇, 曾从盛, 仝　川. 闽江口芦苇湿地土壤甲烷产生与氧化能力研究[J]. 湿地科学, 2008, **6**(1): 60~68.

[21]仝　川, 王维奇, 雷　波, 等. 闽江河口潮汐湿地甲烷排放通量温度敏感性特征[J]. 湿地科学, 2010, **8**(3): 240~248.

[22]金玉凤, 胡智强, 仝　川. 大、小潮日闽江口短叶茳芏+芦苇沼泽甲烷排放通量日变化特征[J]. 湿地科学, 2012, **10**(2): 228~234.

[23]卢昌义, 叶　勇, 林　鹏, 等. 海南海莲红树林土壤CH_4的产生及其某些影响因素[J]. 海洋学报, 1998, **20**(6): 132~138.

[24]叶　勇, 卢昌义, 谭凤仪, 等. 红树林湿地土壤CH_4产生率及其土壤理化因素影响的研究[J]. 土壤学报, 2000, **37**(1): 77~84.

[25]王玲玲, 孙志高, 牟晓杰, 等. 黄河口滨岸潮滩湿地CO_2、CH_4和N_2O通量特征初步研究[J]. 草业学报, 2011, **20**(3): 51~61.

[26]国家海洋局. 2009年山东省海洋环境质量公报[R]. 2010-08-16. http://www.soa.gov.cn/soa/hygb/yhgb/nine/webinfo/2010/06/1281687829218830.htm.

[27]丁维新, 蔡祖聪. 土壤有机质和外源有机物对甲烷产生的影响[J]. 生态学报, 2002, **22**(10): 1 672~1 679.

[28]丁维新. 沼泽湿地及其不同利用方式下甲烷排放机理研究[D]. 南京:中国科学院南京土壤研究所, 2003.

[29]于君宝, 陈小兵, 孙志高, 等. 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, 2010, **30**(4): 855~861.

[30]于君宝, 陈小兵, 毛培利, 等. 新生滨海湿地土壤微量营养元素空间分异特征[J]. 湿地科学, 2010, **8**(3): 213~219.

[31]Denier van der Gon H A C, Neue H U. Influence of organic matter incorporation on the methane emission from a wetland rice field[J].Global Biogeochemical Cycles, 1995, **9**(1): 11-22.

[32]牟晓杰. 黄河口滨岸潮滩湿地系统氮生物循环特征与循环模式研究[D]. 烟台: 中国科学院烟台海岸带研究所, 2010.

[33]Segers R. Methane production and methane consumption:a review of processes underlying wetland methane fluxes[J]. Biogeochemistry, 1998, **41**(1): 23-51.

[34]Lu Y, Wassmann R, Neue H U, *et al*. Methanogenic responses to exogenous substrates in anaerobic rice soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2000, **32**(11-12):1 683-1 690.

[35]Bachoon D, Jones R D. Potential rates of methanogenesis in sawgrass marshes with peat and marl soils in the Everglades[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1992, **24**(1): 21-27.

[36]王德宣. 典型沼泽湿地CH_4排放及主要环节影响因素研究[D]. 长春: 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 2003.

[37]Kludze H K, Delaune R D, Patrick W H. Aerenchyma formation and methane and oxygen exchange in rice [J]. Soil Science Society of America Journal, 1993, **57**(2): 386-391.

[38]Banik B, Sen M, Sen S P. Effects of inorganic fettilizers and micronutrients on methane production from wetland rice(*Oryza sativa*) [J]. Biology and Fertility of Soils, 1996, **21**(4): 319-322.

[39]葛瑞娟, 宋长春, 杨桂生, 等. 氮输入对三江湿地小叶章不同生长阶段土壤产生CH_4能力的影响[J]. 环境科学学报, 2010, **30**(10): 2 070~2 077.

A Preliminary Study on Methane Production Potential of Soil in Tidal Wetlands of the Yellow River Estuary and Its Responses to Organic Matter and Nitrogen Import

JIANG Huan-huan[1,2], SUN Zhi-gao[1], WANG Ling-ling[1,2], SUN Wan-long[1,2], SUN Wen-guang[1,2], SONG Hong-li[1,2]

(1. *Key Laboratory of Coastal Zone Environmental Processes*, *Chinese Academy of Sciences*; *Shandong Provincial Key Laboratory of Coastal Zone Environmental Processes*; *Yantai Institute of Coastal Zone Research*, *Chinese Academy of Sciences*; *Yantai* 264003, *Shandong*, *P.R.China*; 2. *University of Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 100049, *P.R.China*)

Abstract: Topsoil (0-10 cm depth) from two typical ecosystems (*Suaeda salsa* salt marsh (SW) and mudflat (MF)) of the Yellow River estuary were collected in November 2010, and methane production potential of soil and its response to organic matter and nitrogen import were studied with anaerobic incubation. The results indicated that both methane production potential of soils from SW and MF occurred the maximum values after 7 days incubation during the experimental period, and the average were 0.035 7 μg/(g•d) and 0.001 3 μg/(g•d), respectively. The import of organic matter, to some extent, promoted the methane production potential of tidal marsh soil, and which has more effect on SW than that on MF. Although glucose had greater enhancement than that of sodium acetate, no significant difference was found between them ($p>0.05$). The effects of nitrogen import on methane production potential were related to nitrogen forms, and soil physical or chemical properties. The addition of ammonium (NH_4^+) had greater enhancement on methane production potential in SW compared to that in MF, but they had no significant difference ($p>0.05$). Nitrate (NO_3^-) addition inhibited the methane production potential in SW, while the promotion effect was observed in MF. Currently, because exogenous organic matter and nitrogen (NH_4^+—N is dominated) are major pollutants in the Yellow River estuary, the methane emission function of tidal wetlands should be paid more attentions when we estimate the GHG_S inventory of the inter-tidal zone.

Keywords: soil; methane production potential; tidal wetlands; organic matter; nitrogen; Yellow River estuary