不同类型河滨湿地甲烷和二氧化碳排放初步研究

沙晨燕，谭娟，王卿，王敏*
上海市环境科学研究院，上海 200233

摘要：湿地生态系统在全球碳循环中起着重要作用。湿地在低氧环境中促进碳累积的同时产出温室气体——甲烷（CH_4）和二氧化碳（CO_2），湿地的碳源和碳汇功能近来成为全球气候变化研究关注的重点问题。对于保护和修复湿地等生态工程措施与湿地温室气体排放量之间的关系还不明确。运用了静态箱-气相色谱法，对 Olentangy 河湿地研究中心的 4 种不同类型河滨湿地（人工种植人工湿地、自然演替人工湿地、半人工湿地和自然湿地）甲烷（CH_4）和二氧化碳（CO_2）排放时空规律进行了研究，探讨了湿地土壤温度、水文条件等环境因子对 CH_4、CO_2 排放的影响。结果表明，不同类型河滨湿地的 CH_4 和 CO_2 排放量具有显著的时空异质性，甲烷排放速率（中值）为：自然湿地（CH_4-C 0.33~85.7 $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$）>人工湿地（$CH_4$-C 0.02~20.5 $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$）>半人工湿地（$CH_4$-C -0.04~0.09 $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$）。$CO_2$ 排放通量的中值（平均值）分别为 9.8（19.2）、13.5（20.6）、24.7（36.0）和 33.7（40.3）CO_2-C $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$。在湿地 1、湿地 2 和河道边湿地中的 CH_4 排放量与土壤温度显著性相关，相关系数分别为 0.88、0.86 和 0.85；湿地 1、湿地 2 和牛轭湖湿地 CO_2 通量与土壤温度相关性显著，相关系数分别为 0.63、0.54 和 0.67。土壤含水率与甲烷排放量具有一定的相关性；与二氧化碳排放通量具有显著负相关性。土壤碳含量与其相应的 CH_4 和 CO_2 排放量之间关联度都较高。在同一区域淡水河滨湿地中，自然湿地的 CH_4 和 CO_2 排放通量均大于恢复湿地，CH_4 和 CO_2 排放的空间异质性是由于洪水冲击频率、土壤状况、地下水位及净初级生产力等因素决定的。

关键词：CH_4 排放；CO_2 排放；河滨湿地
DOI: 10.16258/j.cnki.1674-5906.2015.07.016
中图分类号：X16 **文献标志码：**A **文章编号：**1674-5906（2015）07-1182-09

引用格式：沙晨燕，谭娟，王卿，王敏. 不同类型河滨湿地甲烷和二氧化碳排放初步研究[J]. 生态环境学报, 2015, 24(7): 1182-1190.
SHA Chenyan, TAN Juan, WANG Qing, WANG Min. Methane and Carbon Dioxide Emissions from Different Types of Riparian Wetland [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, 24(7): 1182-1190.

碳是全球气候变化的重要影响因素之一，大气圈中主要以 CO_2 和 CH_4 的形式存在。其中，作为主要温室气体的甲烷对全球气候变暖的贡献率达到了 20%~39%（IPCC，2007）。大气中的 CH_4 含量已从工业革命前（1750 年）的 0.72 $\mu mol \cdot mol^{-1}$ 上升到了 2012 年的 1.82 $\mu mol \cdot mol^{-1}$，提高到约 2.5 倍（IPCC，2014）。CO_2 浓度从工业革命前的 280×10^{-6} 增加到现在的 393×10^{-6}（IPCC，2014）。

湿地在低氧环境中促进碳累积的同时产出温室气体——CH_4 和 CO_2，湿地的碳源和碳汇功能近来成为全球气候变化研究关注的重点问题。河滨湿地有着较高的初级生产力，从而固定和储存了大量的碳，在全球气候变化中有着特殊的地位和作用（Mander et al.，2008）。随着人类活动加剧，自然河滨湿地遭到破坏，从而导致土壤通透性、温度、氧化还原电位等理化性质的改变，造成了河滨湿地成为碳排放的热点（Zhang et al.，2005；Mitsch et al.，2013）。因此，新建和修复河滨湿地的建造与管理中，在考虑保护恢复湿地的生态系统服务功能同时，也应考虑如何减小温室气体排放（Whiting et al.，2001）。

CH_4 和 CO_2 的排放通量具有较高的时空异质性，量化其排放量十分困难（Morin et al.，2014；Nahlik et al.，2011）。已有研究报道了河滨湿地（Altor et al.，2006，2008；Wang et al.，2006；Itoh et al.，2007；Wilcock et al.，2008）和污水处理的人工湿地（Teiter et al.，2005；Wang et al.，2008）的 CH_4 和 CO_2 排放情况。然而，对于保护和修复湿地等生态工程措施与湿地温室气体排放量之间的关系尚不明确。本文以河滨地区不同类型的自然、半人工和人工河滨湿地为研究对象，尝试在不同的水文模式和植被生长状况下，研究不同湿地类型的 CH_4 和 CO_2 的时空排放规律及对比，探讨影响 CH_4 和 CO_2 排放量的主要因子及其可能的调控途径，并

基金项目：国家自然科学青年基金项目（31100404）
作者简介：沙晨燕（1983 年生），女，工程师，博士，主要从事湿地碳循环工作。E-mail: shacy@saes.sh.cn
收稿日期：2015-03-18

以此提出了针对湿地碳排放的河滨恢复湿地建造与管理建议和措施。

1　材料与方法

1.1　样点设计

1.1.1　研究区域概况

研究区域位于美国俄亥俄州哥伦布市Olentangy 河湿地研究中心（ORWRP）（40.021°N，83.017°E）。占地 20 hm^2 的 ORWRP 包括了 4 种不同类型的湿地：人工种植植被的肾形淡水草泽（湿地 1）、自然生长植被的肾形淡水草泽（湿地 2）、河流分岔半人工牛轭湖（牛轭湖）、自然河道旁低洼湿地（河道旁湿地）和高地（作为控制对照样点）（表 1）。4 类湿地在微地形地貌、植被类型及水文状况上都有所不同。人工草泽、半人工牛轭湖和自然河道旁湿地水文情况的波动都反映了 Olentangy 河河水水位季节性的涨落。在生长季节，4 种不同类型湿地的水位下降，并在 8 月份达到最低值，之后再次上涨，并且在冬季和春季的时候水位达到最高。其中，牛轭湖在 5 月份之后几乎干涸，仅仅有少量的水塘散落在其中。

表 1　Olentangy 河湿地研究中心不同类型湿地的性质

Table1　Introduction of different types of wetland in Olentangy River Wetland Research Park

实验地点		湿地类型	面积/hm^2	水文条件	植被条件
人工湿地	湿地 1	人工沼泽	1	人工泵入	人工种植+自然生长
	湿地 2	人工沼泽	1	人工泵入	自然生长
半人工牛轭湖		半人工牛轭湖	3	溢流阀	人工种植+自然生长
自然河道旁湿地		自然河边湿地	-	自然水文	自然生长

1.1.2　实验设计

ORWRP 采样点的位置是依据水文条件和湿地类型的不同而选取的。采样点选择纵向（入口、中部至出口）和横向（深水区至浅水区）分布。其中深水区为常年淹没区域，浅水区是干湿交错区域，高地常年处于干燥状态，本文将高地作为控制对照点。研究区域中共设置有 27 个采样点：其中实验湿地 1 和湿地 2 中有 14 个采样点，每个湿地各 7 个；牛轭湖湿地中有 7 个；河道边湿地中有 6 个（图 1）。采样期为 2008 年 11 月至 2009 年 10 月。

1.2　气样采集及分析

1.2.1　气样采集

采用静态箱进行气体采样：在干湿交错地带使用永久性气体采集箱，明水面即淹没区则使用浮力气体采集箱。

永久性气体采集箱：采样箱分顶箱和底座，箱体用底面积 0.15 m^2 的长方体塑料箱体（56 L）。为

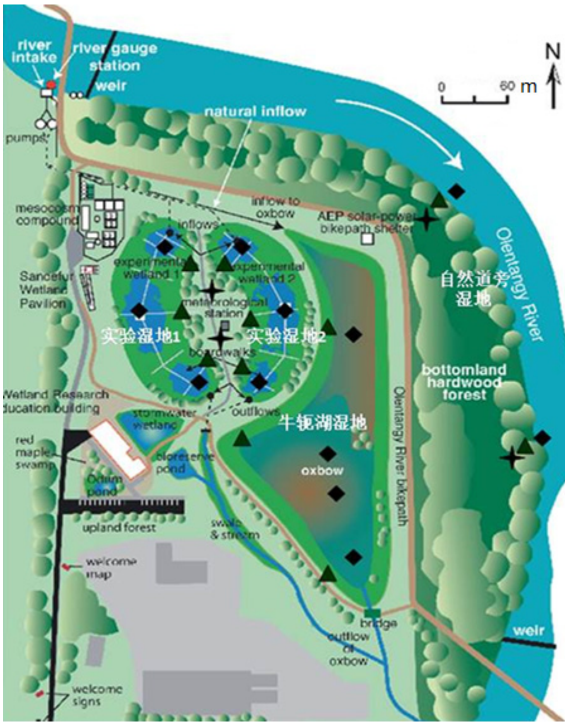

图 1　占地 20 hm^2 Olentangy 河湿地研究中心（ORWRP）实验区域

实验湿地 1，湿地 2，半人工牛轭湖和自然道旁湿地黑色标记代表 CH_4 采样点在实验区的分布。各湿地的水流自北向南。其中菱形代表了深水区的采样点，三角形代表了浅水区的采样点，而十字星代表了高地（控制点）的采样点

Fig. 1　Gas- sampling chamber sites (circles) in experimental wetlands 1 and 2, oxbow and riverside sites at the 20 hm^2 Olentangy River Wetland Research Park (ORWRP), with water moving from north to south. Diamond shape marks correspond to open water zone, triangle shape marks correspond to transition zone, cross shape marks correspond to upland locations

了释放箱体中采样时的压力，顶部附有 2 m 长的聚乙烯出气软管，直径为 1.6 mm。同时，在出气软管旁边装有丁基胶塞供采样使用。底座高 20 cm，为避免土壤扰动对试验的影响，底座长期埋入试验地，一般埋入深度为 10 cm。试验开始时，使用聚乙烯泡沫密封条连接两箱，使其气路密封。

浮力气体采集箱：同样的采样箱体使用于浮力箱上（56 L，底部面积为 0.21 m^2），底部四周边缘使用浮力泡沫塑料，并且使用防水密封胶带进行防水处理。

2008 年 11 月至 2009 年 10 月，每月月初进行采样。为减少采样时间所造成的偏差，所有的采样时间起始于早上 9 点，至 11 点完成。用 20 mL 聚乙烯医用注射器，经过三通阀连接针头，通过采样箱顶部的丁基胶塞取样。在气箱关闭后进行采样，一共持续 25 min，每隔 5 min 进样一次，分别在 0 min（T0）、5 min（T1）、10 min（T2）、15 min（T3）、20 min（T4）和 25 min（T5）时进行。气体样本用注射器取出后，转移入 10 mL 真空采样瓶保存。气

样置于 4 ℃的冷藏室内储存，28 d 之内用气相色谱仪分析气体浓度。

1.2.2 气样分析

使用 Schimadzu 14A（日本岛津公司）气相色谱仪（GC）分析 CH_4 浓度。采用温度传导探头和火焰离子检测器，聚苯乙烯型色谱固定相 Q 色谱柱进行样品分离，色谱柱采用长度为 1.8 m，载气为高纯氮气，流速为 25 $mL \cdot min^{-1}$。炉箱和检测器 TCD 和 FID 的工作温度分别为 40 ℃、40 ℃，200 ℃和 150 ℃。

GC 得到的结果需要转化成 ppm 为单位，使用理想气体定律进行校正：

$$m=c\times(P\times M/R\times T)$$

其中，m 为单位质量量下气体浓度（CH_4 $g \cdot m^{-3}$），c 为单位体积下气体体积分数（$\times10^{-6}$），P 为采样点的大气压，M 为被测气体的摩尔质量（$g \cdot mol^{-1}$），R 为宇宙气体恒量（82.057 5(atm-cm^3)/(mol-K)），T 为每个采样箱内气体的绝对温度。

气体通量使用以下公式进行校正：

$$F_{me}=[V\times(dm/dt)\times1\,000/A]\times12/16$$

其中，F_{me} 为气体排放速率（CH_4-C $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ 和 CO_2-C $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$），$V$ 为气箱体积（m^3），A 为采样箱箱底表面积（m^2），dm/dt 为在一定时间内气体浓度随时间变化斜率（CH_4 $g \cdot m^{-3} \cdot h^{-1}$ 和 CO_2 $g \cdot m^{-3} \cdot h^{-1}$）。

1.3 环境因子测定

1.3.1 温度测定

测量空气温度，5 cm 和 15 cm 土壤温度，水体温度和采样箱内温度。

1.3.2 土壤采样及分析

每个样地随机取 3 个表层土壤样品，现场称鲜质量后，在 105 ℃条件下烘干 24 h 并称干质量，利用干质量和鲜质量求出土壤含水率。所有的土壤样品的分析测试，使用标准方法在爱沙尼亚大学生命科学学院的植物生物化学实验室进行测量（APHA，1989）。使用干式燃烧法（Dc）对土壤碳含量进行分析，分析仪器为 Vario EL Ⅲ操作仪。土壤中的凯氏 N 测量使用 Tecator 分析仪。

1.3.3 水文条件测定

每日对实验湿地出口处的水位标杆读数。标杆水位月平均值与每次采样时所记录的水位高度有显著相关性（$r^2>0.8$，$P<0.006$），实验使用的采样点的水位为采样箱旁边的水位高度。

1.4 数据分析

经检验 CH_4 和 CO_2 排放量数据不符合正态分布特征，因此，本文使用非参数统计方法。使用 Kruskal-Wallis 和 Mann-Whitney 法比较不同季节下，不同水位条件下，不同类型湿地中 CH_4、CO_2 的排放通量。所有的 CH_4、CO_2 排放量的数据运用平均值和中值。水文和净初级生产力等环境数据的对比使用 T-tests 进行相关分析（SPSS 16.0）。所有的显著性差异小于 0.05。

2 结果

2.1 生长季节及非生长季节的 CH_4 和 CO_2 排放通量

2.1.1 生长季节及非生长季节的 CH_4 排放通量

在生长季节，河道边湿地、湿地 1、湿地 2、牛轭湖和高地的 CH_4 排放量之间有显著性差异（$P<0.001$）（图 2a）。河道边湿地中 CH_4 排放量的中值和平均值分别为 CH_4-C 69.8 $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ 和 CH_4-C 93.6 $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$。湿地 2 的 CH_4 排放量大于湿地 1，但是并无显著差异（$P>0.05$）。湿地 1 和 2 的中值（平均值）为 CH_4-C 1.0（13.5）$mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ 和 CH_4-C 3.4（21.5）$mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$。牛轭湖 CH_4 的排放量仅为 CH_4-C 0.03（0.15）$mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$。高地的 CH_4 吸收量为 CH_4-C 0.06（0.06）$mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$。

在非生长季节，CH_4 的排放通量较生长季节显

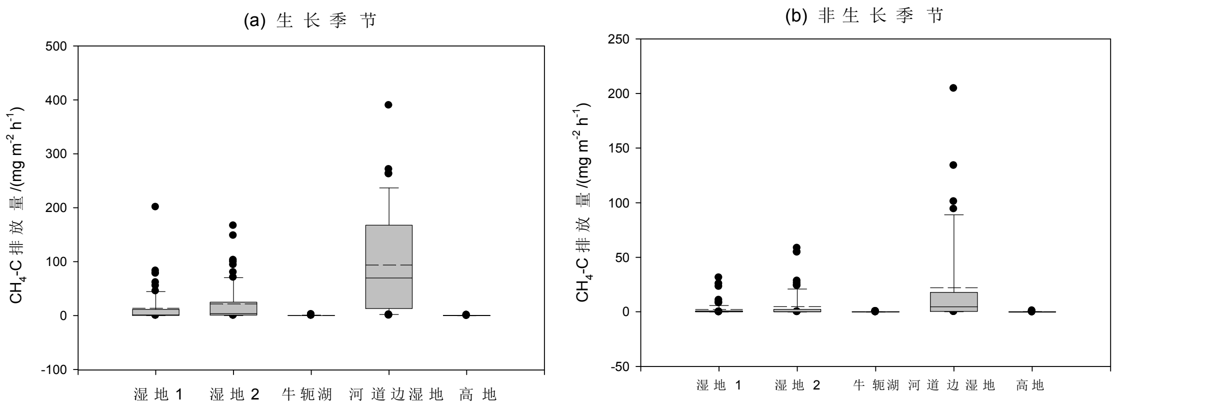

图 2 ORWRP 中各类型湿地的 CH_4 排放量（CH_4–C $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$）

中值为实线，平均值为虚线；圆点代表极大值和极小值；灰色箱体代表四分位间距

Fig. 2 Median (—) and mean (---) annual methane emissions (CH_4-C $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$) for (a) growing season from five different wetland and upland sites at the ORWRP; (b) non-growing season from five sites at the ORWRP. Boxes indicate 25% percentiles and bars indicate 75% percentiles; dots indicate outliers

著降低($P<0.001$),但其空间排放模式相似(图 2b)。河道边湿地中仍然排放出最多的CH_4气体,中值(平均值) 为 4.5 (22.1) CH_4-C mg·m^{-2}·h^{-1}，与湿地 1 和湿地 2 的 CH_4 排放相比较并无显著性差异 ($P>0.05$)。牛轭湖和高地的 CH_4 排放量差异性不显著 ($P>0.05$)，其中值 (平均值) 分别为 CH_4-C 0.02 (0.01) mg·m^{-2}·h^{-1} 和 CH_4-C -0.04 (0.02) mg·m^{-2}·h^{-1}。

2.1.2　生长季节及非生长季节的 CO_2 排放通量

在生长季节，河道边湿地、湿地 1、湿地 2、牛轭湖和高地的 CO_2 排放量之间有显著性差异 ($P<0.001$) (图 3a)。河道边湿地中的 CO_2 排放量的平均值和中值分别为 CO_2-C 45.1 mg·m^{-2}·h^{-1} 和 CO_2-C 37.7 mg·m^{-2}·h^{-1}。湿地 2 的 CH_4 排放量大于湿地 1，但是并没有显著差异 ($P>0.05$)。湿地 1 和 2 的平均值 (中值) 为 CO_2-C 28.2 (22.3) mg·m^{-2}·h^{-1} 和 CO_2-C 30.7 (27.3) mg·m^{-2}·h^{-1}。牛轭湖的 CO_2 排放量为 CO_2-C 63.0 (47.9) mg·m^{-2}·h^{-1}。高地的 CO_2 排放量最高，为 CO_2-C 187.5 (153.5) mg·m^{-2}·h^{-1}。CO_2 排放通量的排序为牛轭湖湿地>自然河滨湿地>人工实验湿地。

在非生长季节，CO_2 的排放通量较生长季节显著降低 ($P<0.001$) (图 3b)。河道边湿地中 CO_2 排放通量的平均值 (中值) 为 CO_2-C 35.2 (34.0) mg·m^{-2}·h^{-1}。然而与湿地 1 和湿地 2 CO_2 排放相比较，仍无显著性差异 ($P>0.05$)。人工实验湿地和自然河道边湿地的 CO_2 排放量差异性不显著 ($P>0.05$)，CO_2 排放通量的平均值 (中值) 分别为 CO_2-C 10.0 (6.4) mg·m^{-2}·h^{-1} 和 CO_2-C 10.6 (7.7) mg·m^{-2}·h^{-1}。牛轭湖的 CO_2 排放通量的平均值 (中值) 相对其它类型湿地较高，为 CO_2-C 63.0 (47.9) mg·m^{-2}·h^{-1} ($P<0.005$)。与生长季节相同，控制点高地的 CO_2 排放量最高，为 CO_2-C 86.7 (67.9) mg·m^{-2}·h^{-1}。在非生长季节 CO_2 的排放通量排序为自然河滨湿地>牛轭湖湿地>人工实验湿地。

2.2　不同类型湿地中 CH_4 和 CO_2 排放通量及其相应的环境因子

土壤温度在不同类型湿地之间并无显著性差异 ($P>0.05$)，湿地 1、湿地 2、牛轭湖和河道边湿地的土壤温度分别为(16.3±1.5)、(15.4±1.5)、(16.8±1.1)和(17.7±1.6) ℃，河道边湿地的土壤温度最高，而湿地 2 的土壤温度最低，这可能是由于湿地 2 植被覆盖较密，具有遮荫效果。空气温度在不同类型湿地间同样无显著差异 ($P>0.05$)，并且空气温度和土壤温度有着显著相关性 ($P<0.001$)。对于全年而言，河道边湿地的 CH_4 排放通量是 4 类湿地中最高的，其次是实验湿地 1、湿地 2、牛轭湖湿地。其中河滨自然湿地、人工湿地和半人工湿地的 CH_4 排放通量中值的范围分别为 CH_4-C 0.33~85.7 mg·m^{-2}·h^{-1}，CH_4-C 0.02~20.5 mg·m^{-2}·h^{-1} 和 CH_4-C -0.04~0.09 mg·m^{-2}·h^{-1} ($P<0.001$)。相比而言，不同湿地类型的CO_2排放通量差异没有CH_4排放通量异质性高。其中，自然湿地、半人工湿地、人工湿地 1 和湿地 2 的 CO_2 排放通量中值的范围分别为 CO_2-C 18.8~78.8 mg·m^{-2}·h^{-1}、CO_2-C -12.8~132.9 mg·m^{-2}·h^{-1}、CO_2-C -13.3~44.1 mg·m^{-2}·h^{-1} 和 CO_2-C -8.9~51.6 mg·m^{-2}·h^{-1} ($P<0.001$) (表 2)。

在人工实验湿地中，湿地的水位和水文波动频率影响了 CH_4 排放速率，深水区中 CH_4 排放量的中值 (平均值) 显著高于交错区的 CH_4 排放量 ($P<0.001$),分别为4.7(59.9)mg·m^{-2}·h^{-1}和0.09(1.17) mg·m^{-2}·h^{-1}。对于牛轭湖来说，深水区和交错区 CH_4 排放量差异不显著 ($P>0.05$)，排放量总体比较低，分别为 CH_4-C 0.03 (0.06) mg·m^{-2}·h^{-1} 和 0.03 (0.12) mg·m^{-2}·h^{-1}。河道边的深水区和交错区的 CH_4 排放量

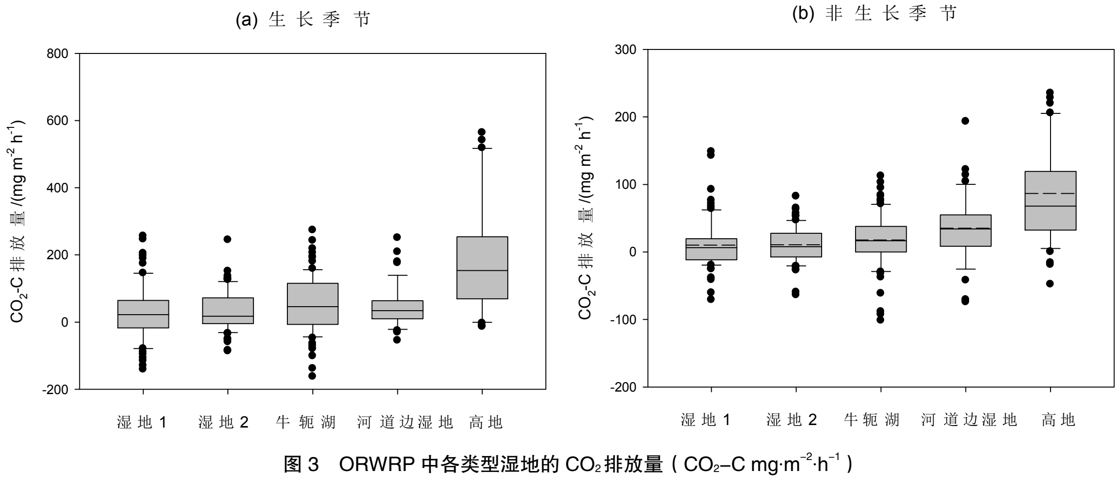

图 3　ORWRP 中各类型湿地的 CO_2 排放量 (CO_2–C mg·m^{-2}·h^{-1})

中值为实线，平均值为虚线；圆点代表极大值和极小值；灰色箱体代表四分位间距

Fig. 3　Median (—) and mean (---) annual carbon dioxide emissions (mg CO_2-C·m^{-2}·h^{-1}) for (a) growing season from five different wetland and upland sites at the ORWRP; (b) non-growing season from five sites at the ORWRP. Boxes indicate 25% percentiles and bars indicate 75% percentiles; dots indicate outliers

表 2　湿地 1、湿地 2、牛轭湖和河道旁 CH_4 和 CO_2 排放量及其环境因子数据

Table 2　Methane and carbon dioxide emissions and supporting environmental data by four wetland sites(Wetland 1, Wetland 2, Oxbow and Riverside)

地点	采样点	平均温度/℃			平均水深/cm	CH_4 日均排放量(以 CH_4-C 计)/(mg·m^{-2}·d^{-1})	CO_2 排放通量(以 CO_2-C 计)/(mg·m^{-2}·h^{-1})
		空气	土壤(5 cm)	土壤(15 cm)			
湿地 1	U	14.95±2.02	12.82±2.09	12.43±2.2	0±0	-1±1	105.0±16.4
	T	15.07±1.09	12.51±2.35	12.5±2.24	4.15±0.73	8±2	56.2±8.0
	O	18.35±1.43	12.24±2.23	12.71±2.08	20.41±1.17	301±57	-16.7±4.8
湿地 2	U	15.17±1.56	12.3±1.95	12.82±2.22	0±0	-2±1	78.0±14.9
	T	15.32±1.44	12.34±2.35	12.45±2.32	5.46±0.74	35±15	45.7±5.8
	O	15.7±1.55	12.56±2.25	12.31±3.35	19.34±1.19	596±100	-4.4±2.8
牛轭湖	T	16.88±0.93	13.39±2.09	13.68±2.06	2.79±0.84	3±1	58.4±8.8
	O	16.71±1.25	13.8±2.33	13.98±2.44	7.84±1.2	1±1	19.1±5.9
河道旁	U	15.25±1.8	12.91±1.88	12.35±2.06	0±0	1±1	186.9±27.6
	T	19.27±1.58	13.71±2.21	12.85±2.1	1.31±0.41	1230±358	67.6±9.5
	O	18.66±1.37	13.99±2.54	13.17±2.82	22.5±1.92	1556±274	15.2±5.1

采样点分为 U=高地，T=交错带，O=深水区。所有的数据都是平均值±标准偏差。

sampling station: U=upland, T=transition zone, O=open water zone. All values are means ± SE

分别为 34.1（64.9）mg·m^{-2}·h^{-1} 和 CH_4-C 10.4（51.3）mg·m^{-2}·h^{-1}，交错区的 CH_4 排放量仅仅为深水区的 30.5%。人工实验湿地、自然河道旁及牛轭湖湿地中由于常年积水深水区的采样点的水位高度显著高于干湿交错区（P<0.001），因此湿地的水位也影响了 CO_2 排放速率。在人工实验湿地中，交错区的 CO_2 排放量的中值（平均值）显著高于深水区中的 CO_2 排放量（P<0.001），分别为 CO_2-C 41.8（53.7）mg·m^{-2}·h^{-1} 和 CO_2-C -2.2（-10.6）mg·m^{-2}·h^{-1}。工牛轭湖湿地 CO_2 的不同水位条件的排放模式与人工湿地相同（P<0.001），分别为 CO_2-C 15.5（20.9）mg·m^{-2}·h^{-1} 和 CO_2-C 38.7（63.1）mg·m^{-2}·h^{-1}。自然河滨湿地交错区的 CO_2 排放量的中值（平均值）同样也显著高于深水区中的 CO_2 排放量（P<0.001）。河道边湿地的交错区和深水区的 CO_2 排放量分别为 CO_2-C 16.6（15.2）mg·m^{-2}·h^{-1} 和 CO_2-C 53.4（70.2）mg·m^{-2}·h^{-1}。

2.2.1　土壤含水率与 CH_4 和 CO_2 排放通量的相关性

4 种不同类型湿地的土壤含水率为：湿地 1 和湿地 2>河道边湿地>牛轭湖湿地。不同水文条件区域中土壤含水率为：深水区>交错区>高地。并且，可以从本实验的土壤含水率及 CH_4 排放量的相关性中发现，土壤含水率的相关系数虽然不高，但是有一定的相关性（r^2=0.39）。实验的土壤含水率及 CO_2 排放量的相关性中发现，土壤含水率与不同类型湿地中 CO_2 通量具有一定的相关性（r^2=0.72），但其成反比相关，即土壤含水率越高，CO_2 释放量越少。

2.2.2　土壤温度与 CH_4 和 CO_2 排放通量的相关性

土壤温度在 4 类湿地中无显著性差异。在生长季节和非生长季节，土壤的平均温度分别为 (19.6±3.1) 和 (6.4±4.9) ℃。在湿地 1、湿地 2 和河道边湿地，CH_4 排放量与土壤温度显著性相关，相关系数分别为 r^2=0.88，r^2=0.86 和 r^2=0.85（图 4）。不过在牛轭湖地区，CH_4 排放与土壤温度没有显著相关性。在湿地 1、湿地 2 和牛轭湖湿地，CO_2 排放量与土壤温度有一定相关性，相关系数分别为 r^2=0.63，r^2=0.54 和 r^2=0.67（图 5）。不过在自然河道边区域，CO_2 排放与土壤温度没有显著相关性。

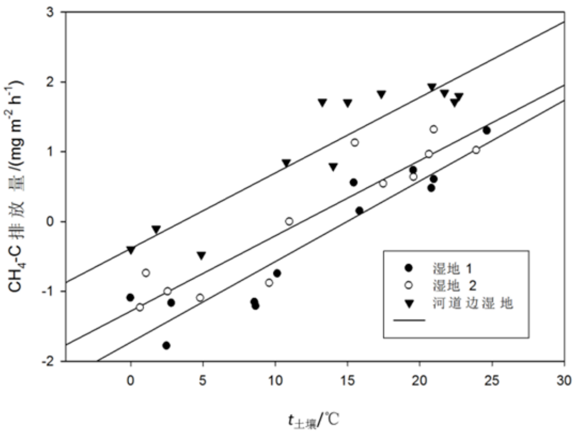

图 4　实验湿地 1 和湿地 2 CH_4 排放量（以 10 为底进行 log 转化）（CH_4-C mg·m^{-2}·h^{-1}）与土壤温度的关系

Fig. 4　Relationships between methane flux rates and mean soil temperature for two experimental wetlands (wetland 1 and 2) and riverside site at Olentangy River Wetland Research Park

3　讨论

3.1　河滨湿地碳排放通量

3.1.1　不同类型河滨湿地 CH_4 排放通量的差异

湿地生态系统中 CH_4 排放量的差异可能是由于环境因子的空间异质性，例如沉积物结构、大型植被分布、营养物质供给和土壤供养程度等（Herbst et al.，2013）。本研究中，Olentangy 河河道低洼湿地和不同类型的河滨补偿湿地有着非常高的 CH_4 排放空间异质性。相关文献也有相似的研究结果，在若尔盖高原湿地生长季节，CH_4 排放有较大的空间变异，湖滨湿地 CH_4 平均排放量为 CH_4-C 11.95 mg·m^{-2}·h^{-1}，其次为宽谷湿地，排放量为 CH_4-C 2.12 mg·m^{-2}·h^{-1}；河岸湿地表现为 CH_4 吸收，其吸收量为

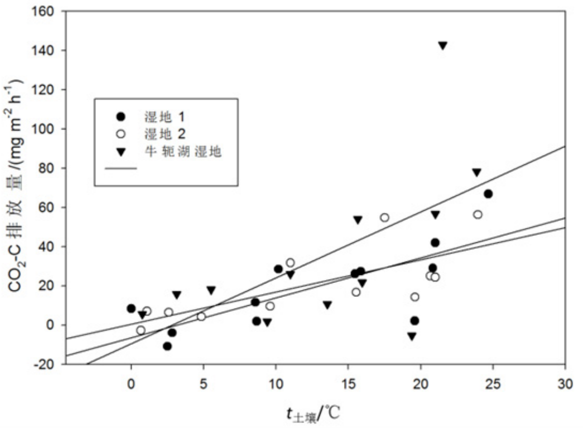

图 5 实验湿地 1 和湿地 2CO_2 排放量（CO_2–C mg·m^{-2}·h^{-1}）与土壤温度的关系

Fig. 5 Relationships between methane flux rates and mean soil temperature for two experimental wetlands (wetland 1 and 2) and riverside site at Olentangy River Wetland Research Park

CH_4-C 0.007 mg·m^{-2}·h^{-1}（陈槐等，2008）。Hirota et al.（2004）在青藏高原的不同优势种湿地中的研究显示了以眼子菜属（*Potamogeton* spp.）为优势种的湿地 CH_4 排放通量为 33.1 mg·m^{-2}·d^{-1}，藨草（*Scirpus* spp.）湿地 CH_4 通量为 99.5 mg·m^{-2}·d^{-1}，苔草（*Carex* spp.）湿地 CH_4 通量为 196 mg·m^{-2}·d^{-1}。在日本的一个处理废水的人工湿地中，CH_4 排放数据也显示了较大的时空差异，为 CH_4 0~16.76 g·m^{-2}·d^{-1}（Wang et al.，2008）；在爱沙尼亚的两种不同类型的废水处理微型人工湿地，即水平式潜流人工湿地（HSSF）和垂直式潜流人工湿地（VSSF）中，CH_4 的排放量分别为 CH_4-C 31~12 100 μg·m^{-2}·h^{-1} 和 CH_4-C 950~5 750 μg·m^{-2}·h^{-1}（Mander et al.，2005）。而且上述提到的地理特征与其地表水位也密切相关。在德国西南部的研究发现湖滨湿地 CH_4 排放是宽谷湿地的 5.5 倍，其地表水位要比宽谷湿地高出 10 cm 左右（Sommer et al.，2002）。在丹麦北方湖泊湖岸边的明水区，随着水文的波动，CH_4 排放量为 CH_4 20~50 g·m^{-2}·y^{-1}（Kankaala et al.，2004）。Olentangy 河河滨淡水湿地 CH_4 排放量是从 CH_4-C 68~379 g·m^{-2}·y^{-1}，这个范围也与其它的淡水湿地相一致。在内蒙古有机草泽中，其 CH_4 排放通量非常高，为 CH_4 189~663 g·m^{-2}·y^{-1}（Wang et al.，2006）。Whiting et al.（2001）报道弗吉尼亚州和福罗里达州湿地的 CH_4 排放通量分别为 CH_4-C 62 和 107 g·m^{-2}·y^{-1}。在亚马逊河洪泛平原中，水位较低时，CH_4 的排放量为 CH_4 25 g·m^{-2}·y^{-1}；而水位较高时，CH_4 的排放量为 CH_4 67 g·m^{-2}·y^{-1}（Richey et al.，1990）。在本实验俄亥俄州中部的实验湿地中，我们也监测到了相似的深水区 CH_4 排放量较高，而边缘区 CH_4 排放量较少这样的模式。

3.1.2 不同类型河滨湿地 CO_2 排放通量的差异

湿地生态系统的 CO_2 通量具有极强的时空变异性。在时间尺度上不仅有明显的季节变化，而且在一天之内的波动幅度也很剧烈。土壤 CO_2 通量的异质性与诸多因子相关。不同群落类型的植被组成、气象条件和土壤环境因子的不一致性可导致土壤 CO_2 通量的不同。本研究中所测得的 CO_2 排放速率情况如下：自然湿地、半人工湿地、人工湿地 1 和湿地 2 的 CO_2 排放通量中值的范围分别为 CO_2-C 13.1~53.5 mg·m^{-2}·h^{-1}、CO_2-C -0.7~132.9 mg·m^{-2}·h^{-1}、CO_2-C -13.3~44.1 mg·m^{-2}·h^{-1} 和 CO_2-C -8.9~51.6 mg·m^{-2}·h^{-1}。由于本研究中不同类型的湿地处于同一区域中，因此气候状况和土壤温度基本相同，可能是由于不同的水位条件以及植物分布的不同而影响了不同类型湿地中 CO_2 排放差异。有关研究也有相似的观点，郝庆菊等（2004）从 8 月中旬至 10 月对三江平原上 3 种不同类型湿地进行 CO_2 排放的观测，CO_2 排放速率表现为小叶樟草甸（CO_2 384.9 mg·m^{-2}·h^{-1}）>恢复湿地（CO_2 384.9 mg·m^{-2}·h^{-1}）>漂筏苔草沼泽（CO_2 117.6 mg·m^{-2}·h^{-1}），并认为水文条件以及由水文环境引起的土壤温度是影响不同类型湿地土壤 CO_2 呼吸速率差异的重要因素。Teiter et al.（2005）分别对河滨缓冲带上的水平式潜流人工湿地（HSSF）和垂直式潜流人工湿地（VSSF）的 CO_2 排放速率进行了测量，并得出了 HSSF 的 CO_2 排放速率（CO_2 140~291 mg·m^{-2}·h^{-1}）大于 VSSF（CO_2 61~140 mg·m^{-2}·h^{-1}），认为可能是由于这两种人工湿地中不同的植物配置导致了 CO_2 排放通量的差异。

3.2 环境因子对 CH_4 排放量的影响

3.2.1 水文对 CH_4 排放量的影响

水文过程调节了电子受体和供体之间的运动状态，并在湿地的地球生物化学循环中起到重要的作用（Mitsch et al.，2007）。在湿地 1 和湿地 2 中深水区比起交错区的 CH_4 排放量更高，这是由于深水区中土壤含氧量的减少，导致在缺氧和土壤还原的条件下，产 CH_4 菌活性增强，CH_4 排放量增大（Kumaraswamy et al.，2001）。对于牛轭湖湿地，在深水区和交错区中 CH_4 排放量没有显著性差异，这可能是由于牛轭湖中独特的季节性水文渐变情况。冬季和春季较高的水位及其洪水冲击频率导致深水区和交错区的水深显著不同，但是较低的土壤温度使得两个区域 CH_4 排放量都较小（Yu et al.，2008）。当夏季和秋季温度升高，蒸发量加大的时候，地表水位退去，导致深水区和交错区有着相似的水位条件，并且由于季节性的干旱，深水区和交错区仍然没有较大的 CH_4 排放量的差异。在河道边

低洼湿地，尽管交错区的 CH_4 排放量低于深水区，但是差异性不显著。交错区中，相对于同一地区其它类型湿地较高的 CH_4 排放量，可能部分由于水文作用下土壤中净有机碳的输入，部分由于地下水加上地表径流的作用，将营养物质输入到 Olentangy 河的边缘地带（Striegl et al.，1998；Fahey et al.，2005）。本实验结果得出的土壤含水率与 CH_4 排放量有一定的相关性。徐华等（2008）对我国水稻田 CH_4 产生的培养实验发现，在同样的培养温度下，CH_4 的产生率随着水分含量的增加而增加。在江苏无锡安镇和江西鹰潭的水稻土壤，当水分条件从田间持水量的 20%~35%增加到田间持水量的 107%时，CH_4 产生率分别提高了约 9 倍和 5 倍。

3.2.2 土壤温度对 CH_4 排放量的影响

温度在 CH_4 产生和排放中起着非常重要的作用，土壤温度不仅直接影响土壤微生物的活动，而且对土壤中 CH_4 的输送也有明显影响（丁维新等，2003）。湿地类型不同，温度对土壤 CH_4 排放的影响也不同。在永久积水或季节性积水湿地中，例如本文中的河道边和实验湿地 1、2，地表长期保持过湿状态，因而土壤为厌氧环境，有利于 CH_4 的生成，CH_4 的产生过程对温度非常敏感。然而对于牛轭湖湿地来说，在温度较高的季节，地表无积水但保持较为湿润的状态，因而这种环境有利于 CH_4 的氧化吸收，水文的作用掩盖了温度对 CH_4 排放的影响。相比之下，CH_4 消耗作用对温度较不敏感（宋长春等，2003）。

本文的研究中，5 月至 9 月温度相对较高的时期，CH_4 排放量也是最高的。湿地 1、湿地 2 和河道边湿地显示了相似的 CH_4 排放季节动态变化，夏季 CH_4 排放量分别比冬季高了 18 倍、23 倍和 18 倍。牛轭湖的 CH_4 排放季节波动较小。CH_4 排放所显示出的季节波动与之前在同一湿地（Altor et al.，2006，2008）和其它淡水生态系统的研究结果相符（Koch et al.，2007；Chen et al.，2008）。产 CH_4 菌的活动能力经研究随着温度、电子接收能力、营养盐供应或者几个因素的综合效应的变化而不同（Stadmark et al.，2005），并且这些环境因子的性质随着季节而波动（Bubier et al.，2005）。本研究中湿地 1、湿地 2 和河道边湿地的土壤 Q10 值通过方程式计算分别为 1.25、1.25 和 1.06（Reichman et al.，1986）。Q10 值符合 Arrehenius 方程中不同水饱和土壤环境下的较低数值区域（Chapman et al.，1996）。CH_4 排放量与沉积物中温度显著性相关已经在文献中详细阐述过（Koch et al.，2007；Chen et al.，2008；Koh et al.，2009）。相对较高的夏季温度不仅能够提高产 CH_4 菌的活动能力，而且由于快速的氧气消耗而影响到氧化菌的活动能力，因此温度升高可提高 CH_4 排放量（Ding et al.，2004）。Kankaala et al.（2004）报道过随着季节的不同，CH_4 的排放与植被生物量密切相关。夏季时，较高的植被生物量影响到 CH_4 的排放，因为植物由于根部腐烂和分泌物所产生的有机物质对产 CH_4 菌来说可作为营养基质（Rinnan et al.，2003）。而且植物也可作为 CH_4 从土壤向大气中排放的导管（Wassmann et al.，2000）。一般认为，CH_4 氧化和 CH_4 产生的最佳温度是 25 ℃（Dunfield et al.，1993）。低温限制 CH_4 产生的主要原因是降低了产 H_2 细菌的活性而不是因为对产 CH_4 菌的影响（Conrad et al.，2002）。Saarnio et al.（1998）认为，低温限制了根系分泌物等的分解，从而抑制了 CH_4 的产生和排放。

3.3 环境因子对 CO_2 排放量的影响

3.3.1 土壤温度对 CO_2 通量的影响

研究区域不同类型河滨湿地 CO_2 通量在生长季节明显高于非生长季节（$P<0.001$）。从土壤中释放的 CO_2 的 85%~90%来源于土壤微生物的生命活动，约 15%来源于植物根的呼吸（郝庆菊等，2004），并且其呼吸强度与温度密切相关。因此，温度的升高可促进土壤中储存的大量碳的分解，土壤呼吸在水位较低情况下随着温度升高而有显著的升高，高水位地带却抑制微生物活性（Moore et al.，1989）。本文相关分析表明，CO_2 通量的季节变化受到了土壤温度的影响，二者呈正相关关系（图 5），湿地 1、湿地 2 和牛轭湖湿地 CO_2 通量与土壤温度相关性显著，相关系数分别为 0.63、0.54 和 0.67。有可能是因为湿地植物多为浅根系，其根系主要分布在土壤上层，凋落物的分解主要在此层进行。这与王德宣等（2008）对诺尔盖高原地区的研究结果一致。三江平原湿地土壤 CO_2 排放速率与土壤温度关系密切，几乎所有的土壤温度与土壤 CO_2 排放速率均为显著相关，并且绝大部分都达到了极显著水平（郝庆菊等，2004）。

3.3.2 水分对 CO_2 通量的影响

在本研究中，牛轭湖湿地由于夏季长期暴露于空气中，土壤通透性较好，而且相比于河道边自然湿地地势较高。有研究认为，较低的水位和较干的土壤状况会增加有机质的分解，可能提高 CO_2 通量。Freeman et al.（2002）也指出 CO_2 通量与水位高度有显著的负相关（r^2=0.921）。本文中的牛轭湖湿地年平均水位在 Olentangy 河河滨不同类型湿地中最低（表 2）。从理论上讲，这样的恢复湿地应比水位高的河道边自然湿地更有利于 CO_2 的产生和排放，但测定结果 CO_2 排放速率的中值（平均值）低于自然河道边湿地，原因可能与恢复湿地土壤有机质及

土壤营养元素的含量较低有关。而对于两个肾形人工湿地来说，其 CO_2 排放速率分别为 CO_2-C 9.8（19.2）$mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ 和 13.5（20.6）$mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$，$CO_2$ 排放量显著小于自然河道旁湿地和半人工湿地，可能是由于在生长季节人工湿地深水区的藻类进行光合作用，导致在深水区对 CO_2 有吸收作用；另一种原因可能是人工湿地相对于自然湿地较低的土壤碳含量而导致排放量减少。Koh et al.（2009）对 3 种不同类型湿地进行了 CO_2 排放的研究，在干地的 CO_2 排放通量为 CO_2 180~908 $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$，为季节性积水湿地的 3~4 倍，而在永久性积水地区的 CO_2 排放量为 CO_2 67~472 $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$。

4 结论

本文研究显示在同一河滨区域中，自然河流要比人工和半人工河滨恢复湿地排放更多的 CH_4 和 CO_2。不同类型湿地 CH_4 和 CO_2 排放的空间异质性是由于洪水冲击频率，底物中有机碳含量，地下水位及净初级生产力等环境因素所决定的。在恢复湿地的管理方面，可以通过设计种植不同种类植物的配置，既可使河滨新建实验湿地 1 和湿地 2 增加物种多样性，又可以有效地减少 CH4 和 CO2 排放；河道分岔半人工牛轭湖的 CH4 释放量整年保持较低状态，并且其在冰融期、洪泛期都在净化水质，成为营养物质吸收库（Fink et al.，2007；Mitsch et al.，2008），这说明了建造生态系统适合的水文条件在湿地的重建和修复项目中是关键因子之一；通过设计具有既长又浅型状和湿-干-湿交替水文条件的人工湿地，不仅可应用于其它的河流冲积平原的修复，也可在不同的气候和水文条件下检测其生态服务功能。

参考文献：

ALTOR A E, MITSCH W J. 2006. Methane flux from created riparian marshes: Relationship to intermittent versus continuous inundation and emergent macrophytes [J]. Ecological Engineering, 28(3): 224-234.

ALTOR A E, MITSCH W J. 2008. Pulsing hydrology, methane emissions, and carbon dioxide fluxes in created marshes: a 2-year ecosystem study [J]. Wetlands, 28(2): 423-438.

APHA. 1989. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water [M]. 17th Edition, American Public Health Organization: Washington D.C.

BUBIER J, MOORE T, SAVAGE K, et al. 2005. A comparison of methane flux in a boreal landscape between a dry and a wet year [J]. Global Biogeochemical Cycles, 19(1): 1023-1023.

CHAPMAN S J, THURLOW M. 1996. The influence of climate on CO_2 and CH_4 emissions from organic soils [J]. Agricultural and Forest Meterorology, 79(4): 205-217.

CHEN H, YAO S, WU N, et al. 2008. Determinants influencing seasonal variations of methane emissions from alpine wetlands in Zoige plateau and their implications [J]. Journal of Geophysical Research, 113: D12303.

CONRAD R. 2002. Control of microbial methane production in wetland rice fields [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 64(1-2): 59-69.

DING W X, CAI Z C, TSURUTA H. 2004. Cultivation, nitrogen fertilization, and set-aside effects on methane uptake in a drained marsh soil in Northeast China [J]. Global Change Biology, 10(10): 1801-1809.

DUNFIELD P, KNOWLES R, DUMONT R, et al. 1993. Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils: Response to temperature and pH [J]. Soil Biology and Biochemistry, 25(3): 321-326.

FAHEY T J, SICCAMA T G, DRISCOLL C T. 2005. The biogeochemistry of carbon at Hubbard Brook [J]. Biogeochemistry, 75(1): 109-76.

FINK D F, MITSCH W J. 2007. Hydrology and nutrient biogeochemistry in a created river diversion oxbow wetland [J]. Ecological Engineering, 30(2): 93-102.

FREEMAN C, NEVISON GB, KANG H, et a1. 2002. Contrasted effects of simulated drought on the production and oxidation of methane in a mid—Wales wetland [J]. Soil Biology and Biochemistry, 34(1): 61-67.

HERBST M, FRIBORG T, SCHELDE K, et al. 2013. Climate and site management as driving factors for the atmospheric greenhouse gas exchange of a restored wetland [J]. Biogeosciences, 10(1): 39-52.

HIROTA M, TANG Y, HU Q. 2004. Methane emissions from different vegetation zones in a Qinghai-Tibetan Plateau wetland [J]. Soil Biology and Biochemistry, 36(5): 737-748.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change. 2014. Climate Change 2014: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [R]//Solomon S, Qin D, Manning M, et al. Cambridge, UK: Cambridge University Press,

Itoh M, OHTE N, KOBA K, et al. 2007. Hydrologic effects on methane dynamics in riparian wetlands in a temperate forest catchment [J]. Journal of Geophysical Research, 112, G01019.

KANKAALA P, OJALA A, KÄKI T. 2004. Temporal and spatial variation in methane emissions from a flooded transgression shore of a boreal lake [J]. Biogeochemistry, 68(3): 297-311.

KOCH O, TSCHERKO D, KANDELER E. 2007. Seasonal and diurnal net methane emissions from organic soils of the Eastern Alps, Austria: Effects of soil temperature, water balance, and plant biomass [J]. Arctic, Antarctic, and Alpine Research, 39(3): 438-448.

KOH H, OCHS C A, YU K. 2009. Hydrologic gradient and vegetation controls on CH_4 and CO_2 fluxes in a spring-fed forested wetland [J]. Hydrobiologia, 630(1): 271-286.

KUMARASWAMY T, RAMAKRISHNAN B, SETHUNATHAN N. 2001. Methane production and oxidation in an anoxic rice soil as influenced by inorganic redox species [J]. Journal of Environmental Quality, 30(6): 2195-2201.

MANDER Ü, HAYAKAWA Y, KUUSEMETS V. 2005. Purification processes, ecological functions, planning and design of riparian buffer zones in agricultural watersheds [J]. Ecological Engineering, 24(5): 421-432.

MANDER Ü, SHIRMOHAMMADI A. 2008. Transport and retention of pollutants from different production systems [J]. Boreal Environment Research, 13: 177-184.

MITSCH W J, GOSSELINK J G. 2007. Wetlands [M]. 4th ed. New York, NY, USA: John Wiley & Sons, Inc.

MITSCH W J, TEJADA J, NAHLIK A M, et al. 2008. Tropical wetlands for climate change research, water quality management and conservation education on a university campus in Costa Rica [J]. Ecological Engineering, 34(4): 276-288.

MITSCH W J, BERNAL B, NAHLIK A M, et al. 2013. Wetlands, carbon, and climate change [J]. Landscape Ecology, 28(4): 583-597.

MOORE T R, KNOWLES R. 1989. The influence of water table levels on methane and carbon dioxide emissions from peatland soils [J]. Canadian Journal of Soil Science, 69(1): 33-38.

MORIN T H, BOHRER G, NAOR-AZRIELI L, et al. 2014. The seasonal and diurnal dynamics of methane flux at a created urban wetland [J]. Ecological Engineering, 72: 74-83.

NAHLIK A M, MITSCH W J. 2011. Methane emissions from tropical freshwater wetlands located in different climatic zones in Costa Rica [J]. Global Change Biology 17(3): 1321-1334.

REICHMAN R, ROLSTONB D E. 1986. Design and performance of a dynamic gas flux chamber [J]. Journal of Environmental Quality, 31:

1774-1781.
RICHEY J E, HEDGES J I, DEVOL A H, et al. 1990. Biogeochemistry of carbon in the Amazon River [J]. Limnology and Oceanography, 35(2): 352-371.
RINNAN R, IMPIÖ M, SILVOLA J, et al. 2003. Carbon dioxide and methane fluxes in boreal peatland microcosms with different vegetation cover—effects of ozone or ultraviolet-B exposure [J]. Oecologia, 137(3): 475-483.
SAARNIO S, ALM J, MARTIKAINEN PJ, et al. 1998. Effects of raised CO_2 on potential CH_4 production and oxidation in and CH_4 emission from a boreal mire [J]. Journal of Ecology, 86(2): 261-268.
SOMMER M, FIEDLER S. 2002. Methane emissions from wetland soils in southwest Germany [M] // Broll G, Merbach W, Pfeiffer E M. Wetlands in Central Europe: Soil Organisms. Soil Ecological Processes and Trace Gas Emissions. Springer: Heidelberg, 2002.
STADMARK J, LEONARDSON L. 2005. Emissions of greenhouse gases from ponds constructed for nitrogen removal [J]. Ecological Engineering, 25(5): 542-551.
STRIEGL R G, MICHMERHUIZEN C M. 1998. Hydrologic influence on methane and carbon dioxide dynamics at two north-central Minnesota lakes [J]. Limnology & Oceanography, 43: 1519-1529.
TEITER S, MANDER Ü. 2005. Emission of N_2O, N_2, CH_4, and CO_2 from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones [J]. Ecological Engineering, 25(5): 528-541.
WANG Y, INAMORI R, KONG H. 2008. Influence of plant species and wastewater strength on constructed wetland methane emissions and associated microbial populations [J]. Ecological Engineering, 32(1): 22-29.
WANG Z P, HAN G X, LI L H. 2006. Methane emission patches in riparian marshes of the inner Mongolia [J]. Atmospheric Environment, 40(28): 5528-5532.
WASSMANN R, AULAKH M S. 2000. The role of rice plants in regulating mechanisms of methane missions [J]. Biology and Fertility of Soils, 31(1): 20-29.
WHITING G J, CHANTON J P. 2001. Greenhouse carbon balance of wetlands: Methane emission versus Carbon sequestration. Tellus. Series B [J]. Chemical and Physical Meteorology, 53(5): 521-528.
YU K, FAULKNER S P, BALDWIN M J. 2008. Effect of hydrological conditions on nitrous oxide, methane, and carbon dioxide dynamics in a bottomland hardwood forest and its implication for soil carbon sequestration [J]. Global Change Biology, 14(4): 798-812.
ZHANG LI, MITSCH W J. 2005. Modelling hydrological processes in created freshwater wetlands: an integrated system approach [J]. Environmental Modelling & Software, 20(7): 935-946.
陈槐, 高永恒, 姚守平, 等. 2008. 若尔盖高原湿地甲烷排放的时空异质性[J]. 生态学报, 28(7): 3425-3437.
丁维新, 蔡祖聪. 2003. 温度对 CH_4 产生和氧化的影响[J]. 应用生态学报, 14(4): 604-608.
郝庆菊, 王跃思, 宋长春, 等. 2004. 三江平原湿地土壤 CO_2 和 CH_4 排放的初步研究[J]. 农业环境科学学报, 23(5): 846-851.
宋长春, 阎白兴, 王跃思, 等. 2003. 三江平原沼泽湿地 CO_2 和 CH_4 通量及影响因子[J]. 科学通报, 48(23): 2473-2477.
王德宣, 宋长春, 王毅勇, 等. 2008. 若尔盖高原沼泽湿地与草地二氧化碳通量的比较[J]. 应用生态学报, 19(2): 285-289.
徐华, 蔡祖聪, 八木一行. 2008. 水稻土 CH_4 产生潜力及其影响因素[J]. 土壤学报, 45(1): 98-104.

Methane and Carbon Dioxide Emissions from Different Types of Riparian Wetland

SHA Chenyan, TAN Juan, WANG Qing, WANG Min*

Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai 200233, China

Abstract: Wetlands are important ecosystems involved in global carbon cycle. Wetlands are both producers and consumers of the greenhouse gases. Controlling methane (CH_4) and carbon dioxide (CO_2) emissions from temperate zone wetlands created and restored for habitat replacement and water quality improvement is important. A field research by the method of static chamber-gas chromatography was conducted on the spatiotemporal pattern of methane (CH_4) and carbon dioxide (CO_2) from four riparian wetlands (planted and naturally colonizing experimental freshwater marshes, a river division oxbow, and the edge of a river) in the Wilma H. Schiermeier Olentangy River Wetland Research Park in Columbus, Ohio, USA, with the effects of soil temperature, hydrological condition on CH_4 and CO_2 emission approached. At ORWRP, CH_4 and CO_2 emissions varied remarkably in both temporal and spatial terms. The range of median value methane emissions: riverside (CH_4-C 0.33~85.7 $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$) > wetland 1 and wetland 2 (CH_4-C 0.02~20.5 $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$) > oxbow ($CH_4$-C -0.04~0.09 $mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$); The median (average) values of CO_2 emission rates for wetland 1, wetland 2, oxbow and riverside were 9.8(19.2), 13.5(20.6), 24.7 (36.0) and 33.7(40.3) mg CO_2-C$\cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ respectively. Soil temperature had a significant relationship with CH_4 emissions in wetland 1 (r^2=0.88), wetland 2 (r^2=0.86) and riverside (r^2=0.85), while the relationship was not significant between CH_4 emissions and soil temperature in oxbow site. Soil temperature had a significant relationship with CO_2 emissions in wetland 1(r^2=0.63), wetland 2 (r^2=0.54) and oxbow (r^2=0.67) as well. There was a negative relationship between CO_2 emissions and soil water content in different types of wetlands (r^2=0.72). Nature wetlands have the higher CH_4 and CO_2 emission rates than created wetlands in river riparian zone here. Overall, our results showed that the edge of a river in a bottomland hardwood forest had the much higher CH_4 and CO_2 emissions than did created river diversion marshes. The spatial variation of the different types of riverine wetlands is caused by a combination of flood frequency, sediment organic carbon content, groundwater fluxes, and wetland productivity.

Key words: methane emissions; carbon dioxide emissions; riparian wetland