

DOI:10.3969/j.issn.1004-6933.2014.05.003

# 新建和修复的河滨湿地甲烷排放及其影响因子研究进展

吴 筱<sup>1</sup>,沙晨燕<sup>2</sup>,吴建强<sup>2</sup>,王 敏<sup>2</sup>,刘振鸿<sup>1</sup>

(1. 东华大学环境科学与工程学院,上海 201620; 2. 上海市环境科学研究院,上海 200233)

**摘要:**在全球尺度上对新建和修复的河滨湿地的甲烷排放情况及其影响因子的研究进行了综述。认为相较于自然河滨湿地,新建和修复的河滨湿地可能会减少甲烷排放,且甲烷排放具有显著的时空变化规律;新建和修复的河滨湿地甲烷排放主要受到两个可控因素——植被类型和水文条件的影响;适当调节水位,建立周期性的水位波动,降低淹水持续时间,增加植物多样性,选择适宜的植被种类及其配置模式,都有助于控制甲烷排放量。建议在新建和修复的河滨湿地设计与管理中,通过植被配置和水文调控有效减少其甲烷排放。

**关键词:**甲烷排放;新建和修复的河滨湿地;水文;植被;土壤

中图分类号:X171.4      文献标志码:A      文章编号:1004-6933(2014)05-0014-07

## Advances in research of methane emissions and impact factors in created and restored riparian wetlands

WU Xiao<sup>1</sup>, SHA Chenyan<sup>2</sup>, WU Jianqiang<sup>2</sup>, WANG Min<sup>2</sup>, LIU Zhenhong<sup>1</sup>

(1. School of Environmental Science and Engineering, Donghua University, Shanghai 201620, China;  
2. Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai 200233, China)

**Abstract:** This paper presents an overview of methane emissions and impact factors in created and restored riparian wetlands at a global scale. Emissions of methane in created and restored riparian wetlands are less than those in natural riparian wetlands and show significant temporal and spatial variations. Vegetation types and hydrological conditions are the most controllable factors affecting the emissions of methane in created and restored riparian wetlands. Methane emissions can be effectively controlled by properly regulating the water level, creating periodic water level fluctuation, reducing inundation duration, increasing vegetation diversity, and selecting suitable vegetation types and allocation patterns. It is suggested that vegetation allocation and hydrological regulation be conducted in the design and management of created and restored riparian wetlands, in order to reduce methane emissions.

**Key words:** methane emission; created and restored riparian wetlands; hydrology; vegetation; soils

全球变暖已成为当今世界普遍关注的环境问题,而温室气体浓度的增加是导致全球变暖的主要原因。甲烷(CH<sub>4</sub>)作为主要温室气体之一,其在大气中的含量已经达到1 803 μL/m<sup>3</sup>,超出工业化时代前的150%<sup>[1]</sup>。甲烷分子具有很强的红外吸收能力,其单分子增温潜势是二氧化碳(CO<sub>2</sub>)的25倍,被认为是继CO<sub>2</sub>之后最重要的温室气体之一,对全球变暖

的贡献率高达20%~39%<sup>[1]</sup>。湿地是甲烷排放的主要来源,对全球甲烷排放量的贡献率高达15%~40%,占有天然甲烷排放源的70%。自然湿地每年约向大气排放甲烷(以CH<sub>4</sub>-C计)1.45×10<sup>11</sup> kg,相当于所有自然和人为排放源排放总量的25%<sup>[2]</sup>。

河滨湿地处于水陆交错带,分布在偶尔泛滥的溪流或江河旁边,或者河道改道形成的有利于植物

基金项目:国家青年自然科学基金(31100404)  
作者简介:吴筱(1991—),女,硕士研究生,研究方向为湿地碳循环。E-mail: xiaowu\_shiley95@hotmail.com  
通信作者:吴建强,高级工程师。E-mail: wujq@saes.sh.cn

生长的地区<sup>[3]</sup>,是物质转换和能量流动的重要场所。特殊的地理位置决定了河滨湿地生态系统有着多样的生态系统服务功能,包括净化水质、提供生物栖息地、维持生物多样性、固定和存储碳等<sup>[4]</sup>。河滨湿地通常受河流脉冲性洪水的影响,大量营养物和沉积物的输入使得河滨湿地生态系统有较高的初级生产力<sup>[5]</sup>,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。随着人类活动加剧,自然河滨湿地遭到破坏,湿地植被的组成和功能发生改变。水文条件的变化也使得土壤通透性、温度、氧化还原电位等理化性状改变,土壤呼吸速度增加,造成了一定程度的碳损失,河滨湿地也成为甲烷排放的热点<sup>[6]</sup>。因此,如何找回失去的碳平衡这一问题备受关注,世界各国都在积极采取措施进行湿地的新建与修复生态工程。然而,新建与修复湿地的研究大多集中于水质净化、面源污染治理<sup>[7-9]</sup>等方面,针对湿地甲烷排放及主要控制因子方面的研究较少。国内关于天然湿地甲烷排放的研究已有相关报道,如闽江河口潮汐湿地、三江平原淡水沼泽湿地、稻田湿地等的甲烷排放<sup>[10-12]</sup>,而对新建和修复的河滨湿地的研究则鲜有报道。笔者综述了全球尺度上新建和修复的河滨湿地甲烷排放方面的研究成果,总结比较了不同国家和地区新建和修复的河滨湿地甲烷排放的时空变化规律,探讨影响甲烷排放的主要因子及可能的调控途径,以期为新建和修复的河滨湿地的优化设计和有效管理提供理论依据。

## 1 新建和修复的河滨湿地含义

新建河滨湿地是指位于河岸带或冲积平原滩,或与河流相连的缺水或无植物覆盖的土地,通过新建水文和植被特性而将其转变成湿地<sup>[13]</sup>。修复河滨湿地则是指一个自然河滨生态系统的区域为作其他用途而被移除典型的动植物群落,后又通过一些措施恢复其生物群落,以增强其生物多样性、防洪和其他的生态系统服务功能<sup>[14]</sup>。虽然两者的初始状态及概念有所不同,但是它们在设计在建设时通常都会模拟发生在自然湿地中的过程及生境条件,包括植被、土壤和相关微生物的组合以及它们的相互作用关系,但是相比较于自然恢复过程而言,新建和修复的湿地处在一个更易受控制的环境中<sup>[15]</sup>。

新建和修复的河滨湿地与自然河滨湿地一样具有固碳功能,目前已有许多学者对自然河滨湿地的甲烷排放情况展开了研究,以便深入了解不同区域、不同类型河滨湿地甲烷排放的空间和时间变异性以及甲烷排放过程的控制因子。这些研究成果都为河滨湿地新建和修复工程的甲烷减排提供了参考依据。

## 2 新建和修复的河滨湿地甲烷排放情况

### 2.1 甲烷排放机制

甲烷排放是湿地土壤中甲烷产生、氧化和传输的净效应。甲烷的产生、再氧化和向大气传输这三个过程的相互作用以及与甲烷排放的关系如下:甲烷是在土壤有机物厌氧分解过程中产生的<sup>[16]</sup>,土壤中不同种类的细菌对有机底物进行厌氧分解,然后在甲烷产生菌的作用下最终产生甲烷<sup>[17]</sup>。由于在土水界面及根土界面也存在氧化区域,土壤中产生的甲烷在排放入大气前就有相当一部分被土壤中的甲烷氧化菌所氧化。土壤中未被氧化的甲烷主要通过植物的通气组织进入大气圈,气泡和扩散也是甲烷由土壤向大气传输的途径<sup>[18]</sup>。图1说明了湿地中甲烷从土壤-水-植物这一体系向大气传输的过程。湿地甲烷排放与碳储存之间的平衡取决于很多因素,包括气候、水文条件、植被参数、土壤理化性质、营养物状态、交替电子受体( $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{Fe}^{3+}$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ )等<sup>[19]</sup>。并且这些环境因子之间也相互作用、相互制约,因此甲烷随着这些因子的变化而表现出一定的时空异质性。

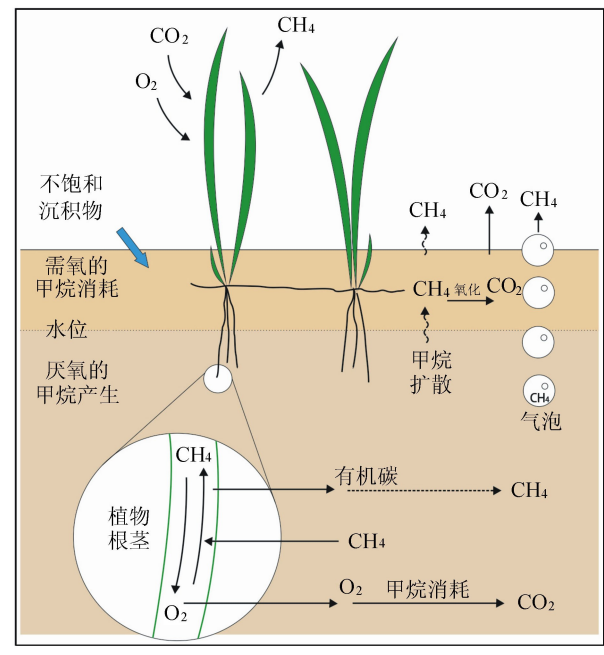


图1 湿地中甲烷产生、氧化和传输的路径

### 2.2 甲烷排放规律

相较于自然河滨湿地,新建和修复的河滨湿地可能会在一定程度上减少甲烷排放。Nahlik 等<sup>[20]</sup>对美国俄亥俄州 Olentangy 河新建和修复的河滨湿地的研究表明,通过建立波动的水文条件和人工种植植被,湿地的甲烷(以  $\text{CH}_4\text{-C}$  计)排放量为  $17 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ,与 Olentangy 河河滨湿地同纬度的位于美国内布拉斯加州一处芦苇主导的自然河滨湿地比较,后者甲

烷(以 CH<sub>4</sub>-C 计)排放量为 80 g/(m<sup>2</sup> · a),约为前者的 5 倍<sup>[21]</sup>。沙晨燕等<sup>[22]</sup>也在 Olentangy 河湿地研究中心进行不同类型湿地的甲烷排放比较试验,结果发现人工种植植被的新建河滨湿地、河流分岔半人工牛轭湖湿地和自然河道旁湿地的甲烷年排放量分别为 68 g/(m<sup>2</sup> · a)、0.3 g/(m<sup>2</sup> · a)和 379 g/(m<sup>2</sup> · a),新建河滨湿地的甲烷排放量是自然河滨湿地的甲烷排放量的 1/3。Audet 等<sup>[23]</sup>在丹麦一个修复河滨湿地试验得到甲烷的排放范围为-0.21 ~ 32.1 g/(m<sup>2</sup> · a),比同一地区的自然河滨湿地甲烷排放量 38 g/(m<sup>2</sup> · a)略有减少。

河滨湿地新建或修复后所经历时间的长短可能也会影响甲烷的排放。Mitsch 等<sup>[20]</sup>对 Olentangy 河新建和修复的河滨湿地连续 5 年的研究显示,甲烷(以 CH<sub>4</sub>-C 计)排放量在人工种植植被湿地从 16 g/(m<sup>2</sup> · a)持续增长到 68 g/(m<sup>2</sup> · a),自然生长植被湿地从 31 g/(m<sup>2</sup> · a)持续增长到 114 g/(m<sup>2</sup> · a)。两个试验湿地中的甲烷排放量在 5 年中持续增长,可能是因为湿地中植被的残留物增多,导致湿地土壤中有更多有机物含量。芬兰北部的一个新建河滨湿地在 2002 年夏季甲烷(以 CH<sub>4</sub>-C 计)排放平均速率为 16.67 mg/(m<sup>2</sup> · h),大约是 1992 年的 3 倍<sup>[24]</sup>。Badiou 等<sup>[25]</sup>认为,相较于新修复(小于 5 年)湿地,长期修复(大于 5 年)的湿地甲烷排放量有稍微增加的趋势。

新建和修复的河滨湿地中的甲烷排放还存在显著的空间变化差异。沙晨燕等<sup>[22]</sup>对美国俄亥俄州 Olentangy 河人工河滨湿地的研究表明,夏季湿地边缘区域的甲烷(以 CH<sub>4</sub>-C 计)排放速率约为 1.17 mg/(m<sup>2</sup> · h),而在湿地中心区域的甲烷(以 CH<sub>4</sub>-C 计)排放速率约为 59.9 mg/(m<sup>2</sup> · h)。Liikanen 等<sup>[24]</sup>在对芬兰北部的人工河滨湿地不同点位的甲烷排放监测研究发现,随着点位离湿地中心的距离越来越远,甲烷排放随之明显降低。Audet 等<sup>[23]</sup>在对丹麦的修复河滨湿地研究发现,即使在同一观测地点,有着相似的环境因子,3 个相邻点位 8 月份的甲烷排放速率也存在差异,分别为 18 mg/(m<sup>2</sup> · h)、14 mg/(m<sup>2</sup> · h)和 12 mg/(m<sup>2</sup> · h)。

表 1 显示了全球尺度下不同国家和地区新建和修复河滨湿地的甲烷排放情况。由表 1 可见,随着纬度从低到高,甲烷(以 CH<sub>4</sub>-C 计)排放量呈现降低的趋势,且基本低于 100 g/(m<sup>2</sup> · a)。在不同水文和植被模式下,甲烷排放存在显著差异。相比于没有植物的区域,植被覆盖区域甲烷排放量明显降低,降幅最高达到 75%<sup>[20]</sup>,主要原因可能是氧气通过植

物的通气组织传输到根际土壤,抑制了甲烷的生成,同时促进甲烷的消耗;而且植被类型不同会导致甲烷排放量的差异;间歇性淹没或者水文波动也会降低甲烷排放量。

表 1 新建和修复河滨湿地的甲烷排放情况

| 地区                                 | 植被类型         | 水文条件              | 甲烷排放量<br>(以 CH <sub>4</sub> -C 计)/<br>(g · m <sup>-2</sup> · a <sup>-1</sup> ) | 参考文献 |
|------------------------------------|--------------|-------------------|--------------------------------------------------------------------------------|------|
| 密西西比河流域中部                          | 柳属<br>柳属     | 水位 0.11 m         | 347.0                                                                          | [26] |
|                                    |              | 水位 0.08 m         | 91.0                                                                           | [26] |
|                                    |              | 间歇淹没              | 29.8                                                                           | [27] |
|                                    |              | 持续淹没              | 67.5                                                                           | [27] |
|                                    |              | 间歇淹没              | 12.6                                                                           | [28] |
|                                    |              | 持续淹没              | 42.0                                                                           | [28] |
|                                    |              | 持续淹没              | 49.5                                                                           | [29] |
|                                    |              | (水位波动)            |                                                                                |      |
|                                    |              | 持续淹没              | 96.9                                                                           | [29] |
|                                    |              | (稳定流)             |                                                                                |      |
| 美国俄亥俄州<br>哥伦布市 Olentangy 河<br>河滨湿地 | 自然植被         | 水位波动              | 68.0                                                                           | [20] |
|                                    | 人工植被         | 水位波动              | 17.0                                                                           | [20] |
|                                    | 自然植被         | 人工泵入              | 114.0                                                                          | [22] |
|                                    | 人工植被         | 人工泵入              | 68.0                                                                           | [22] |
|                                    | 人工植被         | 季节性淹没             | 0.3                                                                            | [22] |
|                                    | 无挺水植物        |                   | 44.7                                                                           | [30] |
|                                    | 植被覆盖         |                   | 16.7                                                                           | [30] |
|                                    |              | 间歇淹没              | 13.0                                                                           | [3]  |
|                                    |              | 持续淹没              | 42.0                                                                           | [3]  |
| 加拿大新斯科舍,特鲁罗                        | 香蒲           |                   | 43.0                                                                           | [31] |
| 加拿大卢普河                             | 藓属、<br>草属主导  | 水位 0.1 ~<br>0.7 m | 10.2                                                                           | [32] |
| 德国多瑙湿地                             | 宽叶香蒲、<br>茭白  | 水位 0.4 m          | 1.3                                                                            | [33] |
| 德国多瑙湿地                             | 宽叶香蒲、<br>茭白  | 水位 0.2 m          | 7.7                                                                            | [33] |
| 丹麦斯凯恩河<br>河滨湿地                     | 灯心草主导        |                   | 11.0                                                                           | [34] |
| 丹麦日德兰                              | 偃麦草主导        | 持续淹没              | 32.1                                                                           | [23] |
| 丹麦 Kalø 苇丛河床                       | 芦苇主导         |                   | 38.5                                                                           | [35] |
| 瑞典南部 Genarp                        | 金鱼藻          |                   | 18.4                                                                           | [36] |
| 瑞典南部 Görarp                        | 无植物          |                   | 22.8                                                                           | [36] |
| 瑞典南部 Ormatorp                      | 浮游植物         |                   | 27.2                                                                           | [36] |
| 芬兰北部                               | 睡菜、毛苔草<br>主导 |                   | 24.7                                                                           | [24] |

### 3 新建和修复的河滨湿地甲烷排放影响因子

#### 3.1 水文条件的影响

在河滨湿地的新建和修复过程中,调节水位、改变淹水强度和持续时间可以直接影响甲烷排放量。水位及积水面积变化不仅直接对甲烷排放强度有影响,还决定了湿地类型及其植物群落的动态变化,并且调控着湿地土壤有机碳的空间结构及水分分配的空间格局,由此使湿地在产甲烷环境和氧化甲烷环境两种状态间互相转化<sup>[37]</sup>。因此,水位是对新建和修复河滨湿地甲烷排放影响最为强烈的因素之一<sup>[38]</sup>。Tuittila 等<sup>[32]</sup>在加拿大卢普河河滨湿地的修

复过程中,并没有其他采割或放牧行为,仅保持水位在 0.1 ~ 0.7 m 范围内,观测到的甲烷排放量(以  $\text{CH}_4\text{-C}$  计)只有  $10.2 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 。Wild 等<sup>[33]</sup>对修复后的德国多瑙湿地研究发现,在相同的环境条件下,水位 0.4 m 和 0.2 m 的区域甲烷排放量有较大差异,分别为  $1.3 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$  和  $7.7 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 。

在新建和修复河滨湿地中,尽管甲烷的产生需要淹水提供的厌氧条件,但是水位范围有一个阈值,因为过高的水位在甲烷从土壤到大气的释放过程中是一个阻碍因素,过量的水淹没会抑制气体扩散,甲烷释放反而会降低<sup>[39]</sup>。Altor 等<sup>[40]</sup>在美国俄亥俄州 Olentangy 河新建和修复的河滨湿地发现,当水位最接近土表时甲烷排放量最大,当水位高于 25 ~ 30 cm 时甲烷排放大量减少,而且在间歇淹没区域水位低于地表 20 cm 时基本没有甲烷排放。另有研究也证实水位为 20 ~ 30 cm 时就能确保较低的甲烷排放<sup>[41-44]</sup>。

对于新建和修复的河滨湿地来说,水位波动、间歇淹没的区域往往比持续浅水淹没的区域甲烷排放量小很多<sup>[45]</sup>。这是由于持续淹没区有着更高的平均水位和更长的淹没时间,导致底泥缺氧,增加了产甲烷菌的活动能力和土壤条件的强还原性。McLain 等<sup>[46]</sup>进行的室内模拟培养试验研究表明,当河滨湿地由淹没转变为土表干燥时,甲烷氧化活动明显变弱。Altor 等<sup>[3,29]</sup>对美国 Olentangy 河新建河滨湿地的研究发现,间歇性淹没区域的甲烷年度排放量只有持续淹没区域的 30%,而且在持续淹没的情况下,稳定的水位条件所排放的甲烷是水位波动状态下的 2 倍。

因此,可以在设计新建或修复湿地时模仿自然河滨湿地的动态水文条件,创造周期性水位波动,而不是建造持续淹水的湿地,由此湿地水位就可以周期性的下降至低于土表,从而最大限度减少新建和修复的河滨湿地的甲烷排放。

### 3.2 植被的影响

植物是河滨湿地新建和修复工程中不可或缺的部分,甲烷排放可以通过配置植被类型、植被密度以及增加植被多样性来加以有效控制。

在新建和修复的河滨湿地中,植物的初级生产力表征着植物固定碳的能力,而植物所固定的部分碳会成为甲烷产生菌的原料,因此较高的净初级生产力被认为会促进甲烷排放<sup>[47]</sup>。由于不同类型植被固定碳的能力不同,所以净初级生产力也不同,就会导致甲烷排放量的差异。植物传输对甲烷排放的贡献率也受到植被类型的限制,比如,维管束植物的甲烷排放量较大,可占湿地总甲烷排放量的 75% ~

90%<sup>[48]</sup>,因为维管束植物的通气组织可以在土壤缺氧区和大气间为甲烷传输创造捷径,从而将本可以在上层土壤氧化的甲烷大量释放到大气中<sup>[49]</sup>。Whiting 等<sup>[50]</sup>对美国弗吉尼亚河滨湿地的研究发现,在持续淹没的水文条件下,主导植被为荇菜(*Peltandra virginica*)的区域甲烷排放量约比宽叶香蒲(*Typha latifolia*)为主导的区域大了  $70 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ,可能就是由于荇菜和宽叶香蒲的甲烷传输能力有所不同所致。

新建和修复的河滨湿地的植被密度增大也会增加甲烷排放量<sup>[37]</sup>,因为植被根系密度被认为可以反映不同土层向产甲烷菌提供可利用碳的情况。植被密度大,植物通过凋落物和根系分泌物就提供更多的有机质,有机质被水解、发酵,并最终被产甲烷菌利用,导致甲烷排放量增大。

有研究<sup>[51]</sup>报道,在中型试验系统中,大型植被物种丰富度的增大将导致较低的甲烷排放量,Mitsch<sup>[30]</sup>以及 Nahlik 等<sup>[20]</sup>的研究都证明了这一事实。沙晨燕等<sup>[22]</sup>在对美国 Olentangy 河新建河滨湿地的研究得出,在有着相似环境因子的条件下,自然植被湿地的甲烷排放量将近是人工种植植被湿地的 2 倍,可能就是由于人工种植植被湿地有着较低的净初级生产力和较高的植物多样性。

因此在新建和修复河滨湿地的过程中,可以综合考虑植物类型、植被密度、植物群落对甲烷排放的影响,通过种植不同种类植物,增加植被多样性,以有效减少甲烷的排放。

### 3.3 土壤因子的影响

#### 3.3.1 土壤温度

丁维新等<sup>[52]</sup>研究发现不同温度能改变土壤中甲烷产生菌的优势菌,从而改变土壤的产甲烷能力。土壤温度升高,一方面可以增强产甲烷菌和为产甲烷菌提供基质的其他菌种(例如互养型产氢菌或产乙酸菌)的活动,另一方面可以加快有机物分解,从而促进甲烷产生。

在 Lankheet 试验区的新建河滨湿地中,15℃ 时植物的甲烷(以  $\text{CH}_4\text{-C}$  计)平均排放速率为  $7.8 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ,到 24℃ 时排放速率提高了约 3 倍,为  $24.5 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ <sup>[53]</sup>。同样的,Stadmark 等<sup>[36]</sup>在瑞典的人工河滨湿地试验发现,温度高于 15℃ 时,甲烷(以  $\text{CH}_4\text{-C}$  计)排放速率在 1 ~ 54  $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  之间;然而当温度低于 10℃ 时,甲烷排放速率还不到  $0.6 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。Otter 等<sup>[54]</sup>对南非一个河滨湿地的研究发现,甲烷排放速率与土壤温度之间存在着指数增长关系。Herbst 等<sup>[34]</sup>在丹麦西部一个修复河滨湿地地下 20 cm 深度处也得出相似的结果。



对于自然界而言,影响土壤温度的因素主要是不同区域和不同季节气温的变化,这是无法随着设计和改造而控制的。而在新建和修复的河滨湿地中,植被和水文条件的变化却会影响土壤温度,一方面,植被种植的遮阴效果会降低土壤温度,另一方面,水位的高低又通过改变土壤的淹水程度而影响土壤温度,最终这些变化都会影响产甲烷菌及甲烷氧化菌的活性及甲烷的传输。因此,通过植被和水文条件的人为调控,不仅对甲烷排放产生直接影响,而且可以通过改变土壤温度条件对甲烷排放产生间接影响。

### 3.3.2 土壤有机质

在厌氧条件下,有机质含量被认为是甲烷生成的主要限制因子<sup>[55-56]</sup>。土壤有机质的含量与性质直接决定了微生物和土壤酶功能的发挥,微生物代谢过程又影响甲烷的产生、消耗,并调节水圈(土壤圈)与大气圈之间的甲烷气体交换<sup>[57]</sup>。因此,甲烷潜在产量与有机物含量呈正相关,不同底物的产甲烷潜能可相差一个数量级甚至更多。Koh 等<sup>[58]</sup>研究得出,甲烷排放速率与土壤有机质含量呈正相关( $y=0.24x+1.83, r^2=0.51, P<0.0001$ ),且最高排放速率发生在土壤有机质含量最大的持续淹没区域。

有研究表明,新建和修复的河滨湿地中,间歇性淹没区域甲烷排放量较少的一个重要原因就是土壤有机质含量少,因为水文波动可能造成土壤有机质大量分解,从而无法为产甲烷菌提供足够的底物。植物根系分泌物不仅为产甲烷菌直接提供有机质,还刺激土壤有机碳的分解,对土壤排放进入大气甲烷的贡献率变化在3%-52%之间<sup>[59]</sup>,贡献率大小与植物种类及分泌物的数量和质量有关。因此,建立动态的水文条件、合理调配植被类型都可以通过减少土壤有机质含量来控制甲烷排放。

### 3.3.3 其他土壤因子

湿地甲烷是在厌氧环境下产生的,所以土壤 pH 值也是影响湿地甲烷排放通量的一个重要因子。已有研究<sup>[60]</sup>发现降低土壤 pH 值可以抑制甲烷化,从而减少甲烷产生。Koh 等<sup>[58]</sup>在分别对持续淹没、间歇淹没河滨湿地的研究中发现,甲烷释放量与土壤氧化还原电位(Eh)值呈负相关( $y=10.03x+7.88, r^2=0.62, P<0.0001$ ),而且当 Eh 值大于300mV 时,土壤开始消耗大气中的甲烷。甲烷产生所需要的厌氧条件在很大程度上取决于土壤含水量,只有土壤充分饱和,才有利于甲烷的产生<sup>[24]</sup>。Smith 等<sup>[61]</sup>在对委内瑞拉 Orinoco 河冲积平原的研究中发现,当洪水消退,土壤含水量低于25%时,就基本没有甲烷排出。

## 4 结论与展望

河滨湿地生态系统在全球气候变化和碳平衡方面起着重要的作用,目前关于河滨湿地甲烷排放的研究已成为热点。新建和修复的河滨湿地作为一种新的手段和模式被广泛应用于水质净化、面源污染治理等方面,但是关于其甲烷排放及主要控制因子方面的研究还比较少,国内更是鲜有报道,今后需要开展重点研究。新建和修复的河滨湿地甲烷排放的作用受到植被、水文条件、土壤等因素的影响,可以综合考虑多种设计和建设方式,在提供其他生态系统服务的同时最大限度地降低新建和修复的河滨湿地的甲烷排放。

a. 水位高低与水文波动可能是控制新建和修复的河滨湿地甲烷排放量级的关键因素。因此,在新建和修复的河滨湿地中,水文条件的研究将是这个领域的重点,建立周期性的水位波动,适当调节水位和降低淹水的频率和持续时间,有助于减少甲烷排放。

b. 植被对新建和修复河滨湿地中甲烷排放有着至关重要的作用,但是植物群落对甲烷排放的影响还有待进一步研究。在植被模式的设计中,可以综合考虑植被类型、植物密度、植物群落对甲烷排放的影响,增加植物多样性,选择适宜的植被种类及其配置模式,以减少甲烷的排放。

c. 土壤是甲烷产生和氧化发生的重要场所,因此土壤因子也是影响新建和修复河滨湿地甲烷通量的主要因素。将土壤温度、pH、含水率等控制在一定范围,并尽量减少有机质的输入,在一定程度上会降低甲烷排放。

d. 由于新建和修复的河滨湿地理论较新,建议应用生态建模方法,构建植物配置和水文条件控制下的甲烷排放模型,预测不同调控措施下甲烷排放的年际动态变化趋势,为河滨修复湿地的优化设计、合理管理及河滨区域甲烷排放清单的准确编制提供理论依据。

### 参考文献:

- [1] 沈永平,王国亚. IPCC 第一工作组第五次评估报告对全球气候变化认知的最新科学要点[J]. 冰川冻土, 2013, 35(5): 1068-1076. (SHEN Yongping, WANG Guoya. Key findings and assessment results of IPCC WGI fifth assessment report [J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2013, 35(5): 1068-1076. (in Chinese))
- [2] KAYRANLI B, SCHOLZ M, MUSTAFA A, et al. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review[J]. Wetlands, 2010, 30(1):111-124.

- [3] ALTOR A E, MITSCH W J. Methane flux from created riparian marshes: relationship to intermittent versus continuous inundation and emergent macrophytes [J]. Ecological Engineering, 2006, 28(3): 224-234.
- [4] NOE G B, HUPP C R. Retention of riverine sediment and nutrient loads by coastal plain floodplains [J]. Ecosystems, 2009, 12(5): 728-746.
- [5] DINSMORE K J, SKIBA U M, BILLETT M F, et al. Spatial and temporal variability in CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes from a Scottish ombrotrophic peatland: implications for modelling and up-scaling[J]. Soil Biol Biochem, 2009, 41(6): 1315-1323.
- [6] MANDER Ü, SHIRMOHAMMADI A. Transport and retention of pollutants from different production systems [J]. Boreal Environment Research, 2008, 13(3): 177-184.
- [7] ZHANG Li, MITSCH W J. Modelling hydrological processes in created freshwater wetlands: an integrated system approach [J]. Environmental Modelling & Software, 2005, 20(7): 935-946.
- [8] VYMAZAL J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands [J]. Science of the Total Environment, 2007, 38(1-3): 48-65.
- [9] HEDMARK A, SCHOLZ M. Review of environmental effects and treatment of runoff from storage and handling of wood [J]. Bioresource Technology, 2008, 99(14): 5997-6009.
- [10] 全川, 曾从盛, 王维奇, 等. 闽江河口芦苇潮汐湿地甲烷通量及主要影响因子 [J]. 环境科学学报, 2009, 29(1): 207-216. (TONG Chuan, ZENG Congsheng, WANG Weiqi, et al. Main factors influencing CH<sub>4</sub> flux from a *Phragmites australis* wetland in the Min River Estuary [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2009, 29(1): 207-216. (in Chinese))
- [11] 王振芬, 张忠学, 郭亚芬, 等. 三江平原沼泽湿地不同水层下 CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O 的排放及影响因子 [J]. 东北林业大学学报, 2012, 40(5): 102-106. (WANG Zhenfen, ZHANG Zhongxue, GUO Yafen, et al. Emission of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from a wetland at different water depths in Sanjiang Plain and its influence factors [J]. Journal of Northeast Forestry University, 2012, 40(5): 102-106. (in Chinese))
- [12] 徐华, 蔡祖聪, 八木一行. 水稻土 CH<sub>4</sub> 产生潜力及其影响因素 [J]. 土壤学报, 2008, 45(1): 98-104. (XU Hua, CAI Zucong, YAGI K. Methane production potentials of rice paddy soils and its affecting factors [J]. Acta Pedologica Sinica, 2008, 45(1): 98-104. (in Chinese))
- [13] MITSCH W J, GOSSELINK J G. Wetlands [M]. 4th ed. Hoboken, John Wiley and Sons, NJ, USA, 2007: 582.
- [14] HAMMER D A. Designing constructed wetland systems to treat agricultural non-point source pollution [J]. Ecological Engineering, 1992, 1(1/2): 49-82.
- [15] VYMAZAL J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience [J]. Environmental Science Technology, 2011, 45(1): 65-69.
- [16] WANG Zhiping, ZENG Dong, PATRICK W H. Methane emissions from natural wetlands [J]. Environmental Monitoring Assessment, 1996, 42(1/2): 143-161.
- [17] 王维奇, 曾从盛, 全川. 湿地甲烷产生的测定方法及主要控制因子研究综述 [J]. 亚热带资源与环境学报, 2007, 2(2): 48-56. (WANG Weiqi, ZENG Congsheng, TONG Chuan. Review on the measurement and controlling factors of methane production in wetlands [J]. Journal of Subtropical Resources and Environment, 2007, 2(2): 48-56. (in Chinese))
- [18] JOABSSON A, CHRISTENSEN T R. Methane emissions from wetlands and their relationship with vascular plants: an Arctic example [J]. Global Change Biology, 2001, 7(8): 919-932.
- [19] WHALEN S C. Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere [J]. Environmental Engineering Science, 2005, 22(1): 73-94.
- [20] NAHLIK A M, MITSCH W J. Methane emissions from created riparian wetlands [J]. Wetlands, 2010, 30(4): 783-793.
- [21] KIM J, VERMA S B, BILLESBACH D P. Seasonal variation in methane emission from a temperate *Phragmites*-dominated marsh: effect of growth stage and plant-mediated transport [J]. Global Change Biology, 1999, 5(4): 433-440.
- [22] SHA Chenyan, MITSCH W J, MANDER Ü, et al. Methane emissions from freshwater riverine wetlands [J]. Ecological Engineering, 2011, 37(1): 16-24.
- [23] AUDET J, ELSGAARD L, KJAERGAARD C, et al. Greenhouse gas emissions from a Danish riparian wetland before and after restoration [J]. Ecological Engineering, 2013, 57(1): 170-182.
- [24] LIIKANEN A, HUTTUNEN J T, KARJALAINEN S M, et al. Temporal and seasonal changes in greenhouse gas emissions from a constructed wetland purifying peat mining runoff waters [J]. Ecological Engineering, 2006, 26(3): 241-251.
- [25] BADIOU P, MCDUGAL R, PENNOCK D, et al. Greenhouse gas emissions and carbon sequestration potential in restored wetlands of the Canadian prairie pothole region [J]. Wetlands Ecology and Management, 2011, 19(3): 237-256.
- [26] LUNDBERG C J. Greenhouse gas emissions and nutrients dynamics in restored wetlands of the Mississippi River basin [D]. Louisiana: Southeastern Louisiana University,

- [27] MITSCH W J, ZHANG Li, ANDERSON C J, et al. Creating riverine wetlands: ecological succession, nutrient retention, and pulsing effects [J]. Ecological Engineering, 2005, 25(5): 510-527.
- [28] ALTOR A E. Methane and carbon dioxide fluxes in created riparian wetlands in the midwestern USA: effects of hydrologic pulses, emergent vegetation and hydric soils [D]. Ohio: The Ohio State University, 2007.
- [29] ALTOR A E, MITSCH W J. Methane and carbon dioxide dynamics in wetland mesocosms: effects of hydrology and soils[J]. Ecological Applications, 2008, 18(5): 1307-1320.
- [30] MITSCH W J. Landscape design and the role of created, restored, and natural riparian wetlands in controlling nonpoint source pollution [J]. Ecological Engineering, 1992, 1(1/2): 27-47.
- [31] VANDERZAAG A C, GORDON R J, BURTON D L, et al. Greenhouse gas emissions from surface flow and subsurface flow constructed wetlands treating dairy wastewater[J]. Journal of Environmental Quality, 2010, 39(2): 460-471.
- [32] TUTTILA E S, KOMULAINEN V M, VASANDER H, et al. Methane dynamics of a restored cut-away peatland [J]. Global Change Biology, 2000, 6(5): 569-581.
- [33] WILD U, KAMP T, LENZ A, et al. Cultivation of *Typha* spp in constructed wetlands for peatland restoration[J]. Ecological Engineering, 2001, 17(1): 49-54.
- [34] HERBST M, FRIBORG T, RINGGAARD R, et al. Interpreting the variations in atmospheric methane fluxes observed above a restored wetland[J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2011, 151(7): 841-853.
- [35] BRIX H, SORRELL B K, LORENZEN B. Are *Phragmites*-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gasses? [J]. Aquatic Botany, 2001, 69(2-4): 313-324.
- [36] STADMARK J, LEONARDSON L. Emissions of greenhouse gases from ponds constructed for nitrogen removal[J]. Ecological Engineering, 2005, 25(5): 542-551.
- [37] HIROTA M, TANG Yanhong, HU Qiwu. Methane emissions from different vegetation zones in a Qinghai-Tibetan Plateau Wetland [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(5): 737-748.
- [38] MONTALTO F A, STEENHUIS T S. The link between hydrology and restoration of tidal marshes in the New York/New Jersey Estuary[J]. Wetlands, 2004, 24(2): 414-425.
- [39] YU Z, SHANGGUAN X, POLLARD D, et al. Simulating methane emission from a Chinese rice field as influenced by fertilizer and water level[J]. Hydrological Processes, 2003, 17(17): 3485-3501.
- [40] ALTOR A E, MITSCH W J. Pulsing hydrology, methane emissions, and carbon dioxide fluxes in created marshes: a 2-year ecosystem study[J]. Wetlands, 2008, 28(2): 423-438.
- [41] COUWENBERG J, THIELE A, TANNEBERGER F, et al. Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy [J]. Hydrobiologia, 2011, 674(1): 67-89.
- [42] KOEBSCH F, GLATZEL S, JURASINSKI G. Vegetation controls methane emissions in a coastal brackish fen[J]. Wetlands Ecology and Management, 2013, 21(5): 323-337.
- [43] SCHÄFER C M, ELSGAARD L, HOFFMANN C C, et al. Seasonal methane dynamics in three temperate grasslands on peat [J]. Plant Soil, 2012, 357(1/2): 339-353.
- [44] SOOSAAR K, MANDER Ü, MADDISON M, et al. Dynamics of gaseous nitrogen and carbon fluxes in riparian alder forests[J]. Ecological Engineering, 2011, 37(1): 40-53.
- [45] MANDER Ü, MADDISON M, SOOSAAR K, et al. The impact of pulsing hydrology and fluctuating water table on greenhouse gas emissions from constructed wetlands[J]. Wetlands, 2011, 31(6): 1023-1032.
- [46] MCLAIN J E T, MARTENS D A. Moisture controls on trace gas fluxes in semiarid riparian soils [J]. Soil Science Society of America Journal, 2006, 70(2): 367-377.
- [47] KING J Y, REEBURGH W S. A pulse-labeling experiment to determine the contribution of recent plant photosynthates to net methane emission in arctic wet sedge tundra[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2002, 34(2): 173-180.
- [48] CHRISTENSEN T R, EKBERG A, STRÖM L, et al. Factors controlling large scale variations in methane emissions from wetlands [J]. Geophysical Research Letters, 2003, 30(7): 1-67.
- [49] WANG Y, INAMORI R, KONG H, et al. Influence of plant species and wastewater strength on constructed wetland methane emissions and microbial populations[J]. Ecological Engineering, 2008, 32(1): 22-29.
- [50] WHITING G J, CHANTON J P. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration[J]. Tellus, 2001, 53(5): 521-528.
- [51] BOUCHARD V, FREY S D, GILBERT J M. Effects of macrophyte functional group richness on emergent freshwater wetland functions [J]. Ecology, 2007, 88(11): 2903-2914.

- 时空分异 [J]. 资源科学, 2013, 35 (7): 1380-1387. (LYU Wenhui, GAO Zhigang. The driving effect and spatial-temporal differentiation of industrial water use in Xinjiang[J]. Resource Science, 2013, 35(7): 1380-1387. (in Chinese))
- [3] 陈秀芬. 基于信息熵的厦门市用水结构演变及其驱动力的灰色关联分析[J]. 水资源与水工程学报, 2013, 24 (2): 188-191. (CHEN Xiufen. The grey correlation analysis of the water structure evolution and its driving force in Xiamen based on information entropy[J]. Journal of Water Resource and Water Engineering, 2013, 24(2): 188-191. (in Chinese))
- [4] 佟金萍, 马剑锋, 刘高峰. 基于完全分解模型的中国万元 GDP 用水量变动及因素分析[J]. 资源科学, 2011 (10): 1870-1876. (TONG Jinping, MA Jianfeng, LIU Gaofeng. Analysis of China's ten thousand yuan GDP water consumption change and its factors based on the complete decomposition model [J]. Resource Science, 2011(10): 1870-1876. (in Chinese))
- [5] 赵明, 张蓉. 江苏省对外直接投资与产业结构调整关系研究: 基于 VAR 模型的实证分析[J]. 科技管理研究, 2013(4): 95-98. (ZHAO Ming, ZHANG Rong. Study on the relationship between the foreign direct investment and industrial structure adjustment in Jiangsu Province: empirical analysis based on VAR model[J]. Science and Technology Management Research, 2013 (4): 95-98. (in Chinese))
- [6] 魏刚, 谢臻. 我国对外直接投资与对外贸易间的动态关系: 基于 VAR 模型的实证分析 [J]. 财经论丛, 2009 (4): 8-14. (WEI Gang, XIE Zhen. The dynamic relationship between foreign direct investment and foreign trade in China: empirical analysis based on VAR model [J]. Collected Essays on Finance and Economics, 2009 (4): 8-14. (in Chinese))
- [7] 丁元. 劳动生产率与工资关系的脉冲响应分析: 以广东省为例 [J]. 中国人口科学, 2007 (3): 72-80. (DING Yuan. The impulse response analysis of relationship between labour productivity and wage: a case study of Guangdong Province [J]. Chinese Journal of Population Science, 2007(3): 72-80. (in Chinese))
- [8] PATILEA V, RAÏSSI H. Corrected portmanteau tests for VAR models with time-varying variance [J]. Journal of Multivariate Analysis, 2013, 116: 190-207.
- [9] JARKKO P, JÄÄSKELÄ D J. Monetary policy and the exchange rate: evaluation of VAR models [J]. Journal of International Money and Finance, 2011, 30: 1358-1374.
- [10] 陈晓宏, 刘德地, 刘丙军, 等. 湿润区变化环境下的水资源优化配置理论与东江流域应用实践[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2011.

(收稿日期: 2013-12-16 编辑: 高渭文)

(上接第 20 页)

- [52] 丁维新, 蔡祖聪. 植物在 CH<sub>4</sub> 产生、氧化和排放中的作用[J]. 应用生态学报, 2003, 14 (8): 1379-1384. (DING Weixin, CAI Zucong. Effect of plants on methane production, oxidation and emission [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2003, 14 (8): 1379-1384. (in Chinese))
- [53] DE KLEIN J J M, VAN DER WERF A K. Balancing carbon sequestration and GHG emissions in a constructed wetland[J]. Ecological Engineering, 2014, 66 (5): 36-42.
- [54] OTTER L B, SCHOLES M C. Methane sources and sink in a periodically flooded South African savanna [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2000, 14(1): 97-111.
- [55] BODELIER P L E, FRENZEL P, DRAKE H L, et al. Ecological aspects of microbes and microbial communities inhabiting the rhizosphere of wetland plants [J]. 2006, 190(1): 205-238.
- [56] CONRAD R. Microbial ecology of methanogens and methanotrophs [J]. Advances in Agronomy, 2007, 96 (1): 1-63.
- [57] KIM D G, ISENHART T M, PARKIN T B, et al. Methane flux in cropland and adjacent riparian buffers with different vegetation covers [J]. Journal of Environmental Quality, 2010, 39(1): 97-105.
- [58] KOH H S, OCHS C A, YU K W. Hydrologic gradient and vegetation controls on CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes in a spring-fed forested wetland [J]. Hydrobiologia, 2009, 630(1): 271-286.
- [59] GILBERT B, FRENZEL P. Rice roots and CH<sub>4</sub> oxidation: the activity of bacteria, their distribution and the microenvironment [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1998, 30(14): 1903-1916.
- [60] VALENTINE D W, HOLLAND E A, SCHIMEL D S. Ecosystem and physiological controls over methane production in northern wetlands [J]. Journal of Geophysical Research, 1994, 99: 1563-1571.
- [61] SMITH L K, LEWIS W M, CHANTON J P, et al. Methane emissions from the Orinoco River floodplain, Venezuela [J]. Biogeochemistry, 2000, 51 (2): 113-140.

(收稿日期: 2014-05-04 编辑: 徐娟)