DOI:10.15928/j.1674 - 3075.2020.03.003

连续筑坝河流水气界面温室气体排放通量及其影响因素 ——以青海省湟水支流火烧沟为例

陈玉鹏^{1,2},毛旭锋^{1,2},魏晓燕³,苏晓虾^{1,2},张 帅^{1,2},刘小君^{1,2}

(1.青海师范大学地理科学学院,高原科学与可持续发展研究院,青海 西宁 810000;

2.青海省自然地理与环境过程重点实验室,青海 西宁 810000;

3.青海师范大学经济与管理学院,青海 西宁 810000)

摘要:河流筑坝后水体环境发生巨大改变,水体温室气体排放通量和排放模式随之发生变化。为了探究筑坝后河 流水气界面温室气体排放情况,选取青海湟水支流火烧沟为研究区域,采用静态箱-气相色谱实验法,对 4 个连续 筑坝断面水气界面的 3 种温室气体二氧化碳(CO₂)、甲烷(CH₄)、一氧化二氮(N₂O)夏季排放通量进行监测,研 究河流筑坝前后的温室气体排放通量规律及其影响因素。结果显示:(1)筑坝对河流碳、氮等有机质形成滞留效 应,筑坝区温室气体排放通量显著高于未筑坝区,二者排放通量平均相差 4.12 倍。(2)时间尺度上,CO₂ 排放的 最高值主要分布于 8 月;而 CH₄ 排放的高峰值多分布于 6 月;N₂O 排放高峰值多分布于 7 月。(3)空间分布上, CO₂ 排放通量无明显的规律,排放低值-1 554.19 mg/(m² • h)和高值 778.84 mg/(m² • h)均出现在筑坝区;CH₄ 和 N₂O 排放低值均出现在未筑坝区,分别为 360 μ g/(m² • h)和 34.72 μ g/(m² • h)均出现在筑坝区;CH₄ 和 N₂O 排放低值均出现在未筑坝区,分别为 360 μ g/(m² • h)和 34.72 μ g/(m² • h),而高值均出现在筑坝区,分 别为6 163.4 μ g/(m² • h)和 746.7 μ g/(m² • h)。(4)不同筑坝段水体温室气体排放通量的影响因素不同,相关分 析表明,火烧沟水体 CO₂ 排放通量与电导率(Cond)(r=-0.914,P<0.05)、pH(r=-0.907,P<0.05)、总溶解固 体(TDS)(r=-0.914,P<0.05)、盐度(Sal)(r=-0.926,P<0.05)以及气温(T)(r=-0.979,P<0.01)呈显著角相 关;CH₄ 排放通量与氧化还原电位(ORP)(r=-0.968,P<0.01)、pH(r=0.979,P<0.05)、气温(T)(r=0.970, P<0.05)以及氧化还原电位(ORP)(r=0.929,P<0.05)呈显著正相关。

关键词:温室气体;排放通量;筑坝河流;火烧沟

中图分类号:Q145,X592 文献标志码:A 文章编号:1674-3075(2020)03-0017-07

河流中的碳大多数来自流域内的陆地碳输入, 少部分来自河流内部初级生产。河流在碳输移过程 中,部分碳参与水体生物地化循环,成为二氧化碳 (CO₂)和甲烷(CH₄),排放进入大气,形成河流碳排 放(Raymond et al,2013)。对小河流、溪流的研究 同样显示,水体中的粗颗粒有机物大多来源于河岸 直接落入河流中的植物和碎屑(Mcclain et al, 1997)。河流筑坝拦水作为世界上最普遍的水利工 程,全球有 50%以上的河流都被其阻断。然而,筑 坝后水深增加、流速减慢以及河岸带植被的淹没,加

收稿日期:2018-04-10

基金项目:国家自然科学基金(51669028);青海省基础研究计划 (2018 - ZJ - 712)和中国科学院"西部青年学者"项目"青海典型城市 湿地生态系统服务时空格局及其增溢机制研究"资助。

作者简介:陈玉鹏,1992年生,男,硕士研究生,主要从事湿地生态过程研究。E-mail:929870113@qq.com

通信作者: 毛旭锋,教授。E-mail:maoxufeng@yeah.net

之其形成相对封闭和静态的水环境,使得水体中有 机物质更容易聚集和沉积,其分解过程更为活跃,加 剧了温室气体的产生,使自然河流由温室气体排放 的弱源变成了强源(Bastviken et al,2011)。筑坝蓄 水后温室气体的源与汇效应成为近年来研究的热点 (Demarty et al,2009)。与单一的筑坝河流相比,连 续筑坝河流中的水量、物质等上下承接,水体呈现一 系列更为复杂或连锁生态环境反应,导致温室气体 排放过程与机制更为复杂(刘丛强等,2009)。国内 学者对乌江流域最大的支流猫跳河上的4级梯级水 库温室气体甲烷(CH₄)和一氧化二氮(N₂O)的分布 与释放进行了监测,发现河流梯级筑坝拦截后水体 温室气体排放通量增加,梯级水库对温室气体排放 有很大的影响(刘小龙等,2009)。

目前,有关筑坝前后河流温室气体排放的相关 研究不多,对其影响过程和机制也不甚清楚,相关研 究亟待开展。本研究以青藏高原湟水支流火烧沟水 坝为研究区,采用野外原位监测和实验分析,开展梯 级水坝筑坝前后水气界面温室气体排放通量研究, 寻找温室气体在不同时空尺度上的变化规律,并结 合水体环境特征,分析影响温室气体排放通量的相 关因素,旨在为梯级水坝温室气体排放研究提供更 多的基础数据。

1 材料与方法

1.1 区域概况

18

研究区域火烧沟是湟水河一级支流、黄河二级 支流,位于青海省西宁市城西区海湖新区(36°38'15" ~36°39′01″N,101°42′40″~101°43′55″E); 过去主要 是上游洪水的泄洪通道,2013年经过重建后形成了 若干梯级坝体,主要水源来自于自然降雨和上游渠 道引水(图1)。研究河段全长3km,由西向东流入 湟水,出于景观和海绵城市改造需要,由上至下连续 修建5级拦水堤坝,由混凝土砌成,高0.5~1.5m, 相邻水坝间距 500~600 m。由于水体流速缓慢,呈 现溢满则流的状态,形成了类似梯级人工湿地的城 市水体景观。每级湖泊两岸由内向外依次为硬化路 面、草地、景观花圃、灌木丛。水域内分布有湿地植 物芦苇、香蒲、角果藻和眼子菜等。采样点选择在每 级坝体附近离岸 2.0~2.5 m 的水域,故采样点水深 与坝体高度基本持平。第1~4级阶梯为筑坝研究 区,第5级阶梯及以下水体自然流动为主,作为本研 究的参照点。





1.2 实验装置

水气界面 CO₂、CH₄、N₂O 的扩散通量采用静态箱-气相色谱法测量。静态箱-气相色谱法原理简单,操作方便,非常适合本区域小尺度研究。本实验中具体采样设备及采样过程如下:气体采集设备由

采样箱和泡沫漂浮架组成漂浮静态箱,采样箱为 PVC 材料制成的圆柱箱体(直径 30 cm,高 40 cm), 表层包裹铝箔,以减少采样时由于太阳辐射所引起 的桶内温度变化;漂浮架是用铁丝固定泡沫板,在采 样箱顶部留一小孔,连接温度传感器和气体导管。 用三通阀连接气体导管,采用 50 mL 医用注射器采 集气样。

1.3 采样方法

由于研究区域位于青藏高原,夏季降雨多,地下 水位高,能够保证梯级河流不断流,因此采样时间选 择为夏季 6-8月:同时,为避免降雨对水面的影响, 选择每月中旬天气晴朗、微风条件下,对水气界面温 室气体 CO₂、CH₄、N₂O 排放通量进行监测。采样 时间 09:00-21:00,每隔3h采样1次,每次同时 监测3个平行样。采样前,箱体倒置于通风处,使箱 内气体混合均匀。采样时,将采样箱置于水面,使箱 口浸入水中,保证箱内空气与外界隔绝。考虑到抽 取较大量气体与抽气时间间隔会影响到气体浓度及 气体交换通量的结果,采用 50 mL 的注射器采集气 体,通过多次气体采集实验,确定 15 min 的采样间 隔能实现气体释放达到线性平衡(黄文敏等,2013)。 分别于箱体下水后 0、15、30、45 min 采集,5 箱同步 采样,用 50 mL 注射器采集气样注入由铝箔复合膜 制成的气体采样袋。全部样品采集完送回实验室 24 h 内完成 CO₂、CH₄、N₂O 浓度分析。

采集气体的过程中,同时现场测定箱内温度、气 温、表层水温、pH 值、盐度等一系列环境要素。本 实验 CO₂、CH₄、N₂O 浓度的测定采用经改装的 Agilent 7890B 每次抽样 30 mL。由气相色谱仪分 析同一气样中的 CO₂、CH₄和 N₂O 浓度。用检测 温度 350℃带电子捕获检测器的后检测器 ECD 检 测 N₂O 浓度;检测温度 250℃带离子火焰化前检测 器 FID 检测 CO₂和 CH₄的浓度。

1.4 计算方法

温室气体通量是指单位面积上、单位时间内温 室气体浓度的变化量,气体从水体向大气排放为正 值,即为"源";由水体吸收大气气体为负值,即为 "汇"。温室气体通量计算(Duchemin et al,1999)采 用下式:

$$F = \frac{K \times F_1 \times F_2 \times V}{F_3 \times S}$$

式中:F-气体通量 $[mg/(m^2 \cdot h)]$;K-时间浓 度关系的斜率; F_1 -温室气体单位的转为换系数 (CO₂:1798.45;CH₄:655.47,N₂O:1798.56); F_2 -分 钟与小时的转换系数($F_2 = 60$);V-进入浮箱的空 气体积(m^3);S-水上部分浮箱的表面积(m^2);F₃- μ g 与 mg 的转换系数($F_3 = 1000$)。得到气体浓度 数据后,采用 Origin 9.1 作图,SPSS 和 Excel 软件 进行数据分析。

2 结果与分析

2.1 水气界面温室气体排放通量的时空变化

2.1.1 时间变化 火烧沟温室气体 6-8 月水气界 面排放通量如表 1 所示。

表1 6-8月火烧沟夏季温室气体排放通量

Tab.1 Emission fluxes of GHGs by month in the

采样	亚样	排放通量						
不什	不什	$\mathrm{CH}_4/\mathrm{\mu g}$ •	$\mathrm{CO}_2/\mathrm{mg}$ •	$ m N_2O/\mu g$ •				
月份	时间	$(m^2 \cdot h)^{-1}$	$(m^2 \cdot h)^{-1}$	$(m^2 \cdot h)^{-1}$				
	09:00	910.3 ± 185.4	327.9 ± 115.2	187.4 ± 22.4				
	12:00	920.4 ± 54.8	232.1 ± 713.8	175.1 ± 80.1				
6	15 : 00	1950.2 ± 175.2	-411.9 ± 276.1	209.8 ± 114.3				
	18 : 00	6150.2 ± 106.6	-1283.4 ± 1101.9	222.7 ± 227.8				
	21 : 00	1345.3 ± 235.2	-1092.5 ± 225.4	214.5 ± 253.1				
	09:00	670.0 ± 978.1	-127.7 ± 505.3	304.7 ± 290.7				
	12:00	2924.4 ± 404.8	-47.2 ± 17.9	239.7 ± 161.3				
7	15 : 00	6580.3 ± 786.6	186.5 ± 740.1	216.7 ± 118.1				
	18 : 00	1130.2 ± 254.1	-548.5 ± 692.7	264.6 ± 208.6				
	21 : 00	997.3 ± 77.8	195.2 ± 489.8	361.0 ± 288.3				
	09:00	1162.4 ± 642.5	361.9 ± 114.4	248.4±109.9				
8	12:00	1581.6 ± 164.5	465.3 ± 462.7	233.7 ± 225.3				
	15 : 00	6549.2 ± 775.4	-38.4 ± 587.1	209.1 ± 163.1				
	18:00	4008.5 ± 489.3	-37.3 ± 111.0	234.5 ± 329.0				
	21 : 00	6890.9 ± 1186.4	-271.6 ± 67.4	256.1 ± 315.5				

夏季火烧沟水气界面温室气体排放中,CO2 总 体表现为碳"汇",CH4 和 N2O 表现为碳"源"。6-8 月 CO₂ 排放与吸收交替进行,总吸收量大于总排放 量。8月排放与吸收通量大于6-7月,平均值为 (-137.31±919.8) mg/(m² • h);一天中,CO₂ 排放 通量最大值出现在 09:00,为(327.9±115.2) mg/ (m² • h),最小值出现在 18:00,为(-1 283.4± 1 101.9) mg/(m² • h), CO₂ 排放与吸收转换的时 间为多集中在15:00附近。6-8月CH4排放量平 均值为(2 255.3±146.5) µg/(m² • h),8 月平均排 放量最高;一天中 CH4 排放通量最大值在 21:00, 达到(6 890.9±1 186.4) µg/(m² • h),最小值出现 在09:00,为(670.0±978.1) μ g/(m² • h)。N₂O由 水体向大气排放,各月排放通量差异不大,7月排放 量略高,平均值为(238.6±205.5) μg/(m² • h)。一 天中 N₂O 排放通量最大值出现在 19:00,为(361.0 ±288.3) µg/(m² • h), 最小值在 12:00, 为(175.1

 ± 80.1) $\mu g/(m^2 \cdot h)_{\circ}$

2.1.2 空间特征 夏季火烧沟水气界面温室气体 排放通量如图 2 所示。CO2 排放与吸收交替进行, 释放通量范围-1544.1~1750.5 mg/(m² • h), CH₄和 N₂O 释放通量的变化范围较大,分别为 152.8~6 163.4 $\mu g/(m^2 \cdot h)$ 和 70.6~746.7 $\mu g/$ $(m² \cdot h)$ 。温室气体排放通量空间上表现为 CO₂ 排放通量最大值在筑坝区第1级阶梯,最小值在未 筑坝区,筑坝区平均排放通量659.9 mg/($m^2 \cdot h$), 未筑坝区平均排放通量90.1 mg/(m² • h);CH₄ 排 放通量总体上呈现出筑坝区高于未筑坝区的规律, 筑坝区平均排放通量2 065.4 μg/(m² • h),未筑坝 区平均排放通量1 042.4 μg/(m² • h), 排放通量最 大值出现在筑坝区的第4级阶梯,最小值在筑坝区 第2级阶梯:N₂O 排放通量总体上呈现出未筑坝区 低于筑坝区的规律,排放通量最小值、最大值均处在 第 4 级 阶 梯, 筑 坝 区 平 均 排 放 通 量 371.9 μg/ (m² • h), 未 筑 坝 区 平 均 排 放 通 量 132.6 µg/ (m² • h)。简而言之,火烧沟筑坝区温室气体排放 显著高于未筑坝区(P<0.01),筑坝区温室气体平 均排放通量是为未筑坝区的 4.12 倍。

2.2 筑坝前后水体环境变化

筑坝后河流水体中的碳氮有机质含量、水体理 化性质存在明显差异,是影响温室气体排放的重要 原因(侯翠翠等,2016;吴瑶洁等,2016)。基于以往 研究成果,选择水体理化指标总氮(TN)、溶解氧 (DO)、总有机碳(TOC)、化学需氧量(COD_{Mn})、pH 值、盐度(Sal)、水温(T)、电导率(Cond)、氧化还原 电位(ORP)、总溶解固体(TDS)共计10项理化指 标作为重点监测项目(表 2)。可以发现,未筑坝区 和筑坝区水体指标存在显著区别,筑坝对水体的C、 N滞留有一定影响。向鹏等(2016)在乌江流域的研 究表明,TN 从上游至下游逐级降低,这与本次研究 结果一致;同时,本研究中未筑坝区的 DO、TOC、 COD_{Mn}低于筑坝区,也可能是受到筑坝的影响。未 筑坝区水体平均流速为0.6 m/s,连续筑坝区的水体 呈溢满则流,其流速基本为0。未筑坝区域 pH、盐 度、水温、电导率、总溶解固体都明显低于筑坝区;其 中,以水温、电导率表现得比较明显,筑坝区第2级、 第3级阶梯的水温全天都高于未筑坝区,电导率则 完全表现为筑坝区高于未筑坝区;未筑坝区的氧化 还原电位高于连续筑坝区。

综上,筑坝前后有机质的源汇区别及水体理化 性质的差异与温室排放通量变化有一定的关系。 20



图 2 各监测点温室气体排放通量的空间变化



表 2 水环境因素的梯级变化

Tab.2 Environmental factors at each sampling site before and after the construction of cascaded dams

筑坝	梯级	Τ/	Cond/	ORP/	TDS/		C 1	TN/	TOC/	DO/	$\text{COD}_{\text{Mn}}/$
情况	水坝	്റ	$\mu S \cdot cm^{-1}$	mV	mg • L ⁻¹	рн	Sai	mg • L ⁻¹	mg • L ⁻¹	mg • L^{-1}	mg • L^{-1}
恠	第1级	$22.8\!\pm\!2.3$	2310.8 ± 1005.9	10.8 ± 41.0	1150.9 ± 499.5	9.0 ± 0.2	1.1 ± 1.6	1.6 ± 0.5	19.9 ± 17.7	717.4 ± 15.9	$5.1.2 \pm 0.5$
筑 坝 区	第2级	23.2 ± 7.3	2297.4 ± 101.7	8.0 ± 44.7	1161.6 ± 70.5	$9.1\!\pm\!0.2$	$0.9\!\pm\!0.3$	2.4 ± 0.1	20.0 ± 22.1	117.5 ± 19.3	32.8 ± 2.1
	第3级	23.4 ± 6.2	1874.6 ± 120.8	10.2 ± 37.2	941.6 ± 94.3	8.7 ± 0.4	0.9 ± 0.1	2.9 ± 0.2	10.2 ± 2.8	8.9 ± 2.5	2.2 ± 0.6
	第4级	21.3 ± 5.7	434.8 ± 88.8	52.8 ± 29.5	216.5 ± 5.0	8.8 ± 0.4	0.1 ± 0.0	2.3 ± 0.8	5.7 ± 2.6	5.0 ± 2.3	2.1 ± 1.0
未筑坝	第5级	21.6 ± 4.9	555.3 ± 84.6	58.8 ± 44.4	251.2 ± 18.9	$8.5\!\pm\!0.5$	$0.3\!\pm\!0.2$	3.4 ± 1.9	6.5 ± 3.6	5.7 ± 3.2	2.7 ± 0.2

3 讨论

3.1 水气界面温室气体排放的影响因素

水气界面温室气体排放的影响因素非常多,从 水温、水质到水体微生物,到光照、pH、水深、风速 等,均会对温室气体的排放或吸收产生重要影响 (Jahangi et al, 2016)。水温和碳氮有机质是微生 物活动的重要底物,决定了 CH₄ 与 N₂O 的产生潜 力(Al-Khdheeawi et al, 2018)。TOC 作为联系陆 地和水生生态系统元素生物地球化学循环的重要环 境化学物质,代表了水生生态系统中碳的主要形式 之一,提供了细菌生长、代谢和生产的基质,是所有 水生生态系统异养微生物循环的基础(Wang et al, 2013);水体总氮的增加会刺激微生物活性,为甲烷 产生菌提供充足氮元素,促使甲烷氧化菌优先利用 氮源,促进 CH₄ 排放(Truu et al, 2009)。本研究 中,CH₄ 排放通量与 N₂O 排放通量出现此消彼长 的特征,在一定程度上说明 CH₄ 与 N₂O 排放通量 可能受到不同有机质源汇变化的影响(Beaulieu et al,2010)。CH₄ 的产生主要取决于产甲烷菌的活 性,在氮富集环境中可以减缓碳对微生物的限制作 用,提高了产甲烷菌的活性,从而产生了更多的甲烷 (Siciliano et al, 2013)。未筑坝区 TN 含量最高、 CH₄ 排放通量最大,说明火烧沟筑坝河流 CH₄ 排 放不受碳源限制;此外,水体生物变化和微生物对有 机碳分解能力的差异,也可能造成 CO₂ 排放通量的 不同。

3.2 水体环境变化对温室气体排放的影响

筑坝后,水体流动性减弱,搬运有机质的能力下降,导致水体营养盐累积,水体理化性质的改变,最 终影响温室气体的排放通量。筑坝后,水体 COD 较未筑坝区明显提高,进而可能影响水体 N₂O 的排 放通量(王东启等,2009)。河流系统中,CO₂ 一部 分来自自养呼吸,包括原位水生有机质的呼吸、陆地 及河岸带溶解有机质的降解以及碳酸钙沉降,CO₂ 可通过扩散或气泡形式向水面传输过程中,盐度会 产生较大的影响(刘丛强等,2009)。本研究中,CO₂ 排放通量变化较为复杂,未发现明显规律,可能在某 些区域受到盐度影响较大(汪旭明等,2014);而某些 区域可能受到水温、pH 值差异的影响较大(李红丽 等,2012)。河流中 CH₄ 排放与产甲烷菌活性有关, 水温对其影响较大。上游未筑坝区水温低、CH₄ 排 放通量大,说明该温度条件下甲烷溶解度随温度升 高而降低(侯翠翠等,2016);但该结果与汪青等 (2010)在崇明东滩湿地的研究结果不同,说明 CH₄ 排放通量的复杂性和地域差异性。本研究中,N₂O 排放通量受 pH 值影响较大,可能与硝化细菌和反 硝化细菌对 pH 变化反应十分敏感有关(万晓红等, 2008;张素玲,2001);另外,下游水温高的区域,N₂O 排放通量也相对较大,反硝化细菌在较高温度时具 有更大的活性,温度上升引起反硝化速率加快,提高 了 N₂O 排放通量(Hemond et al,1989)。

3.3 环境因子与温室气体排放通量的相关性

除此以外,温室气体排放还受到其他环境要素的影响,火烧沟 5 级阶梯河流 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放通量与水体理化指标的相关关系见表 3。

表 3 火烧沟夏季水气界面温室气体通量与环境因素的相关性分析

Tab.3 Correlations between GHG fluxes and related environmental factors in the Huoshaogou River

水体阶梯	气体	电导率	氧化还原电位	pН	盐度	风速	水温	气温	总溶解固体
	CH_4	0.724	- 0.968 * *	0.225	0.227	0.539	0.399	0.828	0.737
第1级	$\rm CO_2$	- 0.887 *	0.438	0.163	-0.781	-0.108	-0.636	-0.527	- 0.882 *
	N_2O	0.679	-0.807	0.249	0.219	0.448	0.207	0.952 *	0.687
第2级	CH_4	0.674	-0.714	0.101	0.623	0.095	0.692	0.106	0.671
	$\rm CO_2$	0.540	- 0.705	-0.613	-0.073	-0.055	0.241	0.354	0.538
	N_2O	-0.866	0.929 *	-0.094	-0.424	-0.199	-0.783	-0.876	-0.866
	CH_4	0.491	- 0.687	0.979 * *	0.337	0.124	0.601	0.153	0.486
第3级	$\rm CO_2$	-0.684	0.782	- 0.907 *	-0.578	-0.181	-0.705	-0.408	-0.680
	N_2O	0.903 *	-0.720	0.397	0.852	0.229	0.675	0.895 *	0.904 *
第4级	CH_4	-0.006	- 0.458	-0.287	-0.022	0.348	-0.113	-0.070	0.003
	$\rm CO_2$	- 0.914 *	0.608	-0.247	- 0.926 *	0.327	- 0.925 *	-0.978 * *	- 0.914 *
	N_2O	-0.294	- 0.035	-0.250	-0.307	0.640	-0.369	-0.553	-0.285
第5级	CH_4	0.807	- 0.224	0.010	0.823	-0.341	0.260	0.773	0.803
	$\rm CO_2$	-0.624	-0.124	-0.774	-0.675	0.407	0.328	-0.158	-0.642
	N_2O	0.888 *	-0.551	-0.036	0.872	-0.382	0.397	0.970 *	0.877

注:*P<0.05;**P<0.01。

Note: * denotes a significant correlation (P < 0.05); * * denotes a highly significant correlation (P < 0.01).

由表 3 可见,火烧沟水气界面温室气体排放与 电导率、TDS、气温、盐度、ORP、pH 和水温等因素 显著相关(P < 0.05 或 P < 0.01)。总体而言,电导 率有利于 N₂O 的排放,却会抑制 CO₂ 的排放;气温 升高有利于 N₂O 的排放,却可能抑制 CO₂ 的排放; 此外,不同区域的影响因素也不尽相同。例如,第一 级水体中,CH₄ 与 ORP 呈显著负相关(r = -0.968, P < 0.01),而在第 3 级水体中,CH₄ 与 pH 呈显著 正相关(r = 0.979,P < 0.01);同样,N₂O 在第 2 级 水体中与 ORP 正相关(r = 0.929,P < 0.01),而在第 5 级水体中 N₂O 表现为与电导率正相关(r = 0.888, P < 0.05)。CH₄ 排放通量与 pH 相关系数达到 0.979(P<0.01),说明当前水体偏碱性的环境有利 于 CH₄ 排放。之前研究显示水气界面排放温室气 体受风速影响较大,但本研究未发现风速与温室气 体排放的相关性(马培等,2016)。由于温室气体排 放过程十分复杂,在今后工作中还需要进一步加强 长时间的监测,以获得更精确的结果。

4 小结

(1)筑坝改变了河流的水文特征,对火烧沟水体 有机质产生滞留效应,筑坝前后水体理化性质发生 显著改变,使水体环境向有利于水气界面温室气体 排放的方向转变。 (2)筑坝后,水气界面温室气体排放通量较未筑 坝区显著增加,温室气体排放通量平均增加 4.12 倍,且 8 月的平均排放通量高于 6 月和 7 月。

(3)与温室气体排放显著相关的因素有电导率、 氧化还原电位、总溶解固体、盐度、pH和水温,但不 同筑坝区的影响因素存在较大差异,说明水气界面 温室气体排放影响因素存在复杂性和不确定性。

参考文献

22

- 黄文敏,朱孔贤,赵玮,等,2013. 香溪河秋季水-气界面温室 气体通量日变化观测及影响因素分析[J]. 环境科学,34 (4):1271-1276.
- 侯翠翠,张芳,李英臣,等,2016. 卫河新乡市区段春季溶解 CH₄与№20浓度特征[J]. 环境科学,37(5):1891-1899.
- 李红丽,杨萌,张明祥,等,2012. 玉渡山水库生长季温室气体 排放特征及其影响因素[J]. 生态学杂志,31(2):406-412.
- 刘丛强,汪福顺,王雨春,等,2009. 河流筑坝拦截的水环境响 应-来自地球化学的视角[J]. 长江流域资源与环境,18 (4):384-396.
- 刘小龙,刘丛强,李思亮,等,2009. 猫跳河流域梯级水库夏季 N₂O的产生与释放机理[J]. 长江流域资源与环境,18 (4):374-378.
- 马培,王伟,马月伟,等,2016. 沙颍河温室气体含量及沉积物 对其贡献[J]. 人民黄河,38(9):68-73.
- 齐玉春,董云社,1999. 土壤氧化亚氮产生、排放及其影响因 素[J]. 地理学报,54(6):537-539.
- 万晓红,周怀东,王雨春,等,2008. 白洋淀湖泊湿地氧化亚氮的排放通量初探[J]. 生态环境学报,17(5):1732-1738.
- 汪青,刘敏,侯立军,等,2010. 崇明东滩湿地 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放的时空差异[J]. 地理研究,29(5):935-946.
- 汪旭明,任洪昌,仝川,2014. 盐度对河口潮汐湿地温室气体 产生和排放的影响研究进展[J]. 湿地科学,12(6):815 -817.
- 王东启,陈振楼,许世远,2009. 富营养化的水体与温室气体 排放[A]. //百年庆典学术论文摘要集[C]. 北京:中国 地理学会:87-88.
- 吴瑶洁,李海英,陈文重,等,2016.夏季温榆河温室气体释放 特征与影响因素研究[J].环境科学与技术,(5):8-16.
- 向鹏,王仕禄,卢玮琦,等,2016. 乌江流域梯级水库的氮磷分 布及其滞留效率研究[J]. 地球与环境,44(5):492-501.
- Al-Khdheeawi E A, Vialle S, Barifcani A, et al, 2018. Impact of salinity on CO₂ containment security in highly heterogeneous reservoirs [J]. Greenhouse Gases: Sci-

ence and Technology, 8(1):93-105.

- Bastviken D, Enrich-Prast A, 2011. Freshwater methane emissions offset the continental carbon sink[J]. Science, 331:50.
- Beaulieu J J, Shuster W D, Rebholz J A, 2010. Nitrous oxide emissions from a large, impounded river: the Ohio River [J]. Environmental Science & Technology, 44 (19): 7527 - 7533.
- Demarty M, Bastien J, Tremblay A, et al, 2009. Greenhouse gas emissions from Boreal reservoirs in Manitoba and Québec, Canada, measured with automated systems[J]. Environmental Science & Technology, 43(23):8908 -8915.
- Duchemin E, Lucotte M, Canuel R, 1999. Comparison of static chamber and thin boundary layer equation methods for measuring greenhouse gas emissions from large water bodies[J]. Environmental Science & Technology, 33 (2):350 - 357.
- Hemond H F, Duran A P, 1989. Fluxes of N₂ O at the sediment-water and water-atmosphere boundaries of a nitrogen-rich river [J]. Water Resources Research, 25 (5): 839 - 846.
- Jahangir M M R, Richards K G, Healy M G, et al, 2016. Carbon and nitrogen dynamics and greenhouse gas emissions in constructed wetlands treating wastewater: a review[J]. Hydrology and Earth System Science, 20:109 - 123.
- Mcclain M E, Richey J E, Brandes J A, et al, 1997. Dissolved organic matter and terrestrial-lotic, linkages in the Central Amazon Basin of Brazil[J]. Global Biogeochemical Cycles, 11(3): 295 - 311.
- Raymond P A, Hartmann J, Lauerwald R, et al, 2013. Global carbon dioxide emissions from inland waters [J]. Nature, 503:355 - 359.
- Siciliano A, Ruggiero C, Rosa S D, 2013. A new integrated treatment for the reduction of organic and nitrogen loads in methanogenic landfill leachates[J]. Process Safety & Environmental Protection, 91(4):311 - 320.
- Truu M, Juhanson J, Truu J, 2009. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands[J]. Science of the Total Environment, 407(13): 3958 - 3971.
- Wang Y, Yang H, Ye C, et al, 2013. Effects of plant species on soil microbial processes and CH₄ emission from constructed wetlands [J]. Environmental. Pollution, 174:273-278.

GHG Flux at the Water-Air Interface of Rivers with Cascaded Dams: A Case Study on the Huoshaogou Tributary of Huangshui River, Qinghai Province

CHEN Yu-peng^{1,2}, MAO Xu-Feng^{1,2}, WEI Xiao-Yan³, SU Xiao-xia^{1,2}, ZHANG Shuai^{1,2}, LIU Xiao-Jun^{1,2}

(1.Qinghai Normal University, Academy of Plateau Science and Sustainability, Xining 810000, P.R.China;

2.Key Laboratory of Physical geography and Environmental Process of

Qinghai Province, Xining 81000, P.R.China;

3. School of Economics and Management, Qinghai Normal University,

Xining 810000, P.R.China)

Abstract: Dam construction significantly alters the hydrology and water quality of rivers, leading to dramatic changes in fluxes and patterns of greenhouse gas (GHG) emissions. At present, the processes and mechanisms of the impacts produced by cascaded dams on GHG emissions remain unclear, and relevant research is urgently needed. In this case study, we investigated GHG emission patterns before and after construction of four cascaded dams on Huoshaogou River, a tributary of Huangshui River in Qinghai Province. The influence of damming the river on GHG emissions and the environmental variables affecting GHG emissions were analyzed. During the summer of 2017, emission fluxes of carbon dioxide (CO_2) , methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) were monitored across five transects located above and below the four cascaded dams on the Huoshaogou River. The emission fluxes of the three GHGs were determined using the static chamber-gas chromatography method, and three samples were collected across each transect. Hydrological and water quality parameters were simultaneously monitored to identify the primary factors influencing GHG emissions. Results show that: (1) Cascaded dams retained carbonaceous and nitrogenous organic matter and the GHG emission flux in dammed areas was 4.12 times higher than that in undammed areas. (2) The emissions of CO_2 , CH_4 and N_2O peaked, respectively, in August, June and July. (3) The lowest CO₂ emission flux $[-1.554.19 \text{ mg/(m}^2 \cdot h)]$ and the highest flux $[778.84 \text{ mg/(m}^2 \cdot h)]$ both occurred in the dammed area; the lowest flux for both $CH_4[360 \ \mu g/(m^2 \cdot h)]$ and $N_2O[34.72 \ \mu g/$ $(m^2 \cdot h)$] occurred in undammed areas, while the respective peak values [6 163.4 $\mu g/(m^2 \cdot h)$ and 746.7 μ g/(m² · h)], occurred in dammed areas. (4) The primary influencing factors of GHG emissions varied among the gases. The CO₂ emission flux was negatively correlated with water conductivity (r = -0.914, P < 0.05), pH(r = -0.907, P < 0.05), TDS(r = -0.914, P < 0.05), salinity (r = -0.926, P < 0.05), respectively. $P \le 0.05$) and air temperature (r = -0.978, $P \le 0.01$); CH₄ emission flux was negatively correlated with ORP(r=-0.968, P<0.01) and positively correlated with pH(r=0.979, P<0.01); N₂O emission flux was positively correlated with conductivity (r=0.903, P<0.05), TDS(r=0.904, P<0.05), T(r=0.970, P < 0.05) and ORP(r = 0.929, P < 0.05). This study provides valuable insights into the complexity of factors influencing GHG emissions at the water-air interface of rivers with cascaded dams.

Key words: greenhouse gases; emission flux; cascaded dammed rivers; Huoshaogou River