

DOI: 10.3724/SP.J.1118.2019.19061

## 2017—2018年西江干流水体高锰酸盐指数的变化特征及环境质量评价

刘乾甫<sup>1</sup>, 赖子尼<sup>1</sup>, 李跃飞<sup>1</sup>, 高原<sup>1</sup>, 杜浩<sup>2</sup>

1. 中国水产科学研究院珠江水产研究所, 广东 广州 510380;
2. 农业农村部淡水生物多样性保护重点实验室, 中国水产科学研究院长江水产研究所, 湖北 武汉 430223

**摘要:** 为了解西江干流水体高锰酸盐指数(COD<sub>Mn</sub>)的时空特征及影响因素, 分别于2017年9月、12月和2018年3月、6月对西江红水河大湾至肇庆江段进行了季节调查, 并对其水环境质量进行了初步分析与评价。结果表明: 该水域 COD<sub>Mn</sub> 质量浓度变化范围为0.73~4.83 mg/L, 均值为2.67 mg/L; 季节均值呈6月(3.08 mg/L)>12月(3.03 mg/L)>9月(2.94 mg/L)>3月(1.62 mg/L)的变化特征; 依据 COD<sub>Mn</sub> 水平, 13个样点可聚为3个类群, COD<sub>Mn</sub> 数值上呈聚群 III>聚群 I>聚群 II 情况; 水体 COD<sub>Mn</sub> 污染指数(P<sub>i</sub>)范围在0.18~1.21之间, 处于“无污染-轻污染”状况, 不同月份 COD<sub>Mn</sub> 超标率为12月>6月>9月>3月; 水质标识指数评价结果得到西江干流大部分时期水质类别为 I~II 类, 少数时期为 III 类, 其中3月水质最好, 都为 I 类, 9月、12月为 II 类, 6月为 II~III 类; 统计分析结果显示 COD<sub>Mn</sub> 与水温(WT)、TP 呈显著正相关, 与盐度(Sal)、DO、透明度(SD)、NO<sub>3</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、叶绿素 a (Chl a)和 N/P 比值呈显著负相关, 并受到 TP 和 PO<sub>4</sub>-P 和 DO 的显著性影响。西江干流水体污染目前尚不严重, 水质优于中国境内其他主要河流; 分析认为河流水动力情势及周边人类活动干扰是决定水体 COD<sub>Mn</sub> 含量高低的因素; 水体还原性有机质与 TP 具有一定的同源性, 来自区域点源。

**关键词:** 西江干流; COD<sub>Mn</sub>; 污染状况; 水质评价

中图分类号: S931

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2019)06-1194-11

化学耗氧量(chemical oxygen demand, COD)是在一定条件下, 用强氧化剂处理水样时所消耗的氧化剂的量。测定水体化学耗氧量时, 依据氧化剂的不同, 分为铬法和锰法, 结果分别以 COD<sub>Cr</sub> 和 COD<sub>Mn</sub> 表示<sup>[1]</sup>。化学耗氧量可以反应水体受还原性物质(包括有机物、亚硝酸盐、亚铁盐和硫化物等)污染的程度, 是表征水体中还原性有机质含量的有效指标, COD 值越大, 说明水体中有机污染越严重, 研究水体 COD 的分布特征对于了解水体环境状况具有重要意义<sup>[2-3]</sup>。前期研究显示, COD 比其他任何单一水质指标都更能反映出水体环境综合状况<sup>[4]</sup>。由于 COD 含量过高, 会出现水体缺氧、环境恶化、水质显著下降的状况, 目

前水环境评价方法中, 几乎都将 COD 指标纳入其中<sup>[5-7]</sup>。当前, 在国内外诸多河流生态环境监测和污染源普查中, COD 已被列为重要的环境监测指标之一<sup>[8-11]</sup>。

珠江是中国南方最大的水系, 干流全长 2214 km, 为中国第三大河流, 径流量仅次于长江, 居全国第二位。西江是珠江的主干流, 位于珠江中上游地区, 主要干支流有红水河、黔江、浔江等<sup>[12]</sup>, 其大部分区域处于高山峡谷之间, 河道狭窄, 水流湍急。西江属于热带-亚热带季风气候区, 常年温暖, 雨量丰沛, 加上流域内山地较多, 水体流速快、自然净化能力强, 水生态环境状况良好。西江优质的水文地理环境也孕育了珠江流域众多珍

收稿日期: 2019-03-08; 修订日期: 2019-03-30.

基金项目: 农业农村部淡水生物多样性保护重点实验室开放课题(LFBC0909); 中国水产科学研究院基本科研业务费项目(2017HY-ZC0704); 珠江重要渔业水域常规监测(9020190036).

作者简介: 刘乾甫(1982-), 男, 博士, 助理研究员, 从事渔业水域环境监测与评价研究. E-mail: liuqfwh@163.com

通信作者: 赖子尼, 女, 博士, 研究员, 从事渔业环境保护方面研究. E-mail: znlai01@163.com

稀特有和经济鱼类资源, 早期调查表明西江中上游江段产卵场密集, 鱼类群落多样性丰富, 渔业资源量较高, 西江特殊的水文地理、礁群流体环境为鱼类提供了良好的产卵、孵化、育肥等繁育场所<sup>[13-14]</sup>。然而, 近年来, 随着河流的过度开发、西江沿岸城镇化的发展, 以及流域内农业生产中投放的大量农药化肥原料被雨水带入河流, 西江渔业资源与环境也受到了巨大的影响。多次调查数据表明受水坝阻隔等多种因素影响, 西江渔业资源已呈现衰退趋势<sup>[15-17]</sup>。前期关于珠江水系的环境调查研究主要集中于珠三角河网和珠江口区域<sup>[18-19]</sup>, 对于西江干流较多见的是从鱼类和浮游生物群落角度进行渔业生物资源的探查, 间接反应出环境的特异性及其影响<sup>[20-23]</sup>, 对于西江水体环境状况, 尤其是还原性有机质的分布特征及变化状况缺乏相应的监测分析。目前, 国内正大力提倡节能减排、污染防治, 将对 COD 排通量的监测提到了新的高度。鉴于 COD 在水体环境质量评价中占有重要地位, 并且与水生生物群落结构、生物量也有着极其紧密的关系<sup>[3,19]</sup>, 本研究于 2017 年 9 月、12 月和 2018 年 3 月、6 月对西江

干流(包括红水河大湾至西江肇庆段)的水体环境进行了调查取样与测定分析, 采用高锰酸钾法(COD<sub>Mn</sub>)测定水体中 COD 含量, 了解各区域水体中还原性有机质的动态变化, 并重点对水体 COD<sub>Mn</sub> 的质量浓度分布特征及水环境状况进行初步评价, 为该水域的生态环境保护提供基础依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 采样站位

于 2017 年 9 月、12 月和 2018 年 3 月、6 月分别开展对珠江中上游的西江干流大湾至肇庆江段, 包括大湾(DW)、石龙(SL)、武宣(WX)、桂平(GP)、石咀(SZ)、平南(PN)、藤县(TX)、坝上(BS)、梧州长洲库区)、梧州(WZ, 梧州长洲坝下)、封开(FK)、郁南(YN)、德庆(DQ)、肇庆(ZQ)等 13 个样点的野外调查采样工作(图 1)。其中, 大湾、石龙采样点处于红水河干流, 武宣、桂平位于黔江干流, 石咀、平南、藤县、坝上位于浔江干流; 梧州、封开、郁南、德庆、肇庆位于梧州长洲水利枢纽以下的西江干流。西江干流大湾至肇庆段渔业资源保护区和鱼类产卵场众多, 区间只有一座

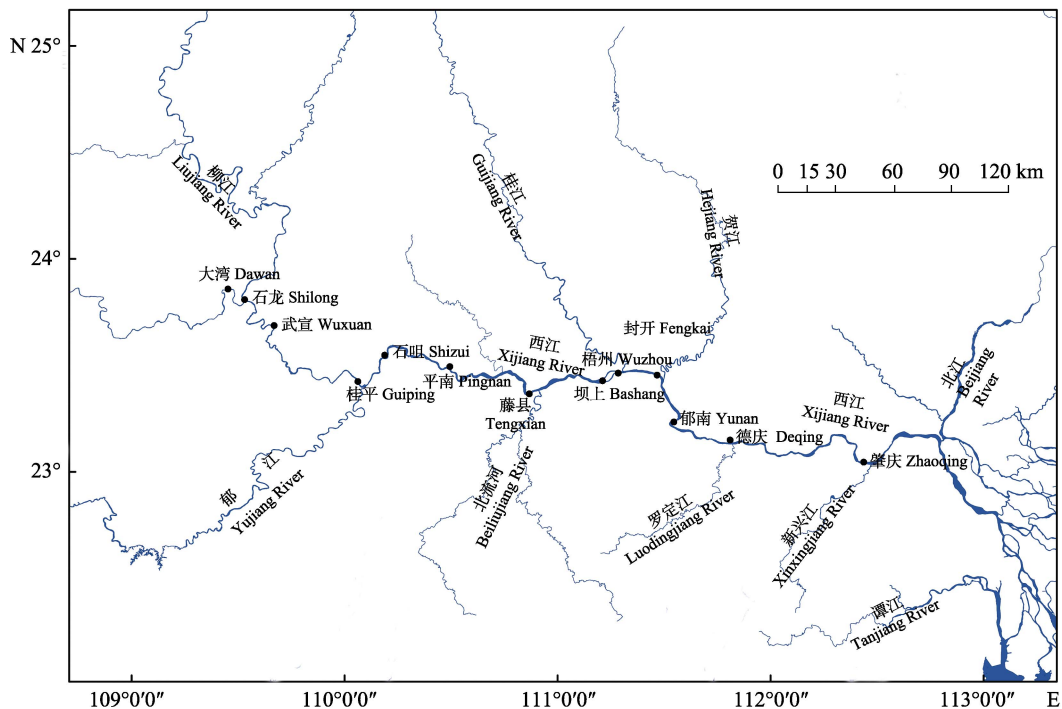


图 1 西江干流采样点分布图

Fig. 1 Sampling stations in the main stream of Xijiang River.

梧州长洲水利枢纽一座中小型水坝(坝高 34.6 m, 电站最大水头 16.0 m, 设计水头 9.5 m), 并设置有鱼道, 除去深枯水期, 其他时期坝体上下河流水体流通良好<sup>[24]</sup>。根据珠江流域 2017 年和 2018 年的雨水特征, 6 月代表丰水期, 12 月和 3 月分别代表枯水期和深枯水期, 9 月代表平水期。每个季度采样一次, 每次采样均在一周内完成。

### 1.2 样品采集与处理

每次采样过程中, 在离岸边 30~50 m 远位置测定水体环境及采集水样。使用萨氏盘现场测定水体透明度(secchi disk depth, SD, cm); 使用 YSI 便携式多参数水质分析仪(美国, YSI)测定 pH、溶解氧(dissolved oxygen, DO, mg/L)、氧化还原电位(oxidation-reduction potential, ORP, mv)、电导率(conductivity, Cond,  $\mu\text{S}/\text{m}$ )和总可溶性固体(total dissolvable solid, TDS, g/L)等理化因子。使用 5L 有机玻璃采水器取 0.5 m 层水样, 从中取出 500 mL, 装入棕色玻璃瓶中, 加少量  $\text{H}_2\text{SO}_4$  酸化至  $\text{pH}<2$ , 固定后于  $4^\circ\text{C}$  冷藏保存, 带回实验室测定, 每个样点取两个平行样, 测定结果取其平均值。样品分析处理方法均按照中国水质监测分析方法标准规定操作, 本研究中化学耗氧量采用酸性高锰酸钾法(国家标准 GB11892-89)测定, 记为  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ (mg/L)。现场取一定量水样, 带回室内经 WHATMAN GF/C 滤膜过滤后分光光度法测定水体叶绿素 a(Chla)含量( $\mu\text{g}/\text{L}$ )<sup>[25]</sup>; 另取一定量水样按要求处理后, 经 Skalar 流动注射水质分析仪(荷兰, Skalar)测定  $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、TN、TP 等营养盐指标(单位: mg/L, 下同); 非离子氨( $\text{NH}_3$ , mg/L)根据已测指标和公式计算得出<sup>[26]</sup>。

### 1.3 数据分析与评价

根据地表水水域环境功能和保护目标, 本研究中参照中国《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) II 类标准(即  $\text{COD}_{\text{Mn}} \leq 4 \text{ mg}/\text{L}$ )的要求对所研究区域的水体进行评价, 采用水体单因子污染指数评价法及水质标识指数法<sup>[6, 27]</sup>, 对水体环境质量状况进行评价。采用 SPSS18.0 for Windows 进行单因素方差分析、相关性分析和回归分析, 使用 Excel 2007、Matlab 和 R 软件作图。

## 2 结果与分析

### 2.1 理化环境特征

采样期间, 西江干流水体环境监测结果见表 1。水体 pH 值大部分时期处于 7.43~8.06 范围内, 9 月、12 月、3 月、6 月均值分别为 7.56、7.87、7.86 和 7.71。水温季节性变化明显, 6 月、9 月要高于 12 月和 3 月。水体盐度变化范围为 0.06‰~0.17‰。9 月、12 月、3 月水体 TDS 含量均值大致相同, 6 月部分样点 TDS 较低。水体 ORP 变化范围较大, 最大值为 183.3 mV, 最小值仅为 25.3 mV。DO 含量范围为 6.02~9.36 mg/L, 达到渔业水质标准要求。受采样期降雨影响, 水体透明度季度性差异较大, 丰水期明显低于其他时期。营养盐指标中, 各采样点 TN 含量均高于 1.0 mg/L, 最大值达到 2.881 mg/L。不同月份水体 TP 含量均值呈 6 月(0.174 mg/L)>12 月(0.166 mg/L)>9 月(0.075 mg/L)>3 月(0.071 mg/L)的变化趋势, 其中藤县和封开样点年均 TP 含量较高, 在 0.15 mg/L 左右。 $\text{NO}_3\text{-N}$  含量变化趋势与 TN 大致相同,  $\text{PO}_4\text{-P}$  含量与 TP 变化趋势大致相同, 丰水期  $\text{NH}_4\text{-N}$  含量明显高于其他时期。硅酸盐浓度大致是丰水期高、枯水期略低的状况, 最高值达 19.380 mg/L (9 月)。其余指标中,  $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_3$  和 Chla 含量处于较低水平, 但部分时期出现峰值。

### 2.2 西江干流水体中 $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 的质量浓度

**2.2.1 季节变化** 调查期间,  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  含量变化范围为 0.73~4.83 mg/L, 平均值为 2.67 mg/L, 中位数值为 2.42 mg/L 和 2.64 mg/L。结果显示, 2017 年 9 月水体  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  含量变化范围为 1.85~4.30 mg/L, 均值为 2.94 mg/L, 含量最高值站位为平南样点; 12 月  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  含量变化范围为 1.74~4.39 mg/L, 均值为 3.03 mg/L, 含量最高值站位为平南样点; 2018 年 3 月  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  含量变化范围为 0.73~2.64 mg/L, 均值为 1.62 mg/L, 含量最高值站位为肇庆样点; 6 月  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  含量变化范围为 1.80~4.83 mg/L, 均值为 3.08 mg/L, 含量最高值站位为封开样点(图 2)。6 月、9 月、12 月西江干流水体  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  含量差异不显著( $P>0.05$ ), 但这 3 次采样中的  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  含量显著高于 3 月份水体  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  含量值( $P<0.05$ )。

表 1 西江干流水体理化指标含量及变化范围

Tab. 1 Mean value and variation range of environmental factors in the Xijiang main stream

项目 factor	9 月 Sep	12 月 Dec	3 月 Mar	6 月 Jun
pH	7.56(7.51~7.63)	7.87(7.63~8.06)	7.86(7.68~8.04)	7.71(7.43~7.94)
WT(°C)	27.86(25.76~29.64)	19.15(16.54~20.37)	19.83(18.72~20.71)	27.64(24.93~29.97)
Sal(‰)	0.14(0.09~0.17)	0.15(0.1~0.17)	0.15(0.11~0.17)	0.11(0.06~0.17)
TDS(mg/L)	0.19(0.12~0.23)	0.2(0.14~0.23)	0.2(0.15~0.23)	0.15(0.08~0.23)
ORP(mV)	55.9(37.2~88.5)	31.8(25.3~39.3)	44.1(28.8~67.6)	153.6(70.9~183.3)
DO(mg/L)	8.03(7.51~9.36)	8.42(8.16~8.74)	8.58(8.07~9.03)	6.63(6.02~7.91)
Cond(μS/m)	310.9(205.1~388.6)	276.4(184.4~317.3)	276.3(209.5~319.4)	233.8 (129.3~345.8)
SD(cm)	45(50~40)	92(70~140)	90(60~110)	15(10~20)
Chla(μg/L)	1.89(1.1~3.06)	2.2(1.28~4.10)	3.88(1.38~5.50)	2.94(1.22~7.11)
Si(mg/L)	14.086(8.671~19.380)	8.748(5.186~10.243)	7.549(6.51~8.322)	7.907(1.588~14.002)
TN(mg/L)	2.369(1.728~2.85)	2.177(1.554~2.881)	2.323(1.657~2.726)	1.854(1.076~2.483)
TP(mg/L)	0.075(0.02~0.152)	0.166(0.079~0.253)	0.071(0.026~0.148)	0.174(0.095~0.231)
PO <sub>4</sub> -P(mg/L)	0.041(0.009~0.084)	0.021(0.002~0.058)	0.048(0.01~0.128)	0.148(0.076~0.194)
NO <sub>3</sub> -N(mg/L)	1.658(1.105~2.005)	1.724(1.327~1.953)	1.938(1.5~2.059)	1.321(0.745~1.794)
NO <sub>2</sub> -N(mg/L)	0.009(0.001~0.044)	0.022(0.001~0.065)	0.048(0.018~0.089)	0.016(0.002~0.051)
NH <sub>4</sub> -N(mg/L)	0.447(0.15~0.69)	0.019(0.001~0.085)	0.050(0.011~0.117)	0.214(0.048~0.381)
NH <sub>3</sub> (mg/L)	0.014(0.005~0.024)	0.001(0~0.003)	0.002(0~0.003)	0.01(0.001~0.021)

注: 表中 WT、Sal、TDS、ORP、DO、Cond、SD、NH<sub>3</sub>、Si、Chla 分别表示水温、盐度、总溶解性固体、氧化还原电位、溶解氧、电导率、透明度、非离子氨、硅酸盐和叶绿素 a 等环境指标。

Note: the abbreviations of WT, Sal, TDS, ORP, DO, Cond, SD, NH<sub>3</sub>, Si and Chla in the table, indicating the environmental-factor names for water temperature, salinity, total dissolved solids, oxidation-reduction potential, dissolved oxygen, conductivity, secchi disk depth, non-iron ammonia, silicate, chlorophyll a, respectively.

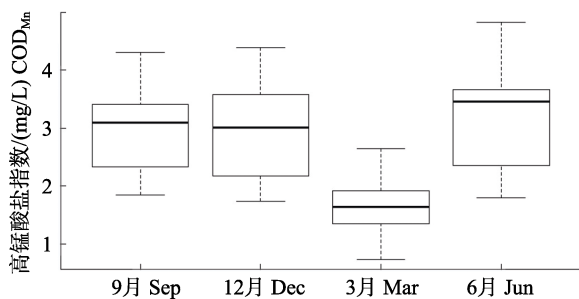


图 2 西江干流水体 COD<sub>Mn</sub> 含量季节变化  
Fig. 2 Seasonal variations of COD<sub>Mn</sub> in surface waters of the Xijiang main stream

2.2.2 空间分布 13 个采样站位中, 水体年均 COD<sub>Mn</sub> 含量变化范围为 2.19~3.40 mg/L, 中位值为 2.59 mg/L, 年均值最高的样点为肇庆。4 次调查中, COD<sub>Mn</sub> 含量高于 4 mg/L, 超过 II 类水标准的样点有武宣、石咀、平南、封开和郁南样点(图 3)。

根据 COD<sub>Mn</sub> 含量的相似性, 在 MATLAB 软件中可将采样点聚为 3 个聚群(图 4), 分别为: 聚群 I, 包括平南、武宣、郁南、石龙和藤县, 均值

为 2.68 mg/L, 变化范围为 0.73~4.39 mg/L; 聚群 II, 包括大湾、石咀、坝上和德庆, 均值为 2.30 mg/L, 变化范围为 1.24~4.10 mg/L; 聚群 III, 包括桂平、

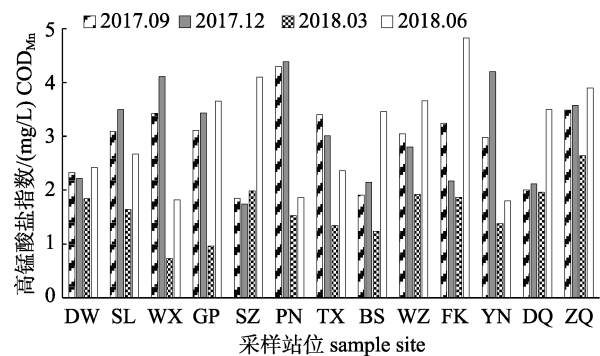


图 3 西江干流各采样点水体 COD<sub>Mn</sub> 含量  
BS, DQ, DW, FK, GP, PN, SL, SZ, TX, WX, WZ, YN, ZQ 分别表示采样点坝上、德庆、大湾、封开、桂平、平南、石龙、石咀、藤县、武宣、梧州、郁南、肇庆。  
Fig. 3 Variations of COD<sub>Mn</sub> in each sample station of the Xijiang main stream  
BS, DQ, DW, FK, GP, PN, SL, SZ, TX, WX, WZ, YN, ZQ are respective for sampling stations of Bashang, Deqing, Dawan, Fengkai, Guiping, Pingnan, Shilong, Shizui, Tengxian, Wuxuan, Wuzhou, Yunan, and Zhaoqing.

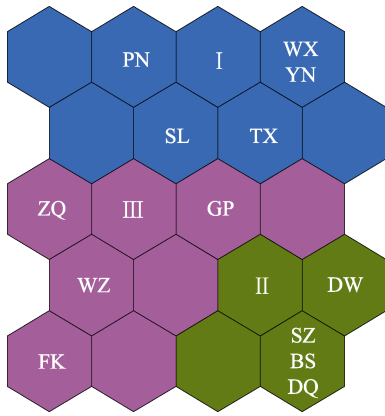


图 4 西江干流各采样点水体 COD<sub>Mn</sub> 含量的 SOM 聚类图  
BS, DQ, DW, FK, GP, PN, SL, SZ, TX, WX, WZ, YN, ZQ 分别表示采样点坝上、德庆、大湾、封开、桂平、平南、石龙、石咀、藤县、武宣、梧州、郁南、肇庆。

Fig. 4 SOM cluster map basing on COD<sub>Mn</sub> concentration of the Xijiang main stream

BS, DQ, DW, FK, GP, PN, SL, SZ, TX, WX, WZ, YN, ZQ are respective for sampling stations of Bashang, Deqing, Dawan, Fengkai, Guiping, Pingnan, Shilong, Shizui, Tengxian, Wuxuan, Wuzhou, Yunan, and Zhaoqing.

梧州、封开、肇庆，均值为 3.02 mg/L，变化范围为 0.96~4.83 mg/L (图 5)。这 3 个聚群 COD<sub>Mn</sub> 含量的变化状况见图 5。聚群 II 样点大部分 COD<sub>Mn</sub>

含量较为集中，但出现有极端值；相较于聚群 II，聚群 I 和聚群 III COD<sub>Mn</sub> 含量较为分散。统计分析发现，聚群 II 站点的 COD<sub>Mn</sub> 含量与聚群 I 和聚群 III COD<sub>Mn</sub> 含量具有显著性差异 ( $P < 0.05$ )，但聚群 I 和聚群 III 间无显著性差异。

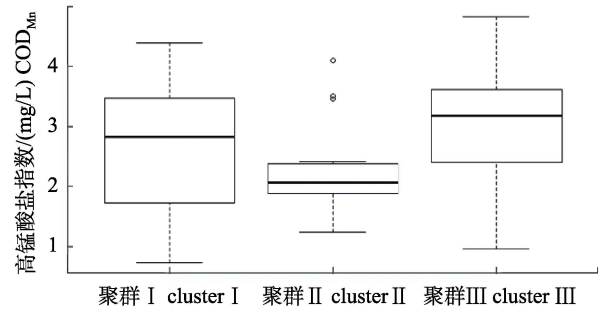


图 5 西江干流采样点各聚群的 COD<sub>Mn</sub> 含量变化情况  
Fig. 5 COD<sub>Mn</sub> concentration of each cluster of the Xijiang mainstream

### 2.3 水体 COD<sub>Mn</sub> 与其他环境因子的关系

将西江干流水体 COD<sub>Mn</sub> 含量与其他环境因子进行相关分析，结果表明：COD<sub>Mn</sub> 与 WT、TP 呈显著正相关；与 Sal、DO、SD、NO<sub>3</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、Chl a 和 N/P 比值呈显著负相关(表 2)。

表 2 COD<sub>Mn</sub> 与其他环境因子之间的相关性

Tab. 2 Correlations between COD<sub>Mn</sub> and other environmental variables

	WT	Sal	DO	SD	TP	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>3</sub>	Chl a	N/P
COD <sub>Mn</sub>	0.329*	-0.280*	-0.384**	-0.346*	0.384**	-0.378**	-0.401**	0.306*	-0.323*	-0.317*

注: 1) \*\*在  $P < 0.01$  水平上极显著相关; \*在  $P < 0.05$  水平上显著相关; 2) 表中各缩写分别表示: WT, 水温; Sal, 盐度; DO, 溶解氧; SD, 透明度; TP, 总磷; NO<sub>3</sub>-N, 硝酸盐氮; NO<sub>2</sub>-N, 亚硝酸盐氮; NH<sub>3</sub>, 非离子氨; Chl a, 叶绿素 a; N/P, 氮磷比。

Note: 1) \*\* ( $P < 0.01$ ) mean highly significant correlation; \* ( $P < 0.05$ ) mean significant correlation. 2) abbreviations in the table individually standing for: WT, water temperature; Sal, salinity; DO, dissolved oxygen; SD, secchi disk depth; TP, total phosphorus; NO<sub>3</sub>-N, nitrate nitrogen; NO<sub>2</sub>-N, nitrite nitrogen; NH<sub>3</sub>, non-ionic ammonia; Chl a, chlorophyll a; N/P, nitrogen/phosphorus ratio.

通过逐步回归分析分别研究西江干流 3 个聚群样点水体 COD<sub>Mn</sub> 含量的影响因子。结果发现聚群 I 水体 COD<sub>Mn</sub> 含量主要受到 TP 和 PO<sub>4</sub>-P 的影响，聚群 II 和聚群 III 水体 COD<sub>Mn</sub> 含量受到 DO 含量的影响(表 3)。

### 2.4 水环境质量评价

**2.4.1 水体超标及污染状况** 西江干流调查的 13 个站点水体 COD<sub>Mn</sub> 污染指数( $P_i$ )范围在 0.18~1.21 之间，调查的四个季度中，有武宣、石咀、平南、封开、郁南等位点出现 COD<sub>Mn</sub> 含量超标，超标率为 11.54%。具体来看，12 月水体超标最为严

重，在武宣、平南、郁南 3 个位点出现超标，超标率达到 23.08%，但数值大都处于临界限值附近，最大超标仅为 0.05 倍；其次是 6 月，在石咀和封开两个位点出现超标，超标率达到 15.38%，最大超标 0.21 倍；再次为 9 月份，在平南位点出现 COD<sub>Mn</sub> 含量超标，超标率为 7.69%；在 3 月份的调查中，西江干流水体 COD<sub>Mn</sub> 没有超标状况。从位点上看，平南 9 月和 12 月 COD<sub>Mn</sub> 含量都略有超标，武宣、石咀、封开、郁南仅在一个季度的调查中出现超标，而其他位点没有超标状况。各样点聚群后的污染评价状况见表 4。根据相应的

表 3 西江干流水体 COD<sub>Mn</sub> 含量与环境因子的逐步回归分析系数

Tab. 3 Stepwise multiple regression between COD<sub>Mn</sub> and environmental factors of the Xijiang main stream

项目 factor	COD <sub>Mn</sub> concentration		
	聚群 I cluster I	聚群 II cluster II	聚群 III cluster III
PO <sub>4</sub> -P	-14.281		
TP	8.568		
DO		-0.664	-0.690
常量 constant	2.583	7.557	8.441
R <sup>2</sup>	0.426	0.698	0.505
F	6.32	32.339	14.303
P	0.009	0	0.002

注: 表中各缩写分别表示: PO<sub>4</sub>-P, 磷酸盐; TP, 总磷; DO, 溶解氧。

Note: abbreviations in the table individually standing for: PO<sub>4</sub>-P, phosphorus; TP, total phosphorus; DO, dissolved oxygen.

评价标准, 西江干流水体环境污染状况为“无污染”、“警戒限”和“轻污染”水体特征, 显示目前西江干流水体污染状况尚不太严重。

**2.4.2 水质等级** 采用单因子水质标识指数法, 以 COD<sub>Mn</sub> 为评价指标, 西江干流水质进行功能划分, 各聚群样点水域季度性水质等级评价结果见表 5。可以看到西江干流目前大部分时期水质类别为 I~II 类, 少部分时期为 III 类。从时间上看, 3

月时水质最好, 都为 I 类, 9 月、12 月为 II 类, 6 月为 II~III 类。

### 3 讨论

#### 3.1 西江干流水体 COD<sub>Mn</sub> 变化特征及影响因素

本研究结果显示, 2017—2018 年西江干流水体 COD<sub>Mn</sub> 含量变化范围为 0.73~4.83 mg/L, 平均值为 2.67 mg/L, 中位数值为 2.42 mg/L 和 2.64 mg/L, 超标率为 11.54%, 显示西江干流水体全年绝大部分时期处于 I 类~II 类水平(《地表水环境质量标准》)。从时间上看, 水体 COD<sub>Mn</sub> 含量季节差异明显, 3 月水体 COD<sub>Mn</sub> 含量显著低于 6 月、9 月和 12 月。这与所调查的珠江三角河网区水体 COD<sub>Mn</sub> 枯水期高、丰水期较低的状况不同<sup>[19]</sup>。分析其原因可能是 3 月水温较低, 水体中有机质腐败分解缓慢, 加上水体溶解氧饱和度高, 一些还原性物质能够及时得到氧化还原, 水体整体 COD<sub>Mn</sub> 含量较低; 并且, 2018 年 3 月是珠江流域的深枯水期, 此时期降雨量少, 水体的 COD 的外源输入减少, 经过平水期到枯水期长时间的氧化分解, 还原性有机质大幅减少; 而在下游的珠三角河网区, 由于人口密集、工商业发达, COD 入河通量较上游要高很多, 但由于来水量减少, 汇入水体中的

表 4 西江干流 COD<sub>Mn</sub> 污染指数评价结果

Tab. 4 The Pollution Indices and evaluation results of COD<sub>Mn</sub> of the Xijiang main stream

	9 月 Sep		12 月 Dec		3 月 Mar		6 月 Jun	
	P <sub>i</sub>	污染状况 pollution assessment	P <sub>i</sub>	污染状况 pollution assessment	P <sub>i</sub>	污染状况 pollution assessment	P <sub>i</sub>	污染状况 pollution assessment
聚群 I cluster I	0.86	警戒限 warning limits	0.96	警戒限 warning limits	0.33	无污染 pollution-free	0.53	无污染 pollution-free
聚群 II cluster II	0.51	无污染 pollution-free	0.51	无污染 pollution-free	0.44	无污染 pollution-free	0.84	警戒限 warning limits
聚群 III cluster III	0.81	警戒限 warning limits	0.75	警戒限 warning limits	0.46	无污染 pollution-free	1.00	轻污染 mild contamination

表 5 基于 COD<sub>Mn</sub> 指标的西江干流水质评价状况

Tab. 5 The water quality identification and levels based on COD<sub>Mn</sub> of the Xijiang main stream

	聚群 I cluster I		聚群 II cluster II		聚群 III cluster III	
	水质标识指数 water quality index	水质类别 water quality classification	水质标识指数 water quality index	水质类别 water quality classification	水质标识指数 water quality index	水质类别 water quality classification
9 月 Sep	2.72	II	2.01	II	2.61	II
12 月 Dec	2.92	II	2.03	II	2.50	II
3 月 Mar	1.66	I	1.88	I	1.92	I
6 月 Jun	2.05	II	2.69	II	3.01	III



有机还原质不能及时运输出去, 相较其他时期, 枯水期温度低, 有机质氧化分解慢, 因此在珠江口枯水期 COD 浓度会比其他时期高。本文研究结果显示 6 月、9 月和 12 月三个季度间水体 COD<sub>Mn</sub> 含量差异不显著, 但 12 月的要高一些。分析认为这与西江上游的降雨和河流径流量有关, 2017 年 9 月和 2018 年 6 月采样期间西江干流均有大的降雨, 降雨会显著加快水体中有机质的输出并起到一定的稀释作用<sup>[8, 28]</sup>, 2017 年 12 月采样时已处于枯水期, 雨量减少导致水体中有机质不能及时输出, 而 12 月份南方的气温和水温还较温暖, 因此水体中有机质的分解还处于比较活跃的水平, 故此时水体化学耗氧量仍较高。

空间分布上, 依据西江干流各样点水体 COD<sub>Mn</sub> 含量, 可分为 3 大类, 从采样时观测到的水体环境特征分析, 聚群 II 代表了水体流速快、受人类干扰少区域, 包括大湾、石咀、长洲库区和德庆, 这些样点分别位于大湾产卵场、石咀东塔产卵场、梧州国家级水产种质资源保护区和罗旁产卵场附近, COD<sub>Mn</sub> 含量较低, 显示出保护区良好的水质状况, 可以为鱼类产卵、孵化、育肥提供良好的水体环境; 聚群 III 包括桂平、梧州、封开和肇庆等采样站位, 样点所处区域江面较为宽阔, 水体流速较缓, 并且是靠近人类活动密集码头区域, 岸边有城镇农贸市场或渔船云集的状况, 其水体 COD<sub>Mn</sub> 含量明显偏高, 类似于其他区域的研究状况<sup>[2, 29]</sup>。其余为聚群 I, 这部分采样区域的水体水文情势和周边人类生活环境状况介于以上两者之间, 水体 COD<sub>Mn</sub> 含量也处于前两者之间。聚类分析结果显示, 同其他水体研究结果相似: 河流水体水动力情势及人类活动干扰是影响水体 COD<sub>Mn</sub> 含量的重要因素<sup>[28, 30-31]</sup>。

### 3.2 西江干流水体 COD<sub>Mn</sub> 含量与环境因子的关系

文章对西江干流水体 COD<sub>Mn</sub> 与其他水环境因子进行了相关性分析和逐步回归分析。从 COD<sub>Mn</sub> 与现场理化因子的关系来看: 1) COD<sub>Mn</sub> 与 WT 正相关关系显著, 可能是由于水温越高, 水体中的有机质越易腐烂分解, 会使得水体中的 COD<sub>Mn</sub> 增高<sup>[32]</sup>; 2) 相关性分析和回归分析均得到 DO 是影响 COD<sub>Mn</sub> 含量的重要环境因子, 两者呈负向关

系, 这与其他文献中的研究结果一致, 主要是由于水体中存在的还原性物质能消耗水中的氧<sup>[33-34]</sup>, 因此 COD 值越高, DO 值越低; 3) COD<sub>Mn</sub> 与 SD 呈显著负相关关系。从本文的监测数据来看, 西江干流水体 Chl a 含量较低, 藻类丰度低, 不像其他水域——SD 下降是由“藻类生物密度高”引起<sup>[35]</sup>, 悬浮的非生物物质是西江水体 SD 的主要决定因素。研究得到丰水期时 SD 低, COD<sub>Mn</sub> 值较高, 水质等级低, 说明雨水裹挟进入水体的物质也是水体有机质的重要来源<sup>[2, 36]</sup>。分析还得到 COD<sub>Mn</sub> 与 TP 呈显著正相关。多项研究表明 COD<sub>Mn</sub> 与水体 N、P 指标及水体富营养化有密切关系, 原因在于它们的来源具有一定的相似或同源性<sup>[4, 19]</sup>。本研究前期对珠江中上游水环境的监测结果显示大部分区域属于磷限制性水体(尚未公开发表), 但在靠近人类活动密集的码头区域磷污染负荷明显偏高, 表现为“点源污染”, 这与本文中的 COD<sub>Mn</sub> 含量分布情况相同, 因此可以认为水体中还原性有机质也主要来自区域点源<sup>[32-33, 37]</sup>。

### 3.3 与国内其他河流水体 COD<sub>Mn</sub> 含量的比较

本文汇集了国内其他河流湖泊的 COD<sub>Mn</sub> 含量状况, 与其他研究区域相比(见表 6), 西江干流水体 COD<sub>Mn</sub> 质量浓度相对较低, COD<sub>Mn</sub> 污染指数( $P_i$ )范围在 0.18~1.21 之间, 处于“无污染—轻污染”状况, 水质标识指数评价结果得到西江干流大部分时期水质类别为 I~II 类, 少部分时期为 III 类, 可见, 目前西江干流水质较为优良, 优于其他区域。但各条河流依然有着共性特征: 即在人口密集城镇、受人类活动干扰大的区域水体 COD<sub>Mn</sub> 含量明显偏高, 呈明显的点源污染特征<sup>[2, 19, 31-32, 37]</sup>。

## 4 结论

(1) 调查期间, 西江干流 13 个样点高锰酸盐指数(COD<sub>Mn</sub>)含量变化范围为 0.73~4.83 mg/L, 平均值为 2.67 mg/L, 中位数值为 2.42 和 2.64; 季节(均值)变化情况为: 6 月>12 月>9 月>3 月, 其中 6 月、9 月、12 月西江干流水体 COD<sub>Mn</sub> 含量差异不显著, 但都显著高于 3 月份水体 COD<sub>Mn</sub> 含量。

(2) 依据 COD<sub>Mn</sub> 值, 13 个样点可聚为三个聚群, 分别为: 聚群 I, 包括平南、武宣、郁南、石

表 6 国内部分地区的水体 COD<sub>Mn</sub> 含量  
 Tab. 6 Concentrations of COD<sub>Mn</sub> in surface water samples in many areas of China

研究区域 study area	均值(变化范围) mean value (variation range)	调查时间 investigation time	文献 reference
同江 Tong River	4.53(3.85–5.56)	2001-2005	[38]
太湖北部 Northern Region of Taihu Lake	5.90(3.77–7.96)	2004-2008	[32]
淀山湖 Dianshan Lake	–*(4.47–7.78)	2004-2007	[39]
太湖入湖河流 branches of Taihu Lake	5.93(3.5–7.8)	2007	[36]
松花江流域 Songhua River basin	5.45(3.93–6.90)	2005-2009	[2]
浏阳河 Liuyang River	–(0.81–10.00)	2005-2007	[40]
北运河水系 North Canal	7.04(3.3–16.4)	2009-2010	[29]
袁河新余市段 Yuang River in Xinyu city	24.25(10.00–40.00)	2002-2013	[37]
三峡库区香溪河支流 Xiangxi Bay of TGR	–(1.40–5.36)	2012	[41]
铁岭市河流 Tieling River Net	4.90(1.10–23.6)	2013-2014	[42]
珠江中下游 middle and downstream of the Pearl River	3.93(1.14–15.8)	2015	[19]
Taoge River system	4.47±1.37	2015-2016	[33]
Nanhe River system	4.60±1.43	2015-2016	[33]
Tiaoxi River system	2.68±0.98	2015-2016	[33]
Yanjiang River system	4.48±1.38	2015-2016	[33]
Huangpu River system	4.18±1.23	2015-2016	[33]
Hangzhou Bay and Yangtze River system	4.74±1.25	2015-2016	[33]
西江干流 mainstream of the Xijiang River	2.67(0.73–4.83)	2017-2018	本研究 this study

注: “–”表示文献中未给出具体数值。

Note: “–” indicating the precise value wasnot given in the literature.

龙和藤县; 聚群 II, 包括大湾、石咀、坝上和德庆; 聚群 III, 包括桂平、梧州、封开、肇庆。均值大小为: 聚群 III>聚群 I>聚群 II。聚群 II COD<sub>Mn</sub> 值与聚群 I 和聚群 III 具有显著性差异, 但聚群 I 和聚群 III 间无显著性差异。结合河流水文及周边区域环境特征, 认为水体的水动力情势及人类活动干扰是影响水体 COD<sub>Mn</sub> 含量的重要因素。

(3) 西江干流调查的 13 个站位水体 COD<sub>Mn</sub> 污染指数( $P_i$ )范围在 0.18~1.21 之间, 处于“无污染—轻污染”状况, COD<sub>Mn</sub> 超标情况为 12 月>6 月>9 月>3 月。

(4) 水质标识指数评价结果得到西江干流大部分时期水质类别为 I~II 类, 少数时期为 III 类。具体为: 3 月水质最好, 都为 I 类, 9 月、12 月为 II 类, 6 月为 II~III 类。

(5) 水体 COD<sub>Mn</sub> 含量与 WT、TP 呈显著正相关, 与 Sal、DO、SD、NO<sub>3</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、Chla 和 N:P 呈显著负相关; COD<sub>Mn</sub> 含量受到 TP 和 PO<sub>4</sub>-P

和 DO 的影响; 分析认为水体还原性有机质与 TP 具有一定的同源性, 来自区域点源。

#### 参考文献:

- [1] The State Environmental Protection Administration. Water and Wastewater Monitoring and Analysis Method[M]. Fourth Edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 243-257. [国家环境保护总局. 水和废水检测分析方法[M]. 第 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 243-257.]
- [2] Chen J H, Yang L, Zhou A S, et al. Contributions of non-point pollution of COD<sub>Mn</sub> to rivers in Songhua River Basin in Heilongjiang Province[J]. Environmental Monitoring in China, 2010, 26(6): 53-55. [陈家厚, 杨林, 周爱申, 等. 黑龙江省松花江流域河流中高锰酸盐指数非点源污染负荷分析[J]. 中国环境监测, 2010, 26(6): 53-55.]
- [3] Lee J, Lee S, Yu S, et al. Relationships between water quality parameters in rivers and lakes: BOD<sub>5</sub>, COD, NBOPs, and TOC[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2016, 188(4): 252.
- [4] Liu Q F, Lai Z N, Yang W L, et al. Assessment of water



- quality of intensive ponds in the Pearl River Delta Region[J]. South China Fisheries Science, 2014, 10(6): 36-43. [刘乾甫, 赖子尼, 杨婉玲, 等. 珠江三角洲地区密养淡水鱼塘水质状况分析与评价[J]. 南方水产科学, 2014, 10(6): 36-43.]
- [5] Li Z Y, Wang J Y, Guo C. A universal index formula for eutrophic evaluation using a logarithmic power function[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, 30(3): 664-672. [李祚泳, 汪嘉杨, 郭淳. 富营养化评价的对数型幂函数普适指数公式[J]. 环境科学学报, 2010, 30(3): 664-672.]
- [6] Hu C, Su D. Application of comprehensive water quality identification index in water quality assessment of Hun River[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2011, 20(1): 186-192. [胡成, 苏丹. 综合水质标识指数法在浑河水质评价中的应用[J]. 生态环境学报, 2011, 20(1): 186-192.]
- [7] Sakai N, Mohamad Z F, Nasaruddin A, et al. Eco-heart index as a tool for community-based water quality monitoring and assessment[J]. Ecological Indicators, 2018, 91: 38-46.
- [8] Yang K, Yu Z Y, Luo Y, et al. Spatial and temporal variations in the relationship between lake water surface temperatures and water quality – A case study of Dianchi Lake[J]. Science of the Total Environment, 2018, 624: 859-871.
- [9] Ngwira L, Lakudzala D. Assessment of the quality of SOBO industrial wastewater and its impact on water quality in Nankhaka River[J]. Physics and Chemistry Earth, 2018, 108: 9-12.
- [10] Bavar M, Sarrafzadeh M H, Asgharnejad H, et al. Water management methods in food industry: Corn refinery as a case study[J]. Journal of Food Engineering, 2018, 238: 78-84.
- [11] Kuo Y M, Liu W W, Zhao E M, et al. Water quality variability in the middle and down streams of Han River under the influence of the Middle Route of South-North Water diversion project, China[J]. Journal of Hydrology, 2019, 569: 218-229.
- [12] Xie Z. Composition of Fish and Protection of Water Resources in Pearl River[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2017: 1-9. [谢净. 珠江鱼类组成与水资源保护[M]. 北京: 中国农业出版社, 2017: 1-9.]
- [13] Lu K X. Fishery Resources in the Pearl River[M]. Guangzhou: Guangdong Science & Technology Press, 1990. [陆奎贤. 珠江水系渔业资源[M]. 广州: 广东科技出版社, 1990.]
- [14] Li J, Li X H, Tan X C, et al. Species diversity of fish community of provincial Xijiang River Rare Fishes Natural Reserve in Zhaoqing City, Guangdong Province[J]. Journal of Lake Sciences, 2009, 21(4): 556-562. [李捷, 李新辉, 谭细畅, 等. 广东肇庆西江珍稀鱼类省级自然保护区鱼类多样性. 湖泊科学, 2009, 21(4): 556-562.]
- [15] Li Y F, Li X H, Yang J P, et al. Status of *Elopichthys bambusa* recruitment stock after the impoundment of Changzhou hydro-junction in Pearl River[J]. Journal of Lake Sciences, 2015, 27(5): 917-924. [李跃飞, 李新辉, 杨计平, 等. 珠江干流长洲水利枢纽蓄水后珠江鳊鱼(*Elopichthys bambusa*)早期资源现状[J]. 湖泊科学, 2015, 27(5): 917-924.]
- [16] Wang D P, Shi J, Lei J J, et al. Changes in the fishery ecological environment of Yantan Reservoir[J]. Journal of Hydroecology, 2016, 37(3): 76-81. [王大鹏, 施军, 雷建军, 等. 岩滩水库渔业生态环境变动研究[J]. 水生态学杂志, 2016, 37(3): 76-81.]
- [17] Shuai F M, Li X H, Liu Q F, et al. Spatial patterns of fish diversity and distribution in the Pearl River[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(9): 3182-3192. [帅方敏, 李新辉, 刘乾甫, 等. 珠江水系鱼类群落多样性空间分布格局[J]. 生态学报, 2017, 37(9): 3182-3192.]
- [18] Wei P, Huang L M, Feng J H, et al. Distribution characteristics of COD and DO and its influencing factors in the Guangzhou sea zone of the Pearl River Estuary[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2009, 18(5): 1631-1637. [魏鹏, 黄良民, 冯佳和, 等. 珠江口广州海域 COD 与 DO 的分布特征及影响因素[J]. 生态环境学报, 2009, 18(5): 1631-1637.]
- [19] Yang W L, Lai Z N, Zeng Y Y, et al. Spatio-temporal characteristics of COD<sub>Mn</sub> in surface waters of middle and downstream of the Pearl River and water environment evaluations[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2017, 26(4): 643-648. [杨婉玲, 赖子尼, 曾艳艺, 等. 珠江中下游表层水体 COD<sub>Mn</sub> 时空分布特征及水环境评价[J]. 生态环境学报, 2017, 26(4): 643-648.]
- [20] Li Y F, Li X H, Tan X C, et al. Occurrence and interannual variability of larval Xenocyprininae in the mid and lower reaches of the Pearl River[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2013, 20(4): 816-823. [李跃飞, 李新辉, 谭细畅, 等. 珠江中下游鲴亚科鱼苗发生规律与年际变化[J]. 中国水产科学, 2013, 20(4): 816-823.]
- [21] Wang C, Han X Y, Chang X L, et al. Community structure characteristics of phytoplankton and water quality assessment in cascade reservoirs in Hongshui River drainage in Autumn[J]. Chinese Journal of Fisheries, 2015, 28(5): 42-47. [王崇, 憨雪莹, 常秀岭, 等. 红水河干流梯级水库秋季浮游植物群落结构特征与水质评价[J]. 水产学杂志, 2015, 28(5): 42-47.]
- [22] Wu Z, Li X H, Li J, et al. Acoustic survey of fish resources in Yantan Reservoir in the Red River[J]. South China Fisheries Science, 2017, 13(3): 20-25. [武智, 李新辉, 李捷, 等. 红水河岩滩水库鱼类资源声学评估[J]. 南方水产科学, 2017, 13(3): 20-25.]

- [23] Xu T Z, Li X H, Li Y F, et al. Status of early resources in Yujiang Jinling River section[J]. South China Fisheries Science, 2018, 14(2): 19-25. [徐田振, 李新辉, 李跃飞, 等. 郁江中游金陵江段鱼类早期资源现状[J]. 南方水产科学, 2018, 14(2): 19-25.]
- [24] Tan X C, Tao J P, Huang D M, et al. A preliminary assessment of fish migration through the Changzhou Fishway[J]. Journal of Hydroecology, 2013, 34(4): 58-62. [谭细畅, 陶江平, 黄道明, 等. 长洲水利枢纽鱼道功能的初步研究[J]. 水生态学杂志, 2013, 34(4): 58-62.]
- [25] Zhang Z S, Huang X F. Research Methods of Freshwater Plankton[M]. Beijing: Science Press, 1991. [章宗涉, 黄祥飞. 淡水浮游生物研究方法[M]. 北京: 科学出版社, 1991.]
- [26] Zou L Y, Cheng X C. Water quality evaluation index and conversion method of UIA[J]. Fisheries Science, 2002, 21(2): 42-43. [邹玲媛, 承宪成. 2002. 非离子氨(UIA)水质评价指标及换算方法[J]. 水产科学, 2002, 21(2): 42-43.]
- [27] Mao F J, He Y L, Xu Z M, et al. Water quality evaluation of Heyuan reach of Dongjiang River based on the single factor water quality identification index[J]. Journal of Safety and Environment, 2014, 14(5): 327-331. [毛飞剑, 何义亮, 徐智敏, 等. 基于单因子水质标识指数法的东江河源段水质评价[J]. 安全与环境学报, 2014, 14(5): 327-331.]
- [28] Yu S, He L, Lu H W. An environmental fairness based optimisation model for the decision-support of joint control over the water quantity and quality of a river basin[J]. Journal of Hydrology, 2016, 472(535): 366-376.
- [29] Wang H Y. Correlation analysis on  $COD_{Mn}$  and  $COD_{Cr}$  of surface water[J]. Environmental Science and Management, 2011, 36(9): 118-121. [王鹤扬. 地表水高锰酸盐指数与化学需氧量相关关系研究[J]. 环境科学与管理, 2011, 36(9): 118-121.]
- [30] Sun H W, Giesy J P, Jin X W, et al. Tiered probabilistic assessment of organohalogen compounds in the Han River and Danjiangkou Reservoir, central China[J]. Science of the Total Environment, 2017, 586: 163-173.
- [31] Long S, Zhao L, Shi T T, et al. Pollution control and cost analysis of wastewater treatment at industrial parks in Taihu and Haihe water basins, China[J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 172: 2435-2442.
- [32] Zhang Y L, Yang L Y, Qin B Q, et al. Spatial distribution of COD and the correlations with other parameters in the northern region of lake Taihu[J]. Environmental Science, 2008, 29(6): 1457-1462. [张运林, 杨龙元, 秦伯强, 等. 太湖北部湖区 COD 浓度空间分布及与其他要素的相关性研究[J]. 环境科学, 2008, 29(6): 1457-1462.]
- [33] Wu Z S, Wang X L, Chen Y W, et al. Assessing river water quality using water quality index in Lake Taihu Basin, China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 612: 914-922.
- [34] Ni M, Yuan J L, Liu M, et al. Assessment of water quality and phytoplankton community of *Limpenaeus vannamei* pond in intertidal zone of Hangzhou Bay, China[J]. Aquaculture Reports, 2018, 11: 53-58.
- [35] Wang L, Cai Q H, Tan L, et al. Phytoplankton development and ecological status during a cyanobacterial bloom in a tributary bay of the Three Gorges Reservoir, China[J]. Science of the Total Environment, 2011, 409(19): 3820-3828
- [36] Lu W J, Zhang T. Comparison and analysis of several appraisal methods for river water quality[J]. Environmental Science and Management, 2009, 34(6): 174-176. [陆卫军, 张涛. 几种河流水质评价方法的比较分析[J]. 环境科学与管理, 2009, 34(6): 174-176.]
- [37] Qian X H. Determination and analysis of the  $COD_{Mn}$  changes in Xinyu city's main river[J]. Guangdong Chemical Industry, 2014, 41(18): 161-164. [钱小华. 袁河新余市区段水中  $COD_{Mn}$  的测定与分析[J]. 广东化工, 2014, 41(18): 161-164.]
- [38] Xu T H, Zhang Y, Zhai P Y, et al. Analysis of important monitoring sections of water environmental condition of Heilong River[J]. Journal of Harbin University of Commerce (Natural Sciences Edition), 2008, 24(1): 43-45. [徐太海, 张颖, 翟平阳, 等. 界河黑龙江重点监测断面水环境状况分析[J]. 哈尔滨商业大学学报(自然科学版), 2008, 24(1): 43-45.]
- [39] Fan Z F, Wang L Q, Chen L X, et al. Application of water quality identification index to environmental quality assessment of Dianshan Lake[J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2009, 18(3): 314-320. [范志锋, 王丽卿, 陈林兴, 等. 水质标识指数法在淀山湖水质评价中的应用[J]. 上海海洋大学学报, 2009, 18(3): 314-320.]
- [40] Wang Z, Tie B Q, Liu Z Y. Distribution characteristics of COD and DO in the Liuyang River (the Changsha zone) [J]. Anhui Agricultural Science Bulletin, 2010, 16(21): 100-101. [王庄, 铁柏清, 刘作云. 浏阳河(长沙段)COD与DO的分布特征[J]. 安徽农学通报, 2010, 16(21): 100-101.]
- [41] Zhou J F, Liu D F, Yang Z J, et al. Spatial and temporal distributions of  $COD_{Mn}$  and their influencing factors in Xiangxi Bay during spring[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2014, 23(3): 358-365. [周家飞, 刘德富, 杨正健, 等. 春季香溪河库湾  $COD_{Mn}$  时空分布及其影响因素初探[J]. 长江流域资源与环境, 2014, 23(3): 358-365.]
- [42] Wang X L, Lei K, Yang L B, et al. Space-temporal distribution of phosphorus and  $COD_{Mn}$  in Tieling River Net[J]. Guangdong Chemical Industry, 2015, 42(2): 16-17. [王小龙, 雷坤, 杨丽标, 等. 铁岭市河流磷与  $COD_{Mn}$  时空分布特征[J]. 广东化工, 2015, 42(2): 16-17.]

## Dynamic patterns of the permanganate index from 2017 to 2018 in surface waters of the mainstream of the Xijiang River and water environment evaluations

LIU Qianfu<sup>1</sup>, LAI Zini<sup>1</sup>, LI Yuefei<sup>1</sup>, GAO Yuan<sup>1</sup>, DU Hao<sup>2</sup>

1. Pearl River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510380, China;

2. Key Laboratory of Freshwater Biodiversity Conservation, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Yangtze River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Wuhan 430223, China

**Abstract:** To understand the dynamic patterns of the permanganate index ( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ) and impact factors in the surface water of the mainstream of Xijiang River, seasonal investigations were conducted between Dawan of Hongshui River and Zhaoqing of Xijiang River from September 2017 to June 2018. The water quality was analyzed and evaluated basing on the present study. During the investigation, the  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  concentration varied in the range of 0.73~4.83 mg/L, and the mean value was 2.67 mg/L. The seasonal  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  mean value were 3.08 mg/L (June), 3.03 mg/L (December), 2.94 mg/L (September), and 1.62 mg/L (March). The 13 sample stations were clustered in three groups, and the highest content of  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  was found in cluster III, followed by cluster I, with the lowest in cluster II. Results of pollution conditions based on  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  were in the range of 0.18~1.21, whereas the corresponding water quality levels were “no pollution” to “light pollution.” The temporal water pollution for the annual average content of  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  in water from the 13 sites in descending order was December, June, September, and March. The water quality identification index and levels based on  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  showed that at most times in one year the water quality classification belonged to class I or II, and the last times belonged to class III. Specifically, water quality in March was best with assigned to class I, followed by periods in September and December, which was belonged to class II, and the worst water quality was in June, which belonged to class II to III. Correlation analysis with other physical and chemical factors showed that  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  had a significant positive correlation with water temperature and total phosphorus, and it was significantly negatively correlated with salinity, dissolved oxygen (DO), secchi depth, total phosphorus, nitrate nitrogen, nitrite nitrogen chlorophyll a, and N:P. Stepwise regression analysis showed that  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  concentration was significantly affected by total phosphorus, phosphate, and DO. According to the present study, it was determined that the water environment in mainstream of Xijiang River was lightly polluted and the water quality was better than most of the other rivers in our country. It was also concluded that the hydrodynamic situation of the river and human settlements near the sampling area were the factors affecting the  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  concentration. Additionally, it was determined that the reducibility of organic matter came from “point source pollution” in the investigation area, which was in common with the sources of water total phosphorus mass.

**Key words:** mainstream of the Xijiang River;  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ; pollution conditions; water quality evaluation

**Corresponding author:** LAI Zini. E-mail: znlai01@163.com