

文章编号: 1674-9057(2019)03-0693-07

doi:10.3969/j.issn.1674-9057.2019.03.022

广西会仙湿地水质现状分析与评价

李路祥, 李金城, 韦春满, 周姣, 张琴, 刘辉利, 王俊, 乔政皓

(桂林理工大学 环境科学与工程学院, 广西 桂林 541006)

摘要: 为了解会仙湿地水环境质量的最新状况, 对后续水体修复工作提供依据, 于2017年4月和10月布点采样, 对湿地水质现状进行分析, 并采用综合污染指数法和营养状态指数法对湿地水体进行评价, 结果表明: 会仙湿地污染物时空分布特征明显, DO、Chl-a浓度枯水期显著高于丰水期, 从湿地上游至下游呈上升趋势, TN和NH₃-N浓度则呈下降趋势; 湿地水体呈现不同程度的污染, 其中运河河道达到严重污染水平, 根据污染负荷分担率 K_i 值可知, TN(24.15~35.70)、DO(3.97~38.71)和COD_{Mn}(9.86~25.80)对水体污染最为显著; 各点位EI均值都大于50, 会仙湿地水体整体处于富营养化状态。

关键词: 水质现状; 综合污染指数; 富营养化; 会仙湿地

中图分类号: X522

文献标志码: A

0 引言

湿地是陆地与水生环境相互交错的重要生态景观, 在气候变化、生物多样性、水文和人类健康等方面, 具有其他生态系统不可替代的作用^[1-2]。广西会仙湿地是中国低海拔地区最大、最具代表性的岩溶湿地, 由分水塘、睦洞湖与古桂柳运河等湿地构成, 是漓江水生态系统中不可或缺的组成部分, 对广西桂林地区起着极其重要的生态修复作用^[3-4]。近年来, 随着经济社会的发展和人口增加, 受各种因素影响, 湿地面积日益减少, 珍贵的濒危动植物资源减少, 水体富营养化进程不断加快, 会仙湿地实际上已经成为周边工农业、养殖业污染物排放的汇集地^[5-6]。会仙湿地经济社会发展与环境保护矛盾日益突出, 因此, 会仙湿地水污染治理已刻不容缓。政府部门和学者对会仙湿地的基础研究工作也开始展开, 李晖等^[7]通过“压力—状态—响应”模型发现, 由于常年积水、农业生产等影响, 会仙湿地已处于较差的生态健康状况; 邢梦龙等^[8]对会仙岩溶湿地等间距布点, 监测丰水期

和枯水期湿地水质, 水体均属于氮磷富营养化, 水质为V类和劣V类, 丰水期的水污染轻于其枯水期, 氮磷污染高负荷主要来自于养殖场、生活污水和工业废水; 程亚平等^[9]对会仙湿地的退化特征研究表明, 会仙湿地地下水水质较好, 地表水污染严重, 土壤退化程度严重, 大量动物已绝迹; 陈瑞红等^[10]指出, 会仙湿地部分水域已发生富营养化现象, 污染源附近点位COD_{Cr}和TP污染严重, 达到IV、V类水质。

水质现状分析与评价是掌握湖泊湿地水环境状况和进行水质管理的基础^[11-13]。为了解广西会仙湿地的水污染最新状况, 本文以会仙湿地丰水期和枯水期为研究时段, 分析了水质现状及主要污染物, 并对水质和富营养化状况进行综合评价, 以为会仙湿地的污染治理和管理提供科学的理论依据。

1 材料与方法

1.1 区域概况

广西会仙湿地位于桂林市临桂、雁山区境内,

收稿日期: 2018-09-16

基金项目: 广西科技计划项目(桂科 AB16380295; 桂科 AD18126018); 广西科学研究与技术开发计划项目(桂科攻 1598016-14); 新疆重大科技专项(2016A03008-1)

作者简介: 李路祥(1992—), 男, 硕士, 研究方向: 湿地生态环境与修复, liluxiang2018@163.com。

通讯作者: 李金城, 博士, 教授, 1994025@glut.edu.cn。

引文格式: 李路祥, 李金城, 韦春满, 等. 广西会仙湿地水质现状分析与评价[J]. 桂林理工大学学报, 2019, 39(3): 693-699.

地处低纬度(110°08'15"E—110°18'00"E, 25°01'30"N—25°11'15"N), 涵盖会仙镇、四塘乡及雁山区内的 46 个自然村, 规划总面积 586.75 hm², 是我国最典型的岩溶峰丛洼地和峰林平原地区^[5,7-8]。该区处于亚热带季风气候地带, 年平均气温为 19.2℃, 丰水季节为每年 3—8 月, 枯水季节为 9 月至次年 2 月^[9]。会仙湿地资源丰富, 物种繁多, 且有白鹳、白鹭、灯鸟、野生天鹅和野生稻等珍稀动植物^[14]。湿地内主要水体有分水塘、古桂柳运河及睦洞湖等, 是漓江流域重要水源补给地, 湿地水 30% 流入漓江, 70% 流入柳江^[15]。

1.2 样品的采集与分析

在会仙湿地共设置 8 个湿地水采样点。其中在分水塘设置 1 个采样点(分水塘 S₁), 古桂柳运河河道设置 2 个采样点(七星码头 S₂ 和三义码头 S₃), 睦洞湖设置 5 个采样点(睦洞湖东侧 S₄、桥背 S₅、狗石岭 S₆、龙山门 S₇ 和龙山底 S₈), 具体采样位置如图 1 所示。

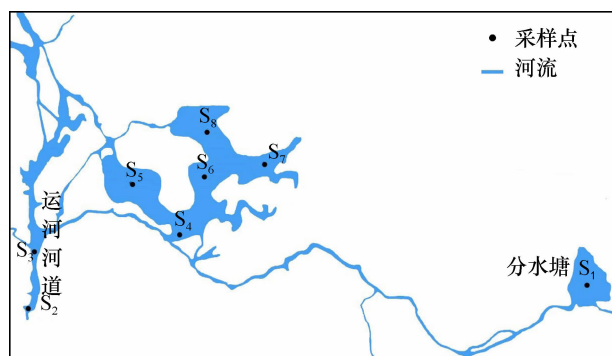


图 1 会仙湿地水采样点分布示意图
Fig. 1 Sampling locations of Huixian wetland

采样时间为 2017 年 4 月(丰水期)和 10 月(枯水期)。在各监测点位水面下 0.5 m 处使用采水器重复采集水样 3 次, 存放在干净的聚乙烯瓶中, 24 h 内置于 4℃ 冰箱保存。采样前使用便携式多参数水质分析仪现场测定溶解氧、pH 值、电导率和水温, 采用塞氏盘法测定透明度。主要水质指标的测定方法参见文献 [16]。

2.3 水质和富营养化评价方法

水质评价采用综合污染指数评价方法^[17], 评价标准参见《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002); 富营养化评价采用营养状态指数法(EI)^[18], 评价标准参见《地表水资源质量评价技

术规程》(SL 395—2007)。

3 结果与讨论

3.1 湿地水质现状分析

3.1.1 溶解氧 会仙湿地水 DO 浓度变化如图 2 所示, DO 浓度年均值为 5.63 mg/L, 范围在 1.90~11.55 mg/L。对湿地丰水期和枯水期 8 个点位 DO 浓度作无重复双因子方差分析表明, DO 浓度在时间分布($P = 0.016 < 0.05$)和空间分布($P = 0.013 < 0.05$)上均有显著差异。湿地枯水期 DO 浓度均值为 6.96 mg/L, 比丰水期高 2.72 mg/L, 一方面是由于枯水期湿地水位较低, 风浪扰动大, 促进空气中的氧气进入水体; 另一方面, 秋季低温抑制了水生生物的活动, 使得水体复氧率增大^[19]。丰水期除 S₇ 和 S₈ 点外, 其他点位 DO 浓度都低于地表Ⅲ类水标准(5.00 mg/L), 这主要与夏季水温较高有关。从图 2 可以看出, 会仙湿地 DO 浓度空间分布规律明显, 从上游 S₁(3.50 mg/L)和 S₂(1.60 mg/L), 流经 S₄、S₅、S₆、S₇ 至 S₈ 呈上升趋势, 并在 S₈ 处出现最大值(9.32 mg/L)。其中 S₁、S₂ 和 S₃ 点常年均低于地表Ⅲ类水标准, 说明湿地上游水生生物生长环境较差, S₁ 点生长大量的水葫芦, 消耗水中大量氧气, 同时阻止了空气中的氧气进入水体, S₂ 和 S₃ 与运河河道两岸的农业和生活污水的排放有关。

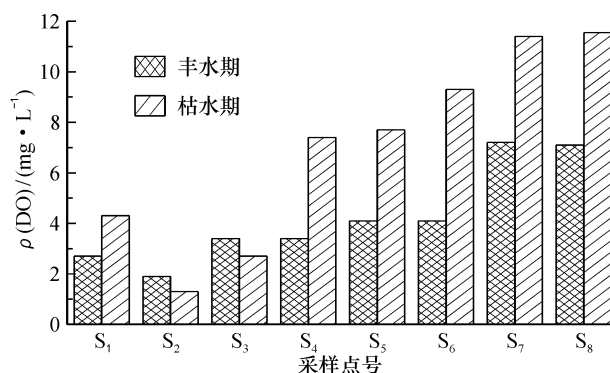


图 2 会仙湿地溶解氧变化
Fig. 2 Change of dissolved oxygen in Huixian wetland

3.1.2 化学需氧量 会仙湿地 COD_{Cr}值变化如图 3 所示, COD_{Cr}年均值为 22.67 mg/L, 范围在 5.95~50.91 mg/L。对 COD_{Cr}值作无重复双因子方差分析表明, COD_{Cr}值在不同时间、空间均无显著差异。除 S₃ 点外, 枯水期其他点位 COD_{Cr}值均低于地表Ⅲ类水标准(20.00 mg/L), 说明枯水期会仙

湿地未受到有机物污染。可以看出，会仙湿地 COD_{Cr} 值没有明显的空间变化趋势，但丰水期从上游 S_1 (28.44 mg/L) 和 S_2 (33.70 mg/L)，流经 S_4 、 S_5 、 S_6 、 S_7 至 S_8 整体呈下降趋势，并在 S_8 出现最小值 15.80 mg/L。其中 S_2 点 COD_{Cr} 值常年高于地表Ⅲ类水标准，且枯水期明显高于丰水期，说明该点受点源污染的影响，事实上 S_2 点为生活密集区，生活污水的排放是其点源污染主要来源。 S_6 丰水期 COD_{Cr} 值为 38.08 mg/L，比枯水期高 25.52 mg/L，说明 S_6 有机物污染主要来源于面源，一方面丰水期径流量大，携带沿岸复杂的有机污染物也相应增多；另一方面雨水可能冲击湿地沉积物，使已沉积的有机物再度释放出来，加重有机物污染。

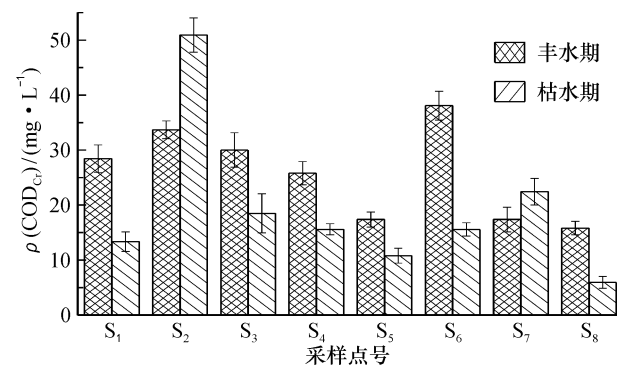


图3 会仙湿地 COD_{Cr} 变化
Fig. 3 Change of COD_{Cr} in Huixian wetland

3.1.3 各形态氮 会仙湿地各形态氮浓度变化如图4—图6所示，TN 浓度均值为 2.55 mg/L，范围在 0.71 ~ 7.01 mg/L。会仙湿地 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 占 TN 比例均值为 88.86%，范围在 64.48% ~ 99.91%，说明会仙湿地氮形态主要以 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 为主。对 TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 作无重复双因子方差分析表明，湿地 TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度空间分布有显著差异，时间分布无显著差异。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度空间、时间分布均无显著差异。湿地丰水期 TN 浓度均值为 2.58 mg/L，与枯水期相近，说明氮污染来源除了沿岸点源污染的排放外，还受到农田非点源、底泥内源释放等因素影响。

由相关性分析可知，湿地 TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 呈极显著正相关($r=0.986$, $P<0.01$)。可以看出，会仙湿地 TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在空间分布上的变化规律基本一致，从上游 S_1 (2.33、0.68 mg/L) 和 S_2 (6.60、4.99 mg/L)，流经 S_4 、 S_5 、 S_6 、 S_7 至 S_8 呈下降趋

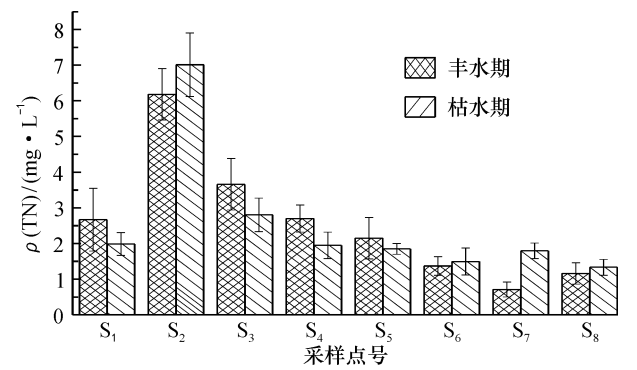


图4 会仙湿地 TN 变化
Fig. 4 Change of TN in Huixian wetland

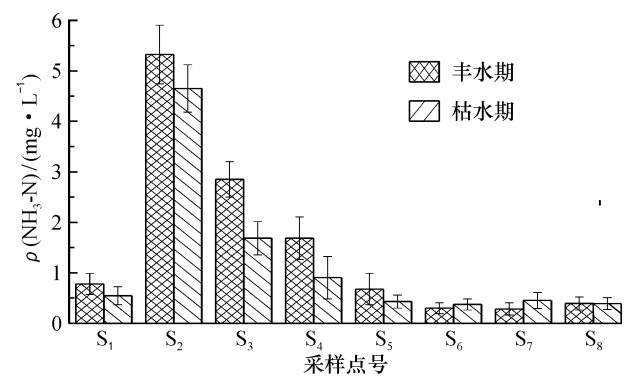


图5 会仙湿地 $\text{NH}_3\text{-N}$ 变化
Fig. 5 Change of $\text{NH}_3\text{-N}$ in Huixian wetland

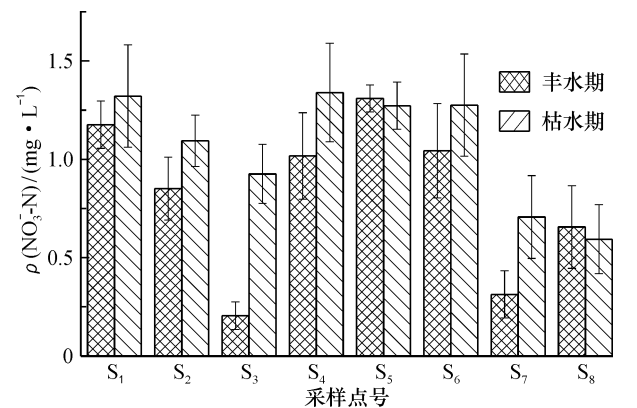


图6 会仙湿地 $\text{NO}_3\text{-N}$ 变化
Fig. 6 Change of $\text{NO}_3\text{-N}$ in Huixian wetland

势，并在 S_8 出现最小值 1.25 和 0.37 mg/L。其中古桂柳运河河道受氮污染最为严重，TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度均超过了地表Ⅲ类水标准 (2.00 mg/L)，分析原因主要在于生活污水的排放，以及农业化肥、垃圾和家禽粪便堆放点水溶性氮经沟渠或地表径流流进湿地水体。

3.1.4 各形态磷 会仙湿地各形态磷浓度变化如图7、8所示，TP 均值为 0.16 mg/L，范围在 0.07

~0.55 mg/L。会仙湿地磷主要以 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 形态存在, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P/TP}$ 均值为 61.68%, 表明湿地内磷能被生物有效利用^[20-21]。对 TP 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度作无重复双因子方差分析表明, TP 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度在不同时间、空间均无显著差异。TP 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度在时间、空间分布上的变化规律基本一致, 主要是由于 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 所占比例较大。由相关性分析可知, TP 与 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 呈极显著正相关($r=0.942, P<0.01$)。丰水期 TP 浓度从上游 S_1 (0.19 mg/L) 和 S_2 (0.28 mg/L), 流经 S_4 、 S_5 、 S_6 、 S_7 至 S_8 呈下降趋势, 并在 S_8 出现最小值 0.08 mg/L, 这与丰水期 COD_{Cr} 值空间变化趋势相似。 S_3 点受磷污染严重, 这与氮污染源相同; 其他点位 TP 均低于地表Ⅲ类水标准(0.20 mg/L), 说明会仙湿地整体受磷污染较轻。

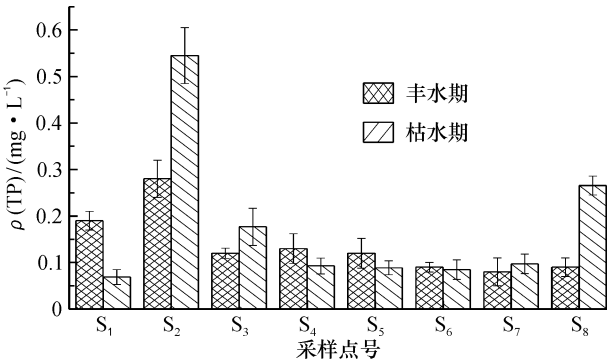


图7 会仙湿地总磷变化
Fig. 7 Change of total phosphorus in Huixian wetland

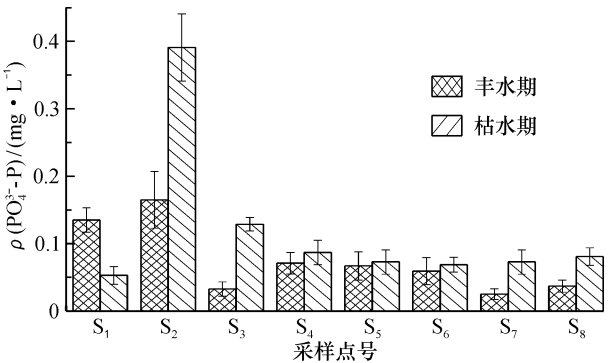


图8 会仙湿地 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 变化
Fig. 8 Change of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ in Huixian wetland

3.1.5 叶绿素 a 会仙湿地水的 Chl-a 浓度变化如图 9 所示, 叶绿素 a 均值为 10.04 mg/m^3 , 范围在 0.53 ~ 36.60 mg/m^3 。对 Chl-a 浓度作无重复双因子方差分析表明, Chl-a 浓度在时间、空间分布上

均有显著差异。枯水期叶绿素 a 含量均值为 17.49 mg/m^3 明显高于丰水期 2.59 mg/m^3 , 主要原因是 10 月份刚进入枯水期, 经过一个夏天的生长期, 水中的藻类累积到最大值, 这时水中的藻类繁殖最大^[22]。湿地 Chl-a 浓度空间分布规律明显, 从上游 S_1 (4.30 mg/m^3) 和 S_2 (3.14 mg/m^3), 流经 S_4 、 S_5 、 S_6 、 S_7 至 S_8 呈上升趋势, 并在 S_7 处出现最大值(18.95 mg/m^3), 这与 DO 浓度空间分布变化趋势基本一致。由相关性分析, 可知 Chl-a 与 DO 呈极显著正相关($r=0.880, P<0.01$), 说明随着 DO 浓度的上升, 浮游植物的生长速度也随之加快。

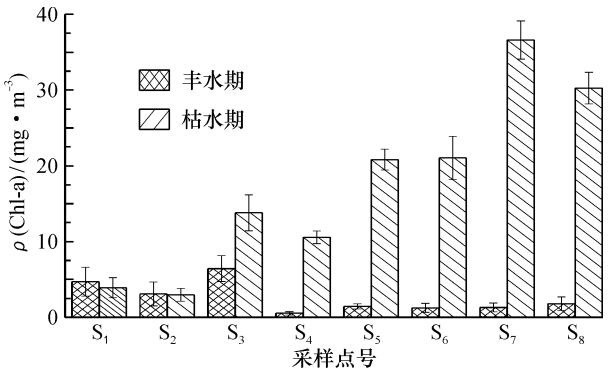


图9 会仙湿地叶绿素 a 变化
Fig. 9 Change of Chl-a in Huixian wetland

3.2 水质评价

水质评价采用水质综合污染指数评价方法, 并计算污染负荷分担率 K_i 值。

$$P = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n P_i; \tag{1}$$

$$P_i = C_i/S_i; \tag{2}$$

$$K_i = (P_i / \sum_{i=1}^n P_i) \times 100\% . \tag{3}$$

式中: P_i 为污染物 i 的污染指数; n 为参加评价的污染物个数; C_i 为污染物 i 的实测浓度; S_i 为污染物 i 的评价标准; P 为水质综合污染指数; K_i 为污染负荷分担率。

综合污染指数评价法依据《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中的Ⅲ类水体水质标准确定, 使用的评价因子及标准限值参见表 1。综合污染指数对应水质等级为: 0.21 ~ 0.40, 较好; 0.41 ~ 0.70, 轻度污染; 0.71 ~ 1.00, 中度污染; 1.01 ~ 2.00, 重污染; ≥ 2.00 , 严重污染。

表 1 地表水相关指标Ⅲ类水质标准限值					
Table 1 Limit value of Ⅲ class for surface water					mg/L
DO	COD _{Cr}	COD _{Mn}	NH ₃ -N	TP	TN
≥5	≤20	≤5	≤1.0	≤0.2	≤1.0

水质指标的值取各采样点两次采样的平均值进行计算，各采样点的水质综合污染指数 P 值计算结果见表 2，其污染负荷分担率 K_i 值见表 3。

表 2 会仙湿地各采样点水质污染指数								
Table 2 Water pollution index of each sampling site in Huixian wetland								
	S ₁	S ₂	S ₃	S ₄	S ₅	S ₆	S ₇	S ₈
P 值	1.59	4.23	2.23	1.18	0.93	0.87	0.72	0.74
污染级别	重度	严重	严重	重度	中度	中度	中度	中度

表 3 各采样点位水质指标 K_i 值						
Table 3 K_i value of water quality index of each sampling site						
采样点位	DO	COD _{Cr}	COD _{Mn}	NH ₃ -N	TP	TN
S ₁	38.71	10.93	12.10	7.15	6.77	24.35
S ₂	28.05	8.33	9.86	19.65	8.13	25.98
S ₃	33.71	9.06	10.56	16.96	5.55	24.15
S ₄	12.62	14.56	13.98	18.23	7.84	32.77
S ₅	13.46	12.58	19.04	9.91	9.32	35.70
S ₆	10.20	27.24	20.12	6.49	8.41	27.55
S ₇	4.47	22.98	24.93	8.51	10.21	28.89
S ₈	3.97	12.20	25.80	8.80	21.26	27.97

会仙湿地各点水质污染指数在 0.72 ~ 4.23，各监测点处于不同程度的污染，其中 S₂ 和 S₃ 点大于 2.00，达到严重污染水平；S₁ 和 S₄ 大于 1.01，达到重度污染水平；而其他监测点在 0.71 ~ 1.00，处于中度污染水平。污染负荷分担率 K_i 值的最大值主要集中在 TN (24.15 ~ 35.70)，说明 TN 对会仙湿地水污染贡献值最大，其次是 DO (3.97 ~ 38.71) 和 COD_{Mn} (9.86 ~ 25.80)。从空间上分析，S₂ 和 S₃ 点处于古桂柳运河河道上，附近有排污口，大部分未经处理的生活污水通过明渠排放进入湿地河道内，这是河道水体污染程度严重的主要原因；其次，河道附近垃圾堆放点和农业耕作使用的氮肥、磷肥、农家肥等会对湿地水体造成一定程度的面源污染，加剧河道水体恶化。S₁ 点为古桂柳运河水体的源头，附近有一定的渔业养殖区，部分未经处理的养殖废水直接排放，导致分水塘水体污染程度重。S₄ 点位于运河河道与睦洞湖的交汇处，曾经是围水造塘区，常年养殖形成

的底泥污染物长期释放，使该点处于重污染水平。其他点位位于睦洞湖，为会仙湿地的核心区，水域开阔，且有大量的满江龙、芦苇等水生植物，能有效地吸收和降解氮磷等污染物，使水质得到净化。

3.3 富营养化评价

根据 2017 年 4 月和 10 月的水质数据，选取 TN、TP、COD_{Mn} 与 Chl-a 为评价指标，采用《地表水资源质量评价技术规程》(SL 395—2007) 推荐的营养状态指数法，开展会仙湿地水体富营养化评价。营养状态指数法分级评价标准见表 4，计算公式为

$$EI = \sum_{n=1}^N E_n / N.$$

(4)

式中： N 为评价项目个数； E_n 为评价项目赋分值； EI 为营养状态指数。

表 4 EI 的分级评价标准				
Table 4 EI grading evaluation criteria				
$0 < EI$ ≤ 20	$20 < EI$ ≤ 50	$50 < EI$ ≤ 60	$60 < EI$ ≤ 80	$80 < EI$ ≤ 100
贫营养	中营养	轻度富营养	中度富营养	重度富营养

会仙湿地水体富营养化程度评价结果见图 10。各点位 EI 均值都大于 50，可知会仙湿地水体整体处于富营养化状态。湿地富营养化程度呈现一定的时间变化性，枯水期 EI 值高于丰水期，除睦洞湖丰水期处于中营养状态外，其他区域都处于富营养化状态。由营养状态指数 EI 值可知，会仙湿地不同区域水体富营养化程度表现为：运河河道 > 分水塘 > 睦洞湖。其中，运河河道水体属于轻度—中度富营养化，分水塘处于轻度富营养化，睦洞湖介于中营养—中度富营养化之间。

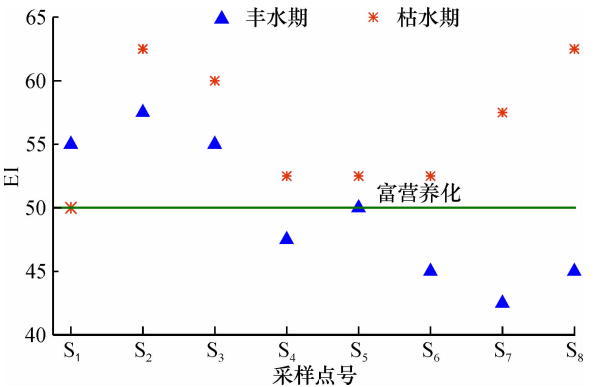


图 10 富营养化评价结果

Fig. 10 Evaluation results of eutrophication degree

EI 值在时间尺度上与 DO 和 Chl-a 浓度呈现出较为一致的趋势,说明会仙湿地富营养化与藻类的生长有关,同时受水温及 DO 浓度影响;而在空间尺度上,则与氮磷指标的趋势基本一致,说明 *EI* 值能够很好地反映氮磷的浓度空间分布特征。在污染较为严重的运河河道,其 *EI* 值也相对较高,一方面排放的污染物可能含有有机物及氮磷等营养盐;另一方面污染物的排放对水生植物产生毒害作用,使有机物、氮磷难以降解。因此,人为污染对湿地的富营养化水平有很大影响^[23]。近年来,会仙湿地得到了一定的管理和保护,但是在农村生活污水、养殖废水等点源污染控制还远远不够,这在古桂柳运河河道上尤为突出;其次,污染物长期在水中累积,最后沉积于底泥中,使底泥成为会仙湿地内源污染贡献者^[24-25];最后,由于会仙湿地的年平均降雨量达到 1 800 mm 左右,雨水径流造成的污染也较严重。因此,加强点源污染与内源污染的治理,并推进湿地非点源污染控制,对会仙湿地水体水质改善具有实际意义。

4 结 论

(1) 会仙湿地污染物时空特征分布明显,时间分布上,枯水期 DO 与 Chl-a 浓度显著高于丰水期;空间分布上,DO 与 Chl-a 浓度从湿地上游至下游呈上升趋势,TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度则呈下降趋势。

(2) 综合污染指数评价表明,湿地各点呈现不同程度的污染,其中运河河道已达到严重污染水平。污染负荷分担率表明,TN 对会仙湿地水体污染贡献值最大,其次是 DO 和 COD_{Mn} 。

(3) 湿地中运河河道水体属于轻度富—中度营养化,分水塘处于轻度富营养化,睦洞湖介于中营养—中度富营养化,各点位 *EI* 均值都大于 50,可知会仙湿地水体整体处于富营养化状态。

参考文献:

[1] 李珂,杨永兴,杨杨,等. 中国高原湿地退化与恢复研究进展 [J]. 安徽农业科学, 2011, 39 (11): 6714-6716.
[2] Calvario-Martínez O, Lechuga-Devéze C H, Sánchez-Rodríguez M A. Establishing management strategies for boca de camichín estuarine system using nutrient carrying capacity [M]// Fisheries Management of Mexican and Central American Estuaries.

Springer, Dordrecht, 2014: 51-66.

- [3] 李晖,王月,王艳分. 桂林会仙喀斯特湿地生态环境调查及生态旅游开发 [J]. 安徽农业科学, 2010, 38 (27): 15286-15289.
[4] 王厚峰. 桂林市会仙湿地古桂柳运河生态修复保护对策及措施 [J]. 农业与技术, 2015, 35 (18): 7-8.
[5] 蔡德所. 会仙岩溶湿地生态系统研究 [M]. 地质出版社, 2012.
[6] 陆祖军,侯美珍,梁士楚. 会仙湿地中心区枯水期上覆水磷酸酶活性水平分布 [J]. 广西师范大学学报 (自然科学版), 2011, 29 (1): 76-81.
[7] 李晖,蒋忠诚,马祖陆,等. 桂林会仙岩溶湿地健康评价与补偿机制研究 [J]. 中国水土保持, 2013 (1): 61-64.
[8] 邢梦龙,李海翔,姜磊,等. 临桂新区环城水系及会仙岩溶湿地水污染时空特征 [J]. 桂林理工大学学报, 2019, 39 (1): 168-176.
[9] 程亚平,蒋亚萍,姚高峰,等. 桂林会仙湿地生态退化特征研究 [J]. 工业安全与环保, 2015, 41 (4): 73-75.
[10] 陈瑞红,莫德清,李金城,等. 会仙岩溶湿地水质监测及评价 [J]. 山东化工, 2018, 47 (6): 156-160.
[11] 张淑琴. 辽宁大伙房水库水质富营养化状况及其发展趋势 [J]. 黑龙江环境通报, 2012, 36 (1): 25-27.
[12] 智颖颀,王玉文,王燕,等. 包头南海湿地水体环境季节性变化与生态功能货币化评价 [J]. 干旱区资源与环境, 2014, 28 (2): 124-128.
[13] 张丽娜,谭伟福,王海京. 桂林会仙喀斯特湿地公园湿地保护与恢复初探 [J]. 广西林业科学, 2012, 41 (3): 303-305.
[14] 谢丽姬,郑晓君,李海婷,等. 桂林市会仙喀斯特湿地保护现状及对策 [J]. 南方农业, 2015, 9 (9): 87-88, 90.
[15] 林栋材,魏宇,张新兴,等. 从岩溶水文地质角度分析桂林会仙湿地修复问题 [J]. 资源环境与工程, 2008, 22 (S): 221-222.
[16] 国家环保局. 水和废水监测分析方法 [M]. 中国环境科学出版社, 1997.
[17] 孙涛,张妙仙,李苗苗,等. 基于对应分析法和综合污染指数法的水质评价 [J]. 环境科学与技术, 2014, 37 (4): 185-190.
[18] 李如忠,刘科峰,钱靖,等. 合肥市区典型景观水体氮磷污染特征及富营养化评价 [J]. 环境科学, 2014, 35 (5): 1718-1726.
[19] 何德进,邢友华,姜瑞雪,等. 东平湖水体中氮磷的分布特征及其富营养化评价 [J]. 环境科学与技术, 2010, 33 (8): 45-48.
[20] van Puijenbroek P J T M, Cleij P, Visser H. Aggregated indices for trends in eutrophication of different types of fresh water in the Netherlands [J]. Ecological Indicators, 2014, 36 (1): 456-462.

[21] Jarvie H P, Sharpley A N, Scott J T, et al. Within-river phosphorus retention; accounting for a missing piece in the watershed phosphorus puzzle [J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46 (24): 13284 – 13292.

[22] 于玲红, 王晓云, 李卫平, 等. 包头市南海湿地水质现状分析与评价 [J]. 环境化学, 2017, 36 (2): 390 – 396.

[23] Anderson D M, Glibert P M, Burkholder J M. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences [J]. Estuaries, 2002, 25 (4b): 704 – 726.

[24] Hu W F, Lo W, Chua H, et al. Nutrient release and sediment oxygen demand in a eutrophic land-locked embayment in Hong Kong [J]. Environment International, 2001, 26 (5): 369 – 375.

[25] Wang S R, Jin X C, Zhao H C, et al. Phosphorus release characteristics of different trophic lake sediments under simultaneous disturbing conditions [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 161 (2 – 3): 1551 – 1559.

Analysis and evaluation of water quality status
in Huixian wetland of Guangxi

LI Lu-xiang, LI Jin-cheng, WEI Chun-man, ZHOU Jiao, ZHANG Qin, LIU Hui-li,
WANG Jun, QIAO Zheng-hao

(College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541006, China)

Abstract: Huixian wetland is the largest karst wetland in Guangxi. In order to understand water environmental quality of Huixian wetland and provide subsequent water remediation, this study sampled in April and October 2017, analyzed and assessed water environmental quality by comprehensive pollution index method and nutritional status index method. The results indicated that the temporal and spatial distribution characteristics of pollutants in Huixian wetland are obvious. The concentration of DO and Chl-a in dry season was significantly higher than that in high water season, and increased from the upstream to the downstream of the wetland, while the concentrations of TN and NH₃-N showed a downward trend. The water of Huixian wetland were in different degrees of pollution, while ancient canal pollution was the worst. According to the analysis of the pollution loading (the value of K_i), TN (24.15 – 35.70) polluted water most seriously, followed by DO (3.97 – 38.71) and COD_{Mn} (9.86 – 25.80). The average value of EI was greater than 50 at every sampling site, so the water of Huixian wetland was in a eutrophic state.

Key words: water quality status; comprehensive pollution index method; eutrophication; Huixian wetland