

沈阳市内湖浮游藻类种群演替对季节性水质变化的响应

张 霄¹, 段凯丰², 周思宁¹, 王霜傲², 蔡奔成², 韩晓禹¹, 李 晨³, 包妮沙², 赵 鑫²

- (1. 辽宁省沈阳生态环境监测中心, 沈阳 110169;
2. 东北大学资源与土木工程学院, 沈阳 110819;
3. 东北大学医学与生物信息工程学院, 沈阳 110016)

摘 要: 浮游藻类对水质变化敏感, 其种群演替监测可作为水环境监测的辅助手段。本研究以沈阳市的3个城市内湖为例, 探究我国北方城市内湖浮游藻类的群落演替对水质变化的响应, 分析其辅助水环境理化监测的可行性。从3个内湖共观测到7个门51个属的浮游藻, 绿藻和硅藻占明显优势。浮游藻类的丰度和优势种属存在明显的季节性变化, 丰度在春季最低, 秋季达到峰值, 具有明显的北方寒冷地区特征。绿藻和硅藻对温度变化敏感, 蓝藻的优势度与水质质量的相关性更为显著。基于污染物综合指数和藻类多样性指数辅助水质指标评价, 3个被测内湖的水质主要呈中度污染水平。

关键词: 浮游藻类; 北方城市内湖; 水质评价; 藻类多样性; 污染物综合指数

中图分类号: X524; X173

文献标志码: A

DOI: 10.16803/j.cnki.issn.1004-6216.2022050036

Response of phytoplankton community diversity to seasonal variation of water quality of inner lakes in Shenyang

ZHANG Xiao¹, DUAN Kaifeng², ZHOU Sining¹, WANG Shuangao², CAI Bencheng²,
HAN Xiaoyu¹, LI Chen³, BAO Nisha², ZHAO Xin²

(1. Shenyang Ecological Environment Monitoring Center of Liaoning Province, Shenyang 110169, China; 2. School of Resources and Civil Engineering, Northeastern University, Shenyang 110819, China; 3. College of Medicine and Biological Information Engineering, Northeastern University, Shenyang 110016, China)

Abstract: Since planktonic algae are sensitive to water quality, the population diversity analysis is considered as one of supplementary means for water environment monitor. To explore the response of planktonic algae community to the water quality in urban lakes in northern China, and determine the feasibility as a supplementary for physical and chemical monitoring methods in the water environment, three inner urban lakes in Shenyang were selected. A total of 51 genera from 7 phyla were observed from the lakes with Chlorophyta and Bacillariophyta as the dominants. The abundances and dominant species of planktonic algae had seasonal changes, the minimum and maximum were obtained in spring and autumn, belonging to a characteristic of cold areas in the north. Chlorophyta and Bacillariophyta were more sensitive to temperature changes, and the correlation between the dominance of Cyanobacteria and water quality was more significant. The water qualities of three lakes were evaluated in the moderate pollution level based on water quality monitoring combined with pollutant comprehensive index and planktonic algae diversity index.

Keywords: planktonic algae; urban inner lakes of northern city; water quality evaluation; algal diversity; pollutant comprehensive index

CLC number: X524; X173

城市景观水体是城市人居环境的重要组成, 主要包括: 小型天然湖、人造湖泊、小区内水体景观

和各种景观用河道等^[1]。作为城市生态循环的重要组成部分, 城市景观水体大多属于封闭性水体, 流

收稿日期: 2022-05-21

录用日期: 2022-07-26

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52074063; 61806047); “十三五”国家重点研发计划项目(2019YFC1907204); 中央高校基本科研业务费项目(N2201019)

作者简介: 张 霄(1979-), 男, 硕士、高级工程师。研究方向: 生态环境污染监测。

通信作者: 赵 鑫(1982-), 男, 博士、副教授、博导。研究方向: 水污染控制与环境功能微生物。E-mail: zhaoxin@mail.neu.edu.cn

引用格式: 张 霄, 段凯丰, 周思宁, 等. 沈阳市内湖浮游藻类种群演替对季节性水质变化的响应[J]. 环境保护科学, 2023, 49(2): 91-97.

动性相对较差,环境容量小,自净能力不足,容易出现富营养化等问题,导致藻类大量生长和生态失衡^[2]。

浮游藻类作为最重要的初级生产者之一,对水生生态系统的能量流动和物质循环具有重要的作用^[3]。水环境中的浮游藻类种类十分复杂,种群结构对水质改变非常敏感而发生演替变化,能够快速反馈水体受纳的污染物对水生生态系统的影响,更易于反映一段时间内的水质状况^[4-5]。浮游藻类的种群变化,如:藻类丰度、多样性等可以作为水质变化的指针和水环境质量评价的重要依据^[6]。吉正元等^[7]对云南省抚仙湖中浮游藻类的季节性演替进行监测,结合理化分析,大幅提升对湖水水质监测的准确性和可靠性。熊莲等^[8]对安徽太平湖浮游藻类种群丰度和结构进行检测,并与水质指标相结合对水环境变化进行分析。马迎群等^[9]对嘉兴南湖浮游藻类多样性指数与水质理化指标相结合,发现藻类生长受湖水的电导率、溶解氧、总氮(TN)和总磷(TP)等影响,并发现藻类种群变化能够准确预测水体富营养化风险。水环境的生物与理化监测相结合,可以作为传统环境监测方法的有效补充,更加全面和准确地反映水质质量,服务水生态环境保护。但是,我国该领域的研究主要集中在河湖相对较多的南方地区,而北方地区相关的研究明显欠缺。

沈阳市是辽宁省的省会,是我国典型的北方城市,市区面积近 3 500 km²,常住人口 907 万。城市内河、公园和高校中内湖较多,水环境质量对居民日常生活有较大的影响。但是,结合水生浮游藻类指标辅助水质评价的研究在本地区明显偏少。MENG et al^[10]对辽河的水质指数、生物指数和物理生境质量指数进行分析,发现了水生生物生长与水质之间显著相关性,并建立了辽河生态系统健康状况的评估标准体系。杨琪^[11]利用生物指数法和多样性指数法对沈阳卧龙湖水质和生态健康情况进行评价,预测水质恶化趋势。殷旭旺等^[12]对浑河全流域内藻类群落特征和水体理化特征进行分析,应用藻类生物完整性评价指数(P-IBI)和栖息地环境质量评价指数(QHEI)对浑河上游和干流的水生态系统进行评价,2种评价结果虽在部分河段有较大不同,但在全流域尺度的评价结果基本一致。前期的研究表明,利用浮游藻类指标辅助水质监测,不单适用于南方,也可以在我国北方地区的河湖水质评价工作中发挥重要作用。

本研究以我国北方典型城市——沈阳市为例,选取由北向南分布的 3 个相对封闭的景观湖,在非冰封期进行水质监测和浮游藻类采集研究,尝试结合生物监测与理化监测评价水环境质量,为辅助东北地区河湖生态环境监测与污染控制提供参考。

1 材料与方法

1.1 采样点

由于沈阳市区南北距离较长,可能有一定的温度差异。因此,在沈阳市区自北向南纵向选择 3 个景观湖作为研究代表:北部的北陵公园内湖(S1: 41°50'36"N, 123°25'35"E)、中部的青年公园内湖(S2: 41°46'53"N, 123°25'53"E)和南部的沈阳理工大学内湖(S3: 41°43'35"N, 123°29'20"E)。于 2019 年 3~10 月(非冰冻期),每月取样 1 次,共取样监测 8 次。

1.2 样本采集

水样采集:在采样点水面以下 0.5 m 处采集水样 1 L,置于棕色采样瓶中,保持低温,带回实验室进行后续检测。

藻类采集:围绕每个采样湖面选取 4 个藻类采集点。定性样品用 25 号浮游生物网在水下 0.5 m 处做“∞”状循环拖动 3~5 min,提出水面得到浓缩样,随即使用鲁哥氏液进行固定。定量样品共采集 1 000 mL,分别在表层和底层各取 500 mL,混合后立即使用固定剂固定。

1.3 藻类的鉴定与计数

定性分析:使用光学显微镜观察,参照《中国淡水常见藻类图谱》《中国淡水藻类—系统、分类及生态》^[13-14],鉴定到属。

定量分析:在 1 L 烧杯中添加 1%(V/V)的鲁哥氏溶液^[15],对定量的藻类样品进行初次沉淀 24 h,采用虹吸法浓缩至 100 mL,进行二次沉淀;24 h 后用同样的方法浓缩定容至 30 mL,进行藻类计数。

1.4 数据分析

以藻类丰度(N)、藻类优势度指数(Y)、Margalef 多样性指数(D)、Shannon-Wieaver 多样性指数(H)和 Pielou 均匀度指数(J)对研究区域的藻类群落结构特征进行分析,各指标计算,见式(1~5)^[16]:

$$N = \left[\frac{A \times V_s}{A_c \times V_0} \right] n \quad (1)$$

$$Y = P_i f_i \quad (2)$$

$$D = (S - 1) / \ln N \quad (3)$$

$$H = - \sum_{i=1}^S \left(\frac{N_i}{N} \ln \frac{N_i}{N} \right) \quad (4)$$

$$J = \frac{H}{\ln S} \quad (5)$$

式中: N 为 1 L 原水样的藻类数量, ind/L; A 为计数框面积, mm^2 ; A_c 为计数面积, mm^2 ; V_s 为 1 L 原水样沉淀浓缩后的体积, mL; V_0 为计数框的体积, mL; n 为计数所得藻类的数目; $P_i = n_i/N$, 为第 i 个属个体数占所有属个体数的比例; f_i 为第 i 个属出现的频率; S 为样品中所有属的种类数; N 为样品中所有属的总个体数。

1.5 水质评价指标与分析方法

水温和 pH 使用便携式设备 (HACH, HQ11d) 现场测定。化学需氧量 (COD)、总磷 (TP) 和氨氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) 分别采用《水质 化学需氧量的测定 重铬酸盐法: HJ 828—2017》^[17]《水质 总磷的测定 钼酸铵分光光度法: GB 11893—1989》^[18]《水质 铵的测定 纳氏试剂比色法: GB 7479—1987》^[19] 测定。水质质量分别采用单因素评价法和综合污染指数 (P) 评价法评价。

2 结果与讨论

2.1 浮游藻类群落结构

2.1.1 浮游藻类种类组成 在非冰冻期的 8 个月中, 3 月水温过低, 未发现浮游藻类, 其余 7 次采样, 从 3 个采样点共鉴定浮游藻类 7 个门 51 个属。其中, 绿藻门最多, 共 19 属, 占 37.3%; 硅藻门 16 属, 占 31.4%; 蓝藻门 11 属, 占 21.6%; 甲藻门 2 属, 占 3.9%; 金藻门、黄藻门和裸藻门各 1 属, 各占 2.0%。绿藻门为所研究水体的优势藻类, 其次是硅藻门和蓝藻门。硅藻和金藻喜好低温, 硅藻在春季及秋末优势显著; 蓝藻和绿藻对水温要求较高, 在夏季和秋初优势显著; 裸藻仅在夏秋季有检出; 黄藻对温度适应性较强, 在各季节均有检出。

2.1.2 浮游藻类丰度 各采样点的藻类丰度差异显著, 见图 1。S1 的平均丰度最高为 46.6×10^7 ind/L; 其次是 S3 和 S2, 为 31.5×10^7 和 31.2×10^7 ind/L。S1 的藻类数量明显高于中部及南部的研究区域, 推测其原因是北陵公园内湖周边植被较密集, 有大量泥土、落叶和腐殖质随降雨进入湖内, 游客和商户也会排放污水, 导致营养物质偏多。S2 和 S3 周围

植被覆盖相对较少, 且市政管网较完善, 湖中没有违规排污口, 水质较好, 营养物质偏少。

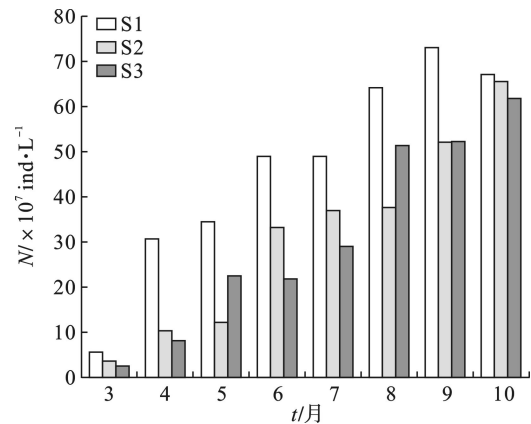


图 1 沈阳市内景观湖的浮游藻类丰度
Fig. 1 Planktonic algae abundances in urban lakes of Shenyang

春季藻类丰度最低, 各采样点在 $2.5 \times 10^7 \sim 34.5 \times 10^7$ ind/L 范围变化, 平均值 14.9×10^7 ind/L; 夏季, 随着温度上升, 藻类大量繁殖, 在 $21.8 \times 10^7 \sim 64.1 \times 10^7$ ind/L 范围波动, 平均值 41.3×10^7 ind/L; 秋季的藻类丰度达到峰值, 变化范围 $52.1 \times 10^7 \sim 67.1 \times 10^7$ ind/L, 平均值 59.4×10^7 ind/L。进入秋季以后, S1 的藻类丰度开始下降, S2 和 S3 的藻类丰度虽然继续上升, 但平均增长率仅为 43.8%, 与夏季的 177.2% 相比大幅下降, 说明进入秋季后, 藻类丰度会随着水温的降低而增长缓慢甚至下降。藻类丰度的季节性变化规律为: 秋季 > 夏季 > 春季, 在夏秋季节的生长要优于春季。

2.1.3 浮游藻类优势属 当藻类的优势度指数 $Y \geq 0.02$ 时, 判定其为优势种^[20]。3 个内湖的优势属包括 3 个门的 8 个属, 见表 1, 分别为: 硅藻门针杆藻属、舟形藻属; 绿藻门小球藻属、四角藻属和衣藻属; 蓝藻门鱼腥藻属、平裂藻属和尖头藻属。

各采样点的藻类优势属构成随季节发生明显变化。初春时藻类优势属有 3 个门 5 个属, 除 S3 以蓝藻门的鱼腥藻属为优势属外, S1 和 S2 均为绿藻门和硅藻门占绝对优势。5 月和 6 月, 藻类丰度随水温升高而不断增加, 绿藻门的衣藻属出现, 并在 S2 和 S3 点位成为新的优势属。该阶段, 各采样点仍以绿藻和硅藻为主, 硅藻优势度有所降低, 绿藻优势度升高, 蓝藻开始大量繁殖。进入 7 和 8 月, 水温达到年度最高, 蓝藻快速增殖, 并在 S1 和 S3 占据绝对优势, 喜好低温的硅藻生长繁殖受温度的限制而减少, 绿藻和蓝藻取而代之。进入 9 月, 水温开始降低, 再次适宜硅藻生长, 针杆藻属

再次成为优势属。进入 10 月,水温持续降低,喜好低温的针杆藻属开始大量繁殖,占绝对优势,而蓝藻大量衰亡,失去优势地位。

表 1 浮游藻类优势种属及优势度
Table 1 Dominant species and dominance of phytoplankton

采样时间/月	S1	S2	S3
4	小球藻属 (0.117)	小球藻属 (0.055)	鱼腥藻属 (0.058)
	针杆藻属 (0.037)	针杆藻属 (0.045)	小球藻属 (0.042)
	舟形藻属 (0.024)	四角藻属 (0.037)	舟形藻属 (0.022)
	针杆藻属 (0.105)	针杆藻属 (0.070)	针杆藻属 (0.161)
5	鱼腥藻属 (0.021)	四角藻属 (0.060)	
	平裂藻属 (0.026)	衣藻属 (0.097)	衣藻属 (0.117)
6	针杆藻属 (0.020)	针杆藻属 (0.041)	
	鱼腥藻属 (0.096)	四角藻属 (0.038)	鱼腥藻属 (0.109)
7	针杆藻属 (0.029)	衣藻属 (0.025)	尖头藻属 (0.029)
	鱼腥藻属 (0.201)	四角藻属 (0.041)	鱼腥藻属 (0.119)
8			尖头藻属 (0.030)
	鱼腥藻属 (0.053)	针杆藻属 (0.026)	尖头藻属 (0.083)
	尖头藻属 (0.041)	衣藻属 (0.025)	针杆藻属 (0.031)
9		小球藻属 (0.024)	
	针杆藻属 (0.068)	针杆藻属 (0.064)	针杆藻属 (0.052)
10		小球藻属 (0.047)	小球藻属 (0.031)
		衣藻属 (0.033)	

对优势藻属的空间分布分析发现, S3 的蓝藻的优势度最高,持续时间最长;而 S2 全年均以绿藻和硅藻为优势藻类,无蓝藻; S1 的蓝藻也拥有较高优势度和持续时间,但是均低于 S3。

2.2 水体理化指标

各采样点水质理化指标均呈弱碱性或偏碱性;水温具有明显的季节变化规律,3 月最低,7 月最高; COD 的季节性变化显著,在春季枯水期,由于冬底层污染物上浮,导致个别点位偶有低于 V 类水

质标准;进入 6 月丰水期,水质好转,多处于 II ~ IV 类水质水平; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量基本符合地表 II 类水标准; TP 含量在夏秋季节处于 III 类水质,枯水期处于 IV 类标准。在空间分布上, S2 的水质优于 S1 和 S3。见表 2。

表 2 各研究点位的水质质量
Table 2 Water quality of the sampling points

采样时间/月	采样点	水温/°C	COD/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	TP/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	综合污染指数	综合水质定性评价
3	S1	8.86	10.70	20.29	1.01	0.11	1.08 中污染
	S2	7.57	14.40	50.96	0.66	0.10	1.36 中污染
	S3	8.05	14.00	192.22	2.60	0.08	3.48 重污染
4	S1	8.55	23.50	10.41	0.80	0.37	2.74 重污染
	S2	8.69	29.10	8.44	1.11	0.26	2.38 重污染
	S3	8.33	27.30	50.41	0.85	0.28	2.59 重污染
5	S1	9.52	22.10	213.72	0.88	0.45	5.62 重污染
	S2	8.77	24.00	28.70	0.35	0.44	3.26 重污染
	S3	8.42	25.70	108.56	0.90	0.21	2.97 重污染
6	S1	9.92	24.00	31.38	0.38	0.23	2.04 重污染
	S2	8.83	24.70	8.83	0.29	0.16	4.40 中污染
	S3	8.40	29.00	23.95	0.74	0.14	1.56 中污染
7	S1	8.86	31.50	35.47	0.41	0.19	1.83 中污染
	S2	8.92	32.30	9.12	0.33	0.15	1.53 中污染
	S3	9.10	30.80	25.32	0.77	0.16	1.72 中污染
8	S1	8.32	22.20	18.60	0.55	0.14	1.42 中污染
	S2	7.13	23.00	10.52	0.38	0.07	1.20 中污染
	S3	9.09	26.00	21.14	0.80	0.17	1.61 中污染
9	S1	8.24	20.00	11.24	0.76	0.22	1.84 中污染
	S2	8.38	21.10	11.37	0.39	0.11	1.41 中污染
	S3	7.50	24.20	36.64	0.57	0.20	1.91 中污染
10	S1	8.35	17.10	33.13	0.55	0.22	1.98 中污染
	S2	8.44	15.80	15.96	0.32	0.10	1.19 中污染
	S3	8.45	16.90	32.41	1.11	0.14	1.82 中污染

综合污染指数 $P < 0.8$ 表示清洁, $0.8 < P < 1.0$ 为轻污染, $1.0 < P < 2.0$ 为中污染, $P > 2.0$ 为重污染。各采样点全年的 P 指数在 1.08 ~ 5.62 范围,重污染的采样点占 37.5%,中污染的采样点占 62.5%。 P 指数的季节变化明显,春季较高,水体受污染严重,夏秋季节明显好转。春季为枯水期,底泥在冬季堆存的大量有机质随冰雪消融和降雨释放出来,导致 COD 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 较高,水质较差。夏秋季节降雨较多,且水温升高,大量藻类、微生物和水生植物生长,有机污染物被大量消耗,浓度明显下降。基于综合水质污染指数分析,3 个研究点位的水体受污

染呈中度污染,个别时期偏重。

2.3 基于藻类多样性与污染指数的水质评价

2.3.1 基于藻类多样性指数的水质评价 藻类的多样性是衡量其群落结构稳定性的重要指标之一,但仅使用一种指数来反映群落结构的多样性容易造成较大的偏差。本研究选择 D 、 H 和 J 进行藻类多样性研究,季节对藻类多样性影响显著,见表 3。

表 3 各采样点浮游藻类多样性指数
Table 3 Phytoplankton diversity indexes of sampling points

采样时 间/月	D			H			J		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
3	1.96	1.94	3.11	1.78	1.79	1.55	0.67	0.72	0.66
4	2.18	2.19	3.20	1.46	1.67	1.70	0.59	0.63	0.58
5	3.49	2.81	3.86	2.02	1.77	2.16	0.69	0.62	0.71
6	4.26	3.63	4.29	2.38	1.95	2.04	0.76	0.66	0.64
7	3.01	3.43	3.17	1.94	1.86	1.80	0.68	0.63	0.61
8	3.34	3.05	3.12	1.86	1.77	1.84	0.55	0.61	0.67
9	3.60	3.29	3.42	1.91	1.99	1.86	0.65	0.67	0.64
10	2.51	2.38	3.25	1.94	1.85	2.01	0.73	0.68	0.71
平均值	3.04	2.84	3.43	1.91	1.83	1.87	0.67	0.65	0.65

D 和 H 在 3 月最低,6 月获得最高值。表明各采样点在初春时浮游藻类的种群结构相对简单;进入夏季,种类大幅增加,种群结构复杂且稳定;尽管藻类丰度在 7 和 8 月继续增加,但是,鱼腥藻在主要点位大量繁殖,导致浮游藻类多样性、丰富度以及均匀度的明显下降;9 月,鱼腥藻因气温下降而大量死亡,硅藻和绿藻开始大量繁殖,该阶段浮游藻类多样性、丰富度以及均匀度都有明显提高;进入 10 月,由于气温持续下降,拥有较多种属的蓝藻大量死亡,丰富度大幅下降,但是,由于硅藻和绿藻的种属较多,多样性和均匀度依然维持在较高水平。

3 种指数不仅可以分析浮游藻类的种群结构,也可以作为环境质量评价的依据,利用污染物综合指数 P 、藻类物种丰富度指数 D 、多样性指数 H 、均匀度指数 J 综合评价水质的标准。分析各采样点的变化特征可以发现:6 月, S3 的 D 和 S1 的 H 与 J 均达到最大值,分别为 4.29、2.38 和 0.76。利用 D 平均值进行整体评价时, $S3 > S1 > S2$, 则 S1 和 S3 为轻污染, S2 为 β -中污染。各采样点的 H 相差较小,均在春季处于最低水平,夏季略有增加,但变化幅度较小,秋季略有下降。利用 H 平均值进行整体评价,3 个采样点的 H 均在 1~2 范围,属于 α -中污染状态。各采样点的 J 差异较小,均在春季最低,夏秋季有小幅度增加。利用 J 指数进行整体评

价,3 个采样点 J 指数值均 >0.5 ,属于轻度污染或无污染状态。

3 种多样性指数随季节的变化明显,夏秋季之间差异较小,但都高于春季。表明春季水质污染最为严重,夏秋季水质有一定好转,藻类生态结构更为稳定,生态系统自净能力强。虽然 3 种多样性指数评价结果略有不同,但是都表明调查区域水质大都处于轻~中度污染状态。

2.3.2 基于藻类多样性和污染物综合指数的水质评价 H 和 J 指数的时空分布具有较强的一致性,表明两者联系密切,见表 4。

表 4 指数评价标准
Table 4 Evaluation criteria for each index

指数	重污染	中污染	轻污染	无污染
D	0~1.0	1.0~3.0	3.0~4.0	>4.0
H	0~1.0	1.0~3.0	3.0~4.0	>4.0
J	0~0.3	0.3~0.5	0.5~0.8	0.5~0.8
P	>2.0	1.0~2.0	0.8~1.0	<0.8

从时间分布角度分析,见图 2(a), P 在 1.41~3.95 之间,呈现中~重度污染;3 月 P 为 1.97,为中度污染;4 月和 5 月 P 持续上升,均高于 2.0,呈重度污染;此后,7~10 月逐渐稳定,在 1.0~2.0 之间,呈中度污染。 D 介于 2.34~4.06 之间,整体呈轻~中度污染;3 月和 4 月 D 较低,介于 2.0~3.0 之间,呈中度污染;此后,5~10 月 D 略有波动,但均高于 3.0,呈轻度污染。 H 介于 1.61~2.12 之间,整体呈中度污染。期间,4 月 H 最低为 1.61,6 月最高为 2.12,在中度污染范围波动。 J 介于 0.60~0.71 之间,呈轻污染或无污染。

从空间分布分析,见图 2(b), P 介于 2.1~2.3 之间,整体呈重污染。 D 在 2.84~3.43 之间,整体为中污染。 H 在 1.83~1.91 之间,整体为中污染。 J 在 0.65~0.67 之间,整体呈轻污染或无污染。通过研究发现浮游藻类的群落组成与水质关联性显著, S3 的 COD 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量相对较高,水质较差,水中蓝藻的优势度最高,持续时间最长; S2 的水质最好,全年均以绿藻门和硅藻门为优势种属,无蓝藻; S1 的水质介于两者之间,蓝藻也拥有较高优势度和持续时间,但是均低于 S3。

从时间变化分析, J 最稳定,变化范围最小, D 与 P 的变化更相似,3~5 月的水质均较差,6~10 月的 2 种指数均表明水质有所好转,且污染等级均较前 2 个月降低一级。从空间分布分析, D 和 H 与 P 评价结果较为接近,整体呈中~重污

染。研究表明,在以污染物综合指数评价为主的情况下,各多样性指数评价结果与污染物综合指

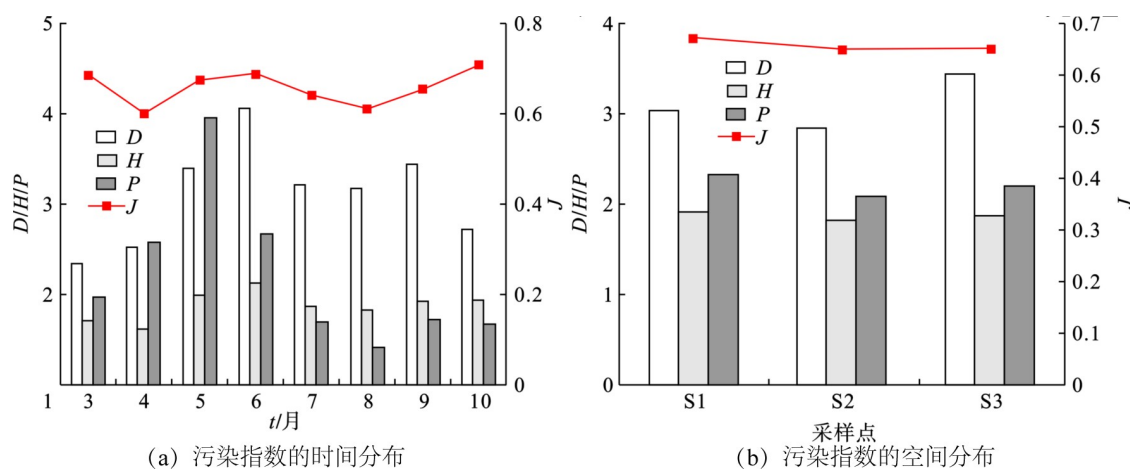


图 2 基于多种污染物综合指数的水质评价

Fig. 2 Water quality evaluation based on multi-pollutant comprehensive index

2.4 沈阳内湖浮游藻类特征与水质综合评价

2.4.1 沈阳市内湖浮游藻类群落特征

沈阳市 3 个内湖的浮游藻类以绿藻为主,占 41.1%,硅藻和蓝藻次之。这一结果与鄱阳湖^[21]、洱海^[22]和滇池^[23]等湖泊的研究结果相一致,说明湖泊中的浮游藻类的组成具有一定的普遍特征。从藻类丰度分析,不同季节的藻类丰度在 $2.5 \times 10^6 \sim 73.0 \times 10^6$ ind/L 范围,且春季 < 夏季 < 秋季。种群结构呈现春季以绿藻和硅藻为主;夏季以绿藻和蓝藻为主;秋季以硅藻为主的变化规律。

物种多样性是衡量一定区域内生物资源丰富程度的重要指标之一,可以评价物种组成的稳定程度及数量分布的均匀度,以及种群组成的结构特征^[24]。浮游藻类优势种类数目和优势度对藻类群落结构的稳定性具有重要作用,优势种类越多且优势度越小,群落结构越稳定。研究区域的浮游藻类优势藻属随季节变化明显:春季多样性指数较低,硅藻门的针杆藻和绿藻门的小球藻占绝对优势;绿藻和蓝藻门的鱼腥藻随夏季温度升高而大量繁殖,并占绝对优势;秋季温度下降,喜好低温的硅藻门的针杆藻大量繁殖,在 S1 占绝对优势,绿藻和硅藻在 S2 和 S3 占明显优势,S2 的优势种属种类更多,见表 1。推断其原因是 S1 和 S3 水质相对较差,COD、TN 和 TP 浓度明显高于 S2,而进入秋季气温下降蓝藻大量死亡,较高浓度 COD 更有利于硅藻生长,因此,S1 和 S3 的硅藻的优势度增长最快,导致秋季的藻类多样性较为单一。

2.4.2 湖水水质综合评价

浮游藻类群落结构和

数评价结果相差较小,以藻类生态学角度辅助水质质量评价,结果更为全面。

演替受环境因子影响显著,其组成可以间接反映水质质量^[25]。通过 D、H、J 和 P 对沈阳市内的 3 个景观湖的水质综合评价,表明春季的藻类种属结构较为单一,该阶段水污染最严重,推测与枯水期和底泥中大量有机物随冰雪消融释放有关;夏秋季藻类群落结构复杂,丰富度高,结构稳定,水质好转。研究区域水体的 P 较高,与藻类多样性指数的变化相符,水体受污染情况较为严重,为中~重污染状态。

3 结论

沈阳市 3 个内湖的浮游藻类主要以绿藻、蓝藻和硅藻为优势藻种,种群组成随季节变化明显,种类丰度的增加与温度变化呈正相关。浮游藻类种群演替也与水质质量有关,水质较差时,浮游藻类丰度明显降低,在季节更换时藻类种群演替更为显著。蓝藻的优势度与水质变化关系显著,水质较差的采样点的蓝藻的优势度较高,占优势种群的持续时间更长。基于藻类多样性指数和污染物综合指数对水质综合评价,3 个内湖的水质呈中~重度污染。水环境中藻类群落组成、丰度变化,以及多种藻类多样性分析,可以作为水质理化指标的辅助和参考,更加全面地评估水环境质量。

参考文献

- [1] 刘辉,邹继颖,边红枫,等. 吉林市小型景观水体夏季浮游植物群落特征及水质评价[J]. 海洋湖沼通报, 2018(4): 91-99.
- [2] 李飞鹏,张海平,陈玲. 小型封闭水体环境因子与叶绿素 a 的时空分布及相关性研究[J]. 环境科学, 2013, 34(10): 3854-3861.
- [3] 王靖淇. DNA 宏条形码技术对不同水环境中微生物群落结构

- 的研究[D]. 沈阳: 辽宁大学, 2017.
- [4] 李衍庆, 黄延林, 张海涵, 等. 水源水库藻类功能群落演替特征及水质评价[J]. 环境科学, 2020, 41(5): 2158–2165.
- [5] TEITTINEN A, TAKA M, RUTH O, et al. Variation in stream diatom communities in relation to water quality and catchment variables in a boreal, Urbanized region [J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 530-531: 279–289.
- [6] BARINOVA S, SMITH T. Algae diversity and ecology during a summer assessment of water quality in the Abraham Lincoln Birthplace National Historical Park, USA[J]. *Diversity*, 2019, 11(11): 206.
- [7] 吉正元, 刘绍俊. 抚仙湖浮游植物群落结构、影响因子及水质评价[J]. *中国环境监测*, 2019, 35(4): 67–77.
- [8] 熊莲, 刘冬燕, 王俊莉, 等. 安徽太平湖浮游植物群落结构[J]. *湖泊科学*, 2016, 28(5): 1066–1077.
- [9] 马迎群, 赵艳民, 迟明慧, 等. 嘉兴南湖水系浮游植物群落结构及其环境影响因子[J]. *水生态学杂志*, 2021, 42(2): 42–48.
- [10] MENG W, ZHANG N, ZHANG Y, et al. Integrated assessment of river health based on water quality, aquatic life and physical habitat[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2009, 21(8): 1017–1027.
- [11] 杨琪. 沈阳市卧龙湖藻类调查及水质评价研究[D]. 沈阳: 辽宁大学, 2015.
- [12] 殷旭旺, 张远, 渠晓东, 等. 浑河水系着生藻类的群落结构与生物完整性[J]. *应用生态学报*, 2011, 22(10): 2732–2740.
- [13] 翁建中, 徐恒省, 洪伟民, 等. 中国常见淡水浮游藻类图谱[M]. 上海: 科学技术出版社, 2010.
- [14] 胡鸿钧, 魏印心. 中国淡水藻类—系统、分类及生态[M]. 上海: 科学出版社, 2006.
- [15] 朱爱民, 李嗣新, 胡俊, 等. 三峡水库支流拟多甲藻水华的形成机制[J]. *生态学报*, 2014, 34(11): 3071–3080.
- [16] 于潇, 卢钰博, 李希磊, 等. 莱州湾浮游植物时空变化及其与环境因子的关系[J]. *烟台大学学报(自然科学与工程版)*, 2020, 33(1): 63–71.
- [17] 中国环境监测总站. 化学需氧量的测定重铬酸钾法: HJ 828—2017 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- [18] 北京市环保监测中心. 水质总磷的测定钼酸铵分光光度法: GB/T11893—1989[S]. 北京: 中国标准出版社, 1989.
- [19] 江苏省环境监测站. 水质铵的测定纳氏试剂比色法: GB/T 7479—1987[S]. 北京: 中国标准出版社, 1987.
- [20] 谢利娟, 缪恒锋, 严群, 等. 温度与氮浓度对两种微囊藻生长和产毒的影响[J]. *安全与环境学报*, 2011, 11(3): 9–13.
- [21] 王艺兵, 侯泽英, 叶碧碧, 等. 鄱阳湖浮游植物时空变化特征及影响因素分析[J]. *环境科学学报*, 2015, 35(5): 1310–1317.
- [22] 卫志宏, 张利仙, 杨四坤, 等. 洱海浮游植物群落结构及季节演替[J]. *水生态学杂志*, 2012, 33(4): 21–25.
- [23] 施择, 李爱军, 张榆霞, 等. 滇池浮游藻类群落构成调查[J]. *中国环境监测*, 2014, 30(5): 121–124.
- [24] 孟顺龙, 瞿建宏, 裘丽萍, 等. 富营养化水体降磷对浮游植物群落结构特征的影响[J]. *生态环境学报*, 2013, 22(9): 1578–1582.
- [25] Al S, MAZEN A. Comparative response of red and green algae to the quality of coastal water of Red Sea, Haql, Saudi Arabia[J]. *Journal of Environmental Protection*, 2020, 11(10): 793–806.

(上接第 90 页)

3 结论

在绿色低碳理念的倡导下, 要求危险废物处理工程尽可能采用节能环保、绿色低碳的工艺技术方案进行废物的无害化处理和资源化利用。废乳化液处理是危险废物处理中重要的环节, 其处理工艺流程中仍然存在需要改进的方面。本研究针对某危废处理工程项目中废乳化液处理工艺系统提出优化方案, 其优势包括以下 3 方面。

(1) 将传统的破乳装置和气浮装置组合成一体式反应装置, 可节约设备制造成本和管道连接成本, 进而简化工艺流程。

(2) 热蒸汽来源于焚烧处理余热锅炉, 直接对废乳化液进行加热, 避免换热器结垢, 有助于提高换热效率, 也体现了“节能减排”的环保理念。

(3) 采用废酸作为反应原料, 可减少物料损耗, 降低废物处理成本, 体现了“以废治废”的环保理念。

参考文献

- [1] 崔慧贞, 卢敏源, 洪科. 隔油-破乳-混凝气浮-MVR 蒸发工艺处理废乳化液[J]. *节能*, 2020, 39(9): 125–126.
- [2] 刘慧. 废乳液废水预处理工艺探究[J]. *辽宁化工*, 2020, 49(6): 634–636.
- [3] 王庆吉, 张鑫倩, 孙秀梅, 等. 石油石化油乳状液稳定性表征方法研究进展[J]. *环境保护科学*, 2022, 48(6): 30–38.
- [4] 尹季璇, 于静洁, 陈兆波, 等. 高浓度切削液废水酸析-混凝破乳试验研究[J]. *工业水处理*, 2017, 37(1): 68–72.
- [5] 马士龙. 物化-生化组合工艺处理不同来源乳化液废水研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2013.
- [6] 毕岩滨, 林超. 一种原油乳化液破乳剂的研究与应用[J]. *石油化工应用*, 2020, 39(6): 84–88.
- [7] 曹福. 混凝-气浮处理含油乳化液废水的试验研究[D]. 武汉: 武汉科技大学, 2004.
- [8] 毕东苏, 姜安玺, 张宝杰. 混凝气浮处理含乳化液废水的试验研究[J]. *环境保护科学*, 2002, 28(1): 9–11.
- [9] 雷倩茹. 两级气浮+铁碳氧化法工艺处理乳化液废水[J]. *广东化工*, 2016, 43(07): 127–128.
- [10] 王辉. 芬顿-电催化氧化协同处理乳化液废水研究[D]. 武汉: 武汉理工大学, 2019.
- [11] 林英姿, 任睿君, 邹瑜斌, 等. 芬顿-混凝反应对藻类胞外有机物去除机制研究[J]. *环境保护科学*, 2020, 46(1): 69–76.
- [12] 范荣桂, 王健, 王世玉, 等. 含重金属高浓度乳化液废水的处理工艺[J]. *工业水处理*, 2017, 37(11): 97–100.
- [13] 王凯, 陈会来. 固体废物综合处置利用中心废水处理系统设计[J]. *中国给水排水*, 2020, 36(18): 75–81.