

doi: 10.7541/2023.2021.0345

西安城市河流浮游植物群落结构及其与环境因子的关系

孙来康¹ 杨涛^{1,2} 万旭昊¹ 严雪溶¹ 胡长通¹ 郑奕文¹

(1. 陕西师范大学地理科学与旅游学院, 西安 710119; 2. 陕西省污染物暴露与生态环境健康国际联合研究中心, 西安 710062)

摘要: 为探究西安市城市河流浮游植物群落结构特征及其与环境因子的关系, 分别于2020年10月和2021年6月对灞河、浐河、沣河及黑河共计24个采样点进行了浮游植物群落组成、细胞密度和生物量的调查研究, 并利用冗余分析(RDA)研究环境因子对浮游植物群落结构的影响。调查结果显示, 枯水期共鉴定出浮游植物6门115种, 主要包括蓝藻门(11.30%)、硅藻门(54.78%)及绿藻门(26.96%), 浮游植物细胞密度均值为 $(3.36 \pm 3.50) \times 10^6$ cells/L, 生物量均值为 (1.79 ± 3.59) mg/L。丰水期共鉴定出浮游植物7门168种, 主要包括蓝藻门(7.74%)、硅藻门(51.79%)及绿藻门(29.76%), 浮游植物细胞密度均值为 $(9.17 \pm 9.73) \times 10^6$ cells/L, 生物量均值为 (6.54 ± 11.57) mg/L。与枯水期相比, 丰水期在物种数量、细胞密度和生物量都大于枯水期。聚类分析结果表明, 西安城市河流大部分采样点之间浮游植物群落结构及水环境状况具有相似性, 而人类活动可能是导致其余点位具有空间差异性的主要原因。冗余分析(RNA)结果表明影响西安市城市河流浮游植物群落结构分布的主要环境因子有温度(Temp)、氨氮($\text{NH}_3\text{-N}$)、pH、溶解氧(DO)、河流宽度(Wide)及叶绿素(CHL)。综合环境因子、生物多样性指数、浮游植物群落结构及优势种得出4支水系中黑河水质最好, 灞河、沣河水质一般, 浐河水质较差。

关键词: 浮游植物; 群落结构; 环境因子; 冗余分析

中图分类号: Q145⁺.2

文献标识码: A

文章编号: 1000-3207(2023)04-0543-13



浮游植物是地球上最大的光能使用者^[1], 其作为初级生产者, 是水生态系统中食物网的启动者, 是水体中溶解氧的主要贡献者, 其对水生态系统的物质循环、能量流动和信息传递具有重要作用^[2]。由于浮游植物生命周期短, 个体小, 细胞结构简单, 能够对水体中环境因子的细微变化做出敏锐的反应^[3]。因此在河流健康评价中, 以浮游植物作为指示生物, 能够客观地评价水质和水体营养健康状况^[4]。浮游植物在水生态系统中的重要地位使得国内外生态学者对浮游植物在水体中群落结构特征、环境影响因素^[5]及水质评价方法^[6]等方面进行了大量的研究。其中环境因素对浮游植物的群落结构起着决定性的作用, 在不同的水生态系统中, 浮游植物的种类组成、优势种、生物密度及生物量会受水体水质和环境因素的影响而变化, 如水温可以影响浮游植物自身新陈代谢等基本功能特

性^[7], 是影响浮游植物生物密度及生物量最重要的因素之一; 无机营养盐对浮游植物的生物量也有着重要影响^[8]; 此外, pH、溶解氧及光照^[9, 10]等都是影响浮游植物群落结构的重要因素。在水质评价方面, 2000年欧盟制定欧盟水框架指令(The EU Water Framework Directive)^[11], 指出可以借助浮游植物识别和评价人类活动对河流水文和水质影响状况, 在此基础上, 许多学者在人类活动对欧洲大型河流的影响评估中对浮游植物进行了大量的应用^[12, 13]。国内早期浮游植物研究中, 章宗涉等^[14]对黑龙江浮游植物的状况和径流调节后可能的变化做出探究, 饶钦止等^[15]对西藏地区的浮游植物种类进行研究。但大多数研究只集中于浮游植物的种类和群落, 并没有对浮游植物群落结构演替及其与环境因子的关系进行探究。在章宗涉和黄祥飞出版“淡水浮游生物研究方法”^[16]后, 国内对于浮游植物群落

收稿日期: 2021-01-25; 修订日期: 2022-03-21

基金项目: 国家自然科学基金(41571512); 陕西省自然科学基金(2019JM-282)资助 [Supported by the National Natural Science Foundation of China (41571512); the Natural Science Foundation of Shaanxi Province (2019JM-282)]

作者简介: 孙来康(1997—), 男, 硕士研究生; 主要从事流域健康评价研究。E-mail: sunlaikang@163.com

通信作者: 杨涛(1979—), 男, 副教授; 主要从事流域健康评价研究。E-mail: tyang@snnu.edu.cn

结构及环境影响因素的研究逐渐增多,并将之用在河流管理之中。如吴洁等^[17]以浮游植物的演替规律探究西湖富营养化治理措施,闵文武等^[18]对渭河流域浮游植物功能群与环境因子关系进行探究,从而为渭河流域生态管理提供科学理论。陈红等^[19]对西安市灞河和浐河浮游植物群落结构及环境因子做了探究,但其只局限于浐灞两条河流,并没有针对整个西安市河流进行研究。由于浮游植物在水生态系统中的重要作用,使得研究河流浮游植物群落结构并揭示其对环境因素变化的响应,对于水生生态系统的健康评估和保护具有重要的理论和实践意义。

西安市是我国西北地区最大的城市,作为国家贸易中心和制造业基地,国家近些年将西安定位为第3个国际化大都市和第九个国家中心城市^[20]。然而随着西安城市扩张以及工业化的发展,西安市的水生态环境遭到严重的破坏^[21],随着工业废水未经严格处理排放等人类活动的影响,西安城市河流的富营养化逐渐加剧,造成的水污染及水资源的短缺^[22]已然成为了制约西安城市经济发展的重要因素^[23]。本研究选择“八水绕长安”^[24]之中的“三河”(灞河、浐河、沣河)及黑河4条河流作为西安城市水系的研究对象,利用聚类分析以及冗余分析(RDA)探究河流浮游植物群落结构的时空变化及其与环境因子的关系,从而为西安城市河流的保护及健康管理提供预警及科学参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域及采样点设置

灞河、沣河和黑河均属于渭河的支流,灞河位于西安市东南,发源于蓝田县,全长109 km,流域面积为2581 km²,下游在未央区与浐河交汇并在高陵县汇入渭河。浐河属灞河支流,全长64 km,流域面积为760 km²。沣河位于西安市东南,全长78 km,流域面积1386 km²。黑河全长125.8 km,流域面积2258 km²。根据4支水系生态环境特征,共设置24个采样点。如图1所示,其中灞河设置8个采样点,为B1—B8;浐河8个采样点,为C9—C16;沣河4个采样点,为F17—F20;黑河4个采样点,为H21—H24。分别于2020年10月(秋季枯水期)、2021年6月(夏季丰水期)两个不同水文时期对24个采样点进行样品采集。

1.2 浮游植物采集与测定

浮游植物采集根据《水环境监测规范》(SL219—2013)确定,定性样本使用孔径为64 μm的25#浮游生物网在水深0.5 m处呈∞型匀速拖动3—5 min,滤后放入100 mL聚乙烯瓶;定量分析使用2.5 L的采样器均匀采集水体表层、0.5 m、1 m水样共50 L,通过25#浮游生物网过滤后放入1000 mL聚乙烯瓶中,加入15 mL 1.5%的Lugol试剂固定^[25],带回实验室后通过重力沉降法静置沉淀48 h后,浓缩至30 mL进行鉴定。依据《中国淡水藻类—系统、分类及

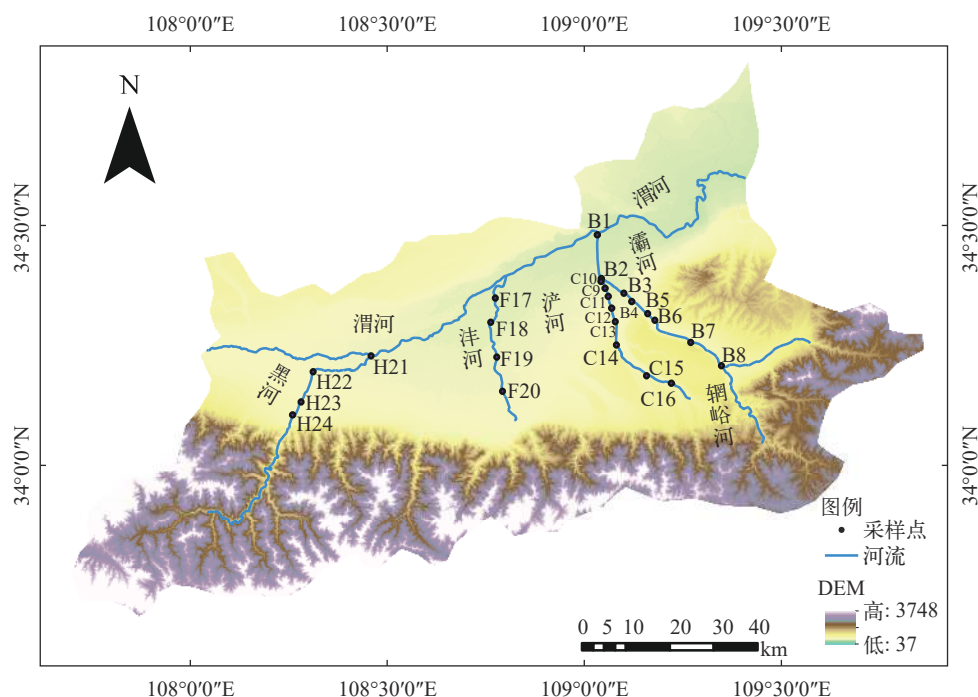


图1 西安城市水系浮游植物采样点位图

Fig. 1 Sampling sites of phytoplankton in urban rivers of Xi'an

生态》^[26], 用100—400倍的光学显微镜(Nikon CX21)对所有样品中浮游植物进行鉴定和计数。

1.3 环境参数的测定

用水质分析仪(YSI Professional Plus)对各采样点的水温(Temp)、酸碱度(pH)、溶解氧百分比(DO, %)、溶解氧浓度(DO, mg/L)、电导率(CON)、氨氮(NH₃-N)、大气压(BP)、盐度(SAL)、总溶解性固体(TDS)和叶绿素(CHL)。使用流速仪(FP111)测定流速(V), 使用激光测距仪(Leupold RX-1200i)测定河宽(Wide)。同时使用GPS(Garmin eTrex-301)记录每个采样点经纬度和海拔。

1.4 数据处理与分析

使用优势度指数 $Y^{[27]}$ 确定各采样点浮游植物的优势种, 将 $Y>0.02$ 的浮游植物列为优势种^[28]。运用Shannon-Wiener 多样性指数(H')、Pielou均匀度指数(J)及Margalef丰富度指数(D)来描述浮游植物的群落结构特征^[29—31]。各指数公式如下:

$$Y = f_i \cdot P_i (P_i = N_i / N) \quad (1)$$

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \cdot \ln P_i \quad (2)$$

$$J = H' / \ln S \quad (3)$$

$$D = (S - 1) / \ln N \quad (4)$$

式中, f_i 为第 i 物种在各采样点的出现频率, N_i 为第 i 种藻类个体数量, N 为藻类物种总个体数量。 S 为藻类物种种类数。

利用SPSS2018对环境因子进行One-way ANOVA 分析及聚类分析; 利用Origin2018进行图形绘制; 利用CANOCO 5对浮游植物与环境因子进行冗

余分析(RDA)。

2 结果

2.1 四支水系环境参数

如表1所示, 4支水系DO浓度枯水期在8.37—8.83 mg/L, 丰水期在6.77—8.58 mg/L; pH枯水期在8.15—8.40, 丰水期在8.24—8.67, 均呈弱碱性。根据单因素方差分析(ANOVA)检验分析, 4支水系pH、Wide及 V 在枯水期与丰水期均无显著性差异($P>0.05$)。从表1可知, 随着枯水期到丰水期水量的增加, 4支水系TDS、SAL和NH₃-N都有不同程度的减小, 而CHL有增大的趋势。从空间上来看, 4支水系pH和DO无明显差别, 但CON、TDS、SAL在不同水文时期趋势均为沣河与浐河大于灞河大于黑河, 对3种环境因子进行单因素方差分析(ANOVA)检验, 发现4支水系在CON、TDS和SAL上均具有显著性差异($P<0.05$)。在氨氮上, 同一水文时期, 浐河的含量大大超过其他3支水系。沣河在叶绿素含量上无论是枯水期还是丰水期都远超其他3支水系。

2.2 浮游植物群落结构特征

4支水系浮游植物物种组成 本次调查采样结果4支水系枯水期共鉴定出浮游植物6门115种, 其中蓝藻门(Cyanophyta)13种, 占比11.30%; 硅藻门(Bacillariophyta)63种, 占比54.78%; 绿藻门(Chlorophyta)31种, 占比26.96%; 隐藻门(Cryptophyta)2种, 占比1.74%; 裸藻门(Euglenophyta)5种, 占比4.35%; 甲藻门(Pyrrophyta)1种, 占比0.87%。丰水期共鉴定出7门168种, 其中蓝藻门(Cyanophyta)13种, 占比7.74%; 硅藻(Bacillariophyta)87种, 占比51.79%; 绿

表1 四支水系采样点主要环境因子参数均值

Tab. 1 Mean values of main environmental factors at sampling points in four river systems

环境因子 Environment factor	枯水期Dry season					丰水期Wet season				
	灞河Ba River	浐河Chan River	沣河Feng River	黑河Hei River	P	灞河Ba River	浐河Chan River	沣河Feng River	黑河Hei River	P
河宽Wide (m)	118.91±127.96	26.46±17.45	73.73±41.71	58.15±26.97	0.215	92.05±128.59	29.93±20.06	106.98±74.02	206.58±115.37	0.076
流速 V (m/s)	0.34±0.19	0.38±0.30	0.20±0.10	0.4±0.35	0.345	0.18±0.24	0.45±0.35	0.18±0.13	0.28±0.15	0.079
温度Temp (°C)	14.78±1.50	15.13±2.84	16.34±0.60	15.87±0.71	0.610	27.26±1.66	24.67±2.25	26.14±0.38	21.07±2.75	0.001
pH	8.37±0.37	8.15±0.31	8.24±0.13	8.40±0.50	0.634	8.65±0.25	8.52±0.47	8.67±0.35	8.24±0.04	0.307
DO浓度 (mg/L)	8.69±0.67	8.37±0.64	8.83±0.46	8.79±0.43	0.583	8.58±1.56	6.77±0.12	8.34±1.73	7.31±0.13	0.044
电导率CON (μs/cm)	790.09±251.20	1191.63±455.12	1531.50±176.31	617.55±280.58	0.004	926.13±133.62	1194.25±546.15	1115.00±320.34	396.18±103.27	0.021
溶解性总固体TDS (mg/L)	634.22±185.90	936.30±287.96	942.00±334.58	483.40±212.66	0.036	577.10±80.2	772.81±331.15	710.72±209.23	275.47±57.05	0.018
盐度SAL (ppt)	0.49±0.15	0.73±0.24	0.94±0.10	0.37±0.17	0.001	0.43±0.06	0.59±0.27	0.54±0.17	0.21±0.04	0.023
氨氮NH ₃ -N (mg/L)	1.68±2.15	3.11±3.46	1.27±0.40	1.03±0.74	0.499	0.66±0.18	1.30±1.28	0.83±0.27	0.65±0.19	0.429
叶绿素CHL (μg/L)	8.87±5.25	3.12±1.78	16.76±5.13	0.74±1.48	0.001	19.38±16.69	7.43±4.88	25.48±6.76	16.74±27.01	0.316

藻门(Chlorophyta)50种, 占比29.76%; 隐藻门(Cryptophyta)3种, 占比1.79%; 裸藻门(Euglenophyta)8种, 占比4.76%; 甲藻门(Pyrrophyta)4种, 占比2.38%; 金藻门(Chrysophyta)3种, 占比1.79%。从图2可知, 相比于枯水期, 丰水期灞河流域硅藻门占比减小, 绿藻门占比增加, 浐河流域硅藻门含量大大增加, 沣河流域与黑河流域浮游植物各物种数量均显著增加。从全流域上看, 丰水期物种数量要远远大于枯水期, 蓝藻门与硅藻门占比稍有减少, 绿藻门占比稍有增大。且在丰水期发现有金藻门出现在4支水系多个采样点, 甲藻门出现的频率也大大增加。

优势种 根据优势度指数公式 $Y=f_i \cdot P_i (P_i=N_i/N)$,

将 $Y>0.02$ 的浮游植物列为优势种。本次调查枯水期与丰水期共划分出优势种4门21种,各水系不同水文时期优势种及优势度如表2所示。从时间上来看,硅藻门的小环藻(*Cyclotella* sp.)在灞河和沔河的枯水期与丰水期均为优势种,隐藻门的弯曲隐藻(*Campylomonas reflexa*)和微小斜结隐藻(*Plagioselmis nannoplanctica*)也同时为沔河的两个水文时期的优势种,黑河枯水期与丰水期均为优势种的物种是微小斜结隐藻(*P. nannoplanctica*)。从空间上来看,灞河的主要优势种为硅藻门的小环藻(*Cyclotella* sp.)和变异直链藻(*Melosira varians*);浐河主要优势种为蓝藻门的浮游长孢藻(*Raphidiopsis* sp.)和

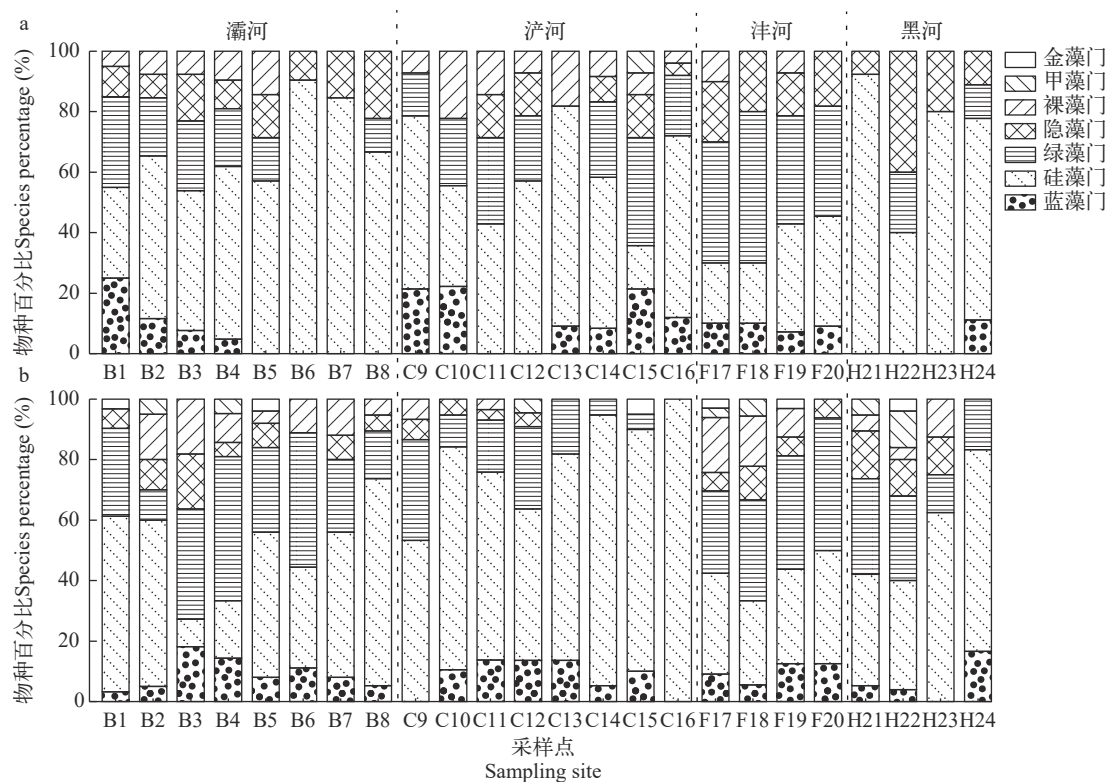


图 2 各采样点枯水期(a)与丰水期(b)浮游植物物种分布图

Fig. 2 Distribution map of phytoplankton species during dry season (a) and wet season (b) at each sampling site

表2 各水系优势种及优势度

Tab. 2 Dominant species and degree of dominance in each water system

枯水期Dry season				丰水期Wet season			
灞河 Ba River	泾河 Chan River	沔河 Feng River	黑河 Hei River	灞河 Ba River	泾河 Chan River	沔河 Feng River	黑河 Hei River
		蜂巢席藻 (0.02)	项圈形假鱼腥藻 (0.06)	微囊藻 (0.03)		湖泊浮鞘丝藻 (0.03)	眼斑小环藻 (0.03)
小环藻 (0.17)	小颤藻 (0.04)	小环藻 (0.4)	变异直链藻 (0.14)	小环藻 (0.29)	浮游长孢藻 (0.06)	小环藻(0.17) 直链藻(0.02)	卵形衣藻 (0.06)
变异直链藻 (0.13)	小环藻 (0.03)	模糊直链藻 (0.1)	模糊直链藻 (0.1)	麦可藻 (0.02)	钝脆杆藻 (0.02)	尖针杆藻(0.03) 卵形衣藻(0.03)	弯曲隐藻 (0.24)
微小斜结隐藻 (0.05)	弯曲隐藻 (0.02)	微小斜结隐藻 (0.09)	极小曲丝藻 (0.04)	弯曲隐藻 (0.04)		球衣藻(0.03) 实球藻(0.03)	微小斜结隐藻 (0.02)
			微小斜结隐藻 (0.11)			弯曲隐藻(0.05) 微小斜结隐藻 (0.06)	具尾逗隐藻 (0.02)

小颤藻(*Oscillatoria tenuis*); 沔河的主要优势种为硅藻门的小环藻(*Cyclotella* sp.)及隐藻门的弯曲隐藻(*C. reflexa*)和微小斜结隐藻(*P. nannoplanctica*); 黑河的主要优势种为硅藻门的变异直链藻(*M. varians*)和模糊直链藻(*Melosira ambigua*)及隐藻门的弯曲隐藻(*C. reflexa*)。

浮游植物细胞密度及生物量

如图 3 和图 4 所示, 枯水期浮游植物细胞密度变化范围为 $(0.33—16.15) \times 10^6$ cells/L, 均值为 $(3.36 \pm 3.50) \times 10^6$ cells/L; 浮游植物生物量变化范围为 $0.16—18.63$ mg/L, 均值为 (1.79 ± 3.59) mg/L。枯水期浮游植物细胞密度主要取决于硅藻门和绿藻门的细胞密度, 两者合计贡献总细胞密度的 79.9%。而浮游植物生物量取决于硅藻门(62.9%)的生物量。丰水期浮游植物 $(0.75—39.15) \times 10^6$ cells/L, 均值为 $(9.17 \pm 9.73) \times 10^6$ cells/L; 浮游植物生物量变化范围为 $0.21—57.98$ mg/L, 均值为 (6.54 ± 11.57) mg/L。丰水期浮游植物密度主要取决于硅藻门(34.8%)、蓝藻门(25.4%)和绿藻门(21.7%), 而生物量取决于隐藻门(32.2%)和裸藻门(21.0%)。

2.3 浮游植物生物多样性指数

在水质评价体系中, Shannon多样性指数(H')、Pielou均匀度指数(J)和Margalef丰富度指数(D)等生物多样性指数是指示和评估水体健康营养状况

的重要参数^[32], 在一定程度上能够准确快捷地反映出河流的水质状况^[33]。其中Shannon多样性指数(H')是用于调查植物群落局域生境内多样性的指数, Pielou均匀度又称物种相对多度, 指的是群落中各个物种个体数目的分配状况和一致程度^[34], Margalef丰富度指数(D)是反映群落物种数目的多寡, 指示种类丰富度的指数^[35]。

在本研究中, 枯水期灞河各采样点Shannon多样性指数(H')、Pielou均匀度指数(J)和Margalef丰富度指数(D)的均值分别为1.80、0.68和1.00; 浐河各采样点 H' 、 J 和 D 均值分别为1.85、0.73和0.85; 沔河各采样点 H' 、 J 和 D 均值分别为1.75、0.73和0.67; 黑河各采样点 H' 、 J 和 D 均值分别为1.46、0.74和0.51。丰水期灞河各采样点Shannon多样性指数(H')、Pielou均匀度指数(J)和Margalef丰富度指数(D)的均值分别为2.40、0.80和1.29; 浐河各采样点 H' 、 J 和 D 均值分别为2.30、0.78和1.23; 沔河各采样点 H' 、 J 和 D 均值分别为2.60、0.78和1.72; 黑河各采样点 H' 、 J 和 D 均值分别为1.78、0.73和0.86。在空间上, 4支水系的 H' 和 D 的变化趋势较为一致, 这与 H' 和 D 指示水质情况相一致。根据3类生物指数对4支水系进行单因素方差分析(ANOVA), 结果表明无论是枯水期还是丰水期3种指数均无显著性差异($P > 0.05$)。4支水系各采样点枯水期与丰

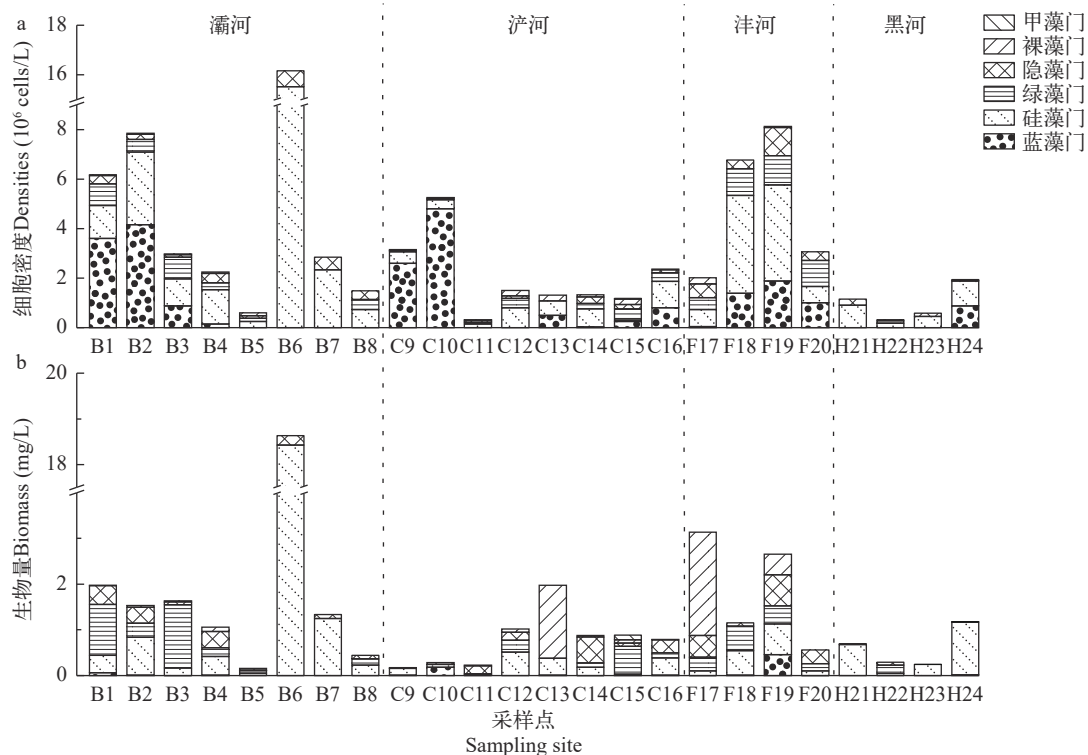


图 3 枯水期各采样点浮游植物物种细胞密度(a)及生物量(b)

Fig. 3 Phytoplankton species cell density (a) and biomass (b) at each sampling site during dry season

水期浮游植物的生物指数图5所示。

2.4 浮游植物群落聚类分析

为探究浮游植物的空间分布的差异,利用4条河流浮游植物的种类及细胞密度对不同河流各采样点浮游植物进行聚类分析。通过SPSS25对数据进行Z标准化后,利用组间聚类法对4支水系的浮游植物群落进行系统聚类分析并界定标尺为 $10^{[36]}$ 。如图6所示,枯水期所有采样点聚为4类,唯一出现甲藻门的C15独为一类;B6独为一类;F19独为一类;其余各点共聚为一类。丰水期所有采样点聚为3类,H22独为一类;B1独为一类;其余各点共聚为一类。在单独聚类的点位中,枯水期C15因检测有甲藻门而独为一类。B6点采样点位于拦截坝下游,在水中只检测到硅藻门和隐藻门,且硅藻门的细胞密度和生物量远超其他点位。F19采样点在一村庄公园附近,受人类活动影响较大,藻类生物量较大,水质较差,因此聚为一类;丰水期,黑河下游H22采样点由于隐藻门物种较多且细胞密度较大而单独聚类,其原因可能是在采样点附近村庄较少,在人类活动影响较小的条件下,河流水质较好而适宜隐藻门的生长。灞河下游B1点位处于灞河入渭口,是由于硅藻门物种多且细胞密度较大而单独聚类。

2.5 浮游植物群落结构与环境因子冗余分析

使用CANOCO5对4支水系游植物群落结构和

环境因子进行相关性分析。对环境数据进行 $\lg(x+1)$ 转换,并对浮游植物物种数据进行去趋势对应分析(DCA),结果显示枯水期与丰水期排序轴最大梯度长度(SD)分别为1.5和1.7,均小于2,因此选用冗余分析(RDA)线性模型进行排序分析。经999蒙特卡洛(Monte-Carlo)置换检验,剔除贡献度小的环境因子,筛选出对浮游植物群落结构具有显著影响的因子。最终枯水期共筛选出叶绿素CHL($P=0.008<0.01$)、氨氮 $\text{NH}_3\text{-N}$ ($P=0.022<0.05$)及pH($P=0.036<0.05$)等11个环境因子,整体 $P=0.018<0.05$;丰水期共筛选出CHL($P=0.002<0.01$)、DO($P=0.01<0.05$)及宽度Wide($P=0.024<0.05$)等11个环境因子,整体 $P=0.04<0.05$,最后进行RDA分析。其中枯水期第一排序轴和第二排序轴的特征值分别为0.439和0.329,浮游植物种类和环境相关性分别为0.940和0.899;丰水期第一排序轴和第二排序轴的特征值分别为0.432和0.206,浮游植物种类和环境相关性分别为0.932和0.834。枯水期第一排序轴和第二排序轴共解释了76.8%的种类-环境变异累计百分比,丰水期第一排序轴和第二排序轴共解释了63.8%的种类-环境变异累计百分比,由此可知环境因子对4支水系浮游植物群落的解释度相对较高。枯水期浮游植物群落结构主要与Wide、Temp、pH、DO、TUR、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和CHL

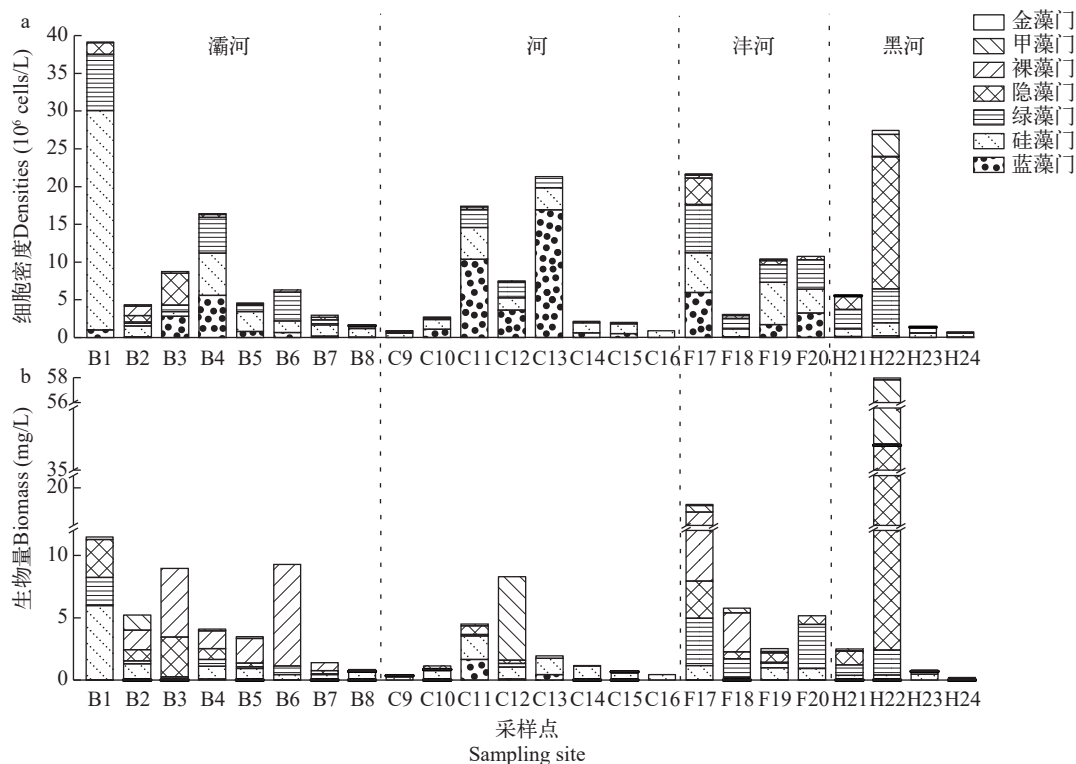


图4 丰水期各采样点浮游植物物种细胞密度(a)及生物量(b)

Fig. 4 Phytoplankton species cell density (a) and biomass (b) at each sampling site during wet season

有关, 其中Wide、CHL与第一排序轴呈正相关, 相关系数为0.3814和0.6837。Temp、NH₃-N与第二排序轴呈正相关, 相关系数为0.5099和0.6062。pH、DO和TUR与第二排序轴呈负相关, 相关系数为-0.5696、-0.4554和-0.4598。丰水期浮游植物群落结构主要与Wide、Temp、V和DO有关, 其中Wide、DO与第一排序轴呈正相关, 相关系数为0.4541和0.4808。V与第一排序轴呈负相关, 相关系数为0.3957。Wide与第二排序轴呈正相关, 相关系数为

0.6588。

图7为浮游植物群落与环境因子之间RDA排序图, 可知枯水期蓝藻门、绿藻门与Temp、NH₃-N、Wide、CHL呈正相关, 与V呈负相关; 隐藻门、硅藻门与Wide、CHL、pH、DO、TUR呈正相关; 裸藻门、甲藻门与V呈正相关, 与Wide、CHL呈负相关。说明蓝藻门、隐藻门、硅藻门对于温度和氨氮的变化比较敏感, 而绿藻门、甲藻门、隐藻门物种数量会随着河流速度的变化而变化; 与枯水期

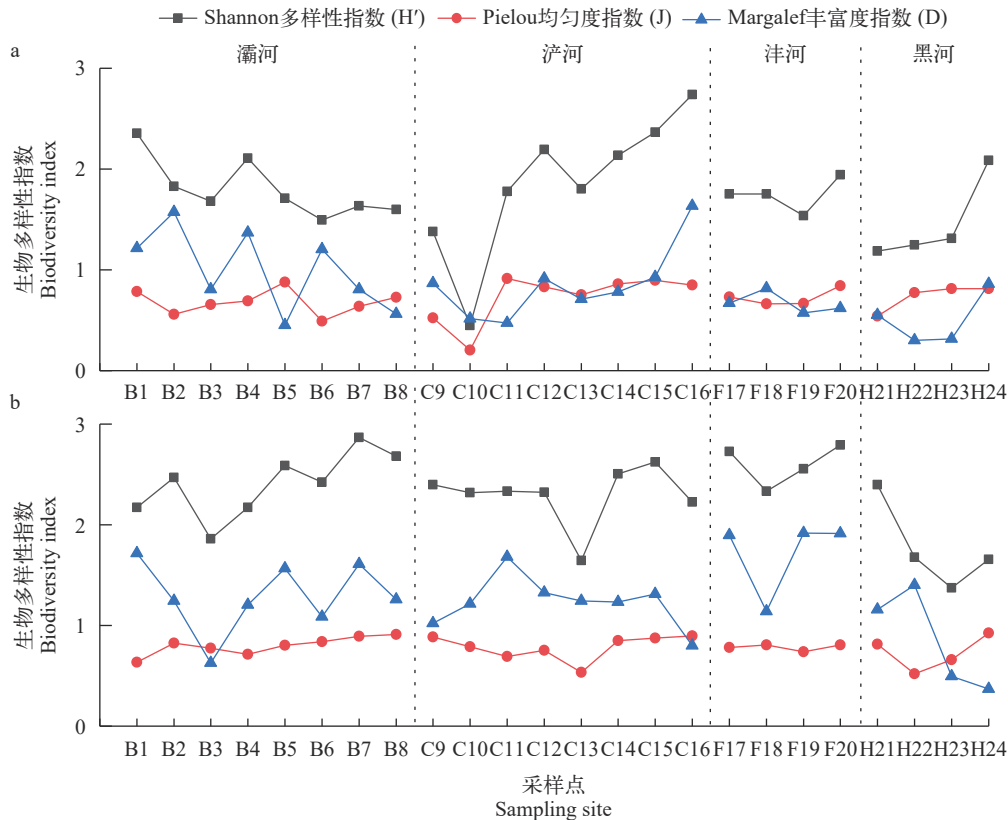


图5 各采样点枯水期(a)和丰水期(b)生物多样性指数

Fig. 5 Biodiversity index of each sampling site during dry season (a) and wet season (b)

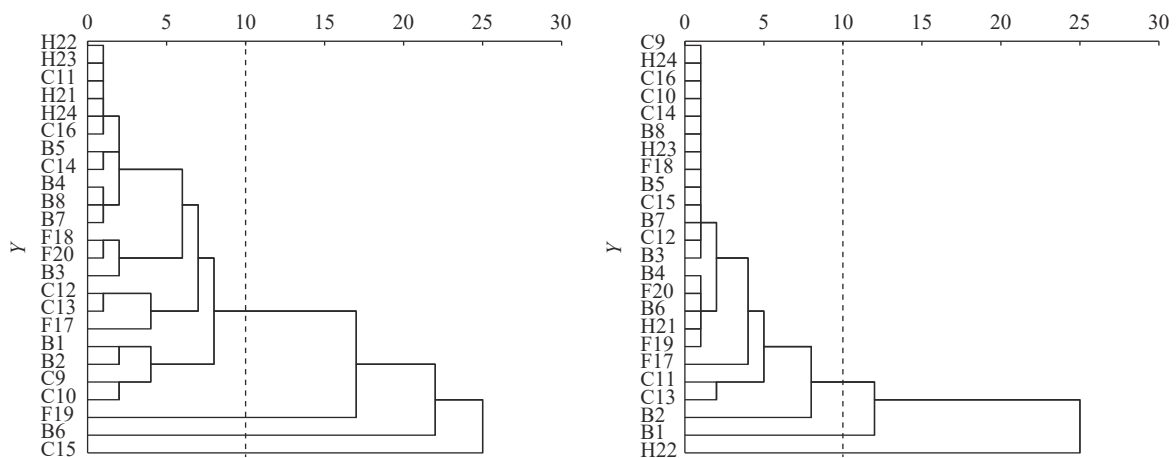


图6 4支水系枯水期(左)和丰水期(右)浮游植物群落聚类

Fig. 6 Phytoplankton community clustering during dry season (left) and wet season (right) in four river systems

相比, 丰水期浮游植物与环境因子的关系较为一致, 浮游植物种类均位于第二排序轴右侧, 与Wide、CHL、DO、pH、Temp呈正相关, 与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TUR、V呈负相关, 说明随着丰水期流量的增加, 与其他环境因子相比, 水流浊度及流速成为影响所有浮游植物的重要因素。

3 讨论

3.1 浮游植物群落结构特征

在水生态系统中, 浮游植物群落结构与水体营养状况、水温、浊度及溶解氧密切相关, 当水环境发生变化时, 浮游植物种群数量、密度及丰度都会呈现不同的形式^[37, 38]。Sommer等^[39]通过PEG(Plankton ecology group, PEG)模型对浮游生物季节性演替的研究中认为, 在温度较低的秋冬季, 硅藻门和隐藻门为河流主要优势物种。随着夏季温度的升高, 蓝藻门和绿藻门物种数量及丰度逐渐增加, 替代硅藻门和隐藻门成为优势物种^[40]。在本研究中, 位于秦岭北麓的西安市受暖温带半湿润季风气候影响, 冷暖分明, 然而浮游植物群落优势种群变化并不明显。硅藻门无论是在枯水期还是丰水期都是主要优势物种, 其物种数量及细胞密度在两个时期都占比最大。但随着丰水期的到来, 硅藻绿藻门和蓝藻门的种类数量(图2)、细胞密度和生物量所占比例(图5)都逐渐增加。与PEG模型相比, 通常生存于有机物和氮丰富水体中的隐藻^[41], 作为水质较好的标志物种, 在本研究中的枯水期生物量较小而丰水期生物量较大, 且有研究表明当温度在 23.5°C 时, 隐藻的生长速度达到最大^[42], 本研究中西安城市水系丰水期的平均温度($25\pm 2.89^\circ\text{C}$)相比于枯水期平均温度($15.3\pm 1.98^\circ\text{C}$)也更适于隐藻的生长。随着夏季

丰水期的到来, 水体盐度及氨氮含量减少(表1), 温度逐渐升高, 甲藻的繁殖速度加快, 物种数量及生物量都有所增加, 这正符合甲藻适于生长温度较高、营养盐浓度较低环境的特征^[43]。喜生于有机质含量低水体的金藻门亦是如此, 而金藻门只在西安河流的丰水期采样点有检测到, 在枯水期则没有检测到。由此可见, 西安市城市河流浮游植物群落结构的变化规律有其独特之处。

在空间上, 从浮游植物聚类结果可初步判断, 在4条河流采样点中, 除去单独聚类的少量点位, 其余大部分点位之间的水环境状况以及浮游植物群落结构具有相似性。其中灞河浮游植物的种类组成以硅藻、绿藻和蓝藻为主。硅藻在灞河流域分布相对均匀, 蓝藻和绿藻在灞河中游4个采样点只有少量, 然而在灞河下游两者含量快速升高, 且根据浮游植物细胞密度和生物量图可以看出, 灞河下游浮游植物细胞密度和生物量明显高于上游。Nankabirwa等^[44]的研究认为, 中营养型水体以硅藻和隐藻为主, 富营养型水体以蓝藻和绿藻为主。可知灞河下游水体水质比上游较差, 有营养化程度加剧的趋势, 此结果与陈红等^[19]的研究结果相一致。浐河浮游植物的种类组成以蓝藻和硅藻为主, 尤其C9、C10和C11这3个采样点, 蓝藻的含量要高于浐河其他采样点, 这与C11点位的污水处理厂出水口有直接原因。污水处理厂的出水使得C11甚至下游的C9、C10点位水体中营养盐和氨氮含量明显提高(表1), 导致浮游植物的大量繁殖。且与灞河相比, 浐河地理位置更加靠近西安市中心, 浐河受人类活动影响更大, 因此可知浐河水质稍差于灞河。沣河流域种类组成以硅藻、绿藻和蓝藻为主, 且在各点分布较为均匀。但从其优势种(表2)可以看出,

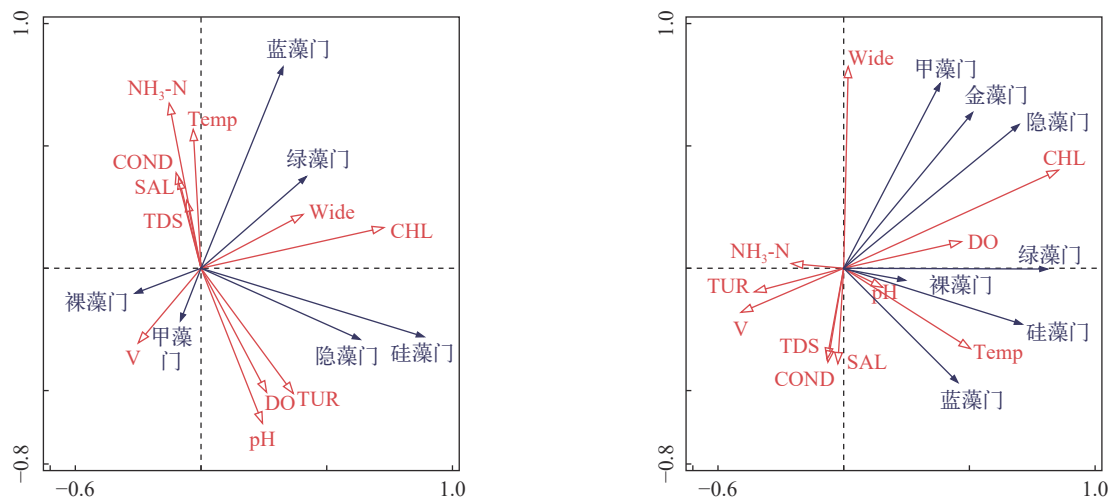


图7 四支水系枯水期(左)和丰水期(右)浮游植物与环境因子RDA分析图

Fig. 7 RDA analysis diagrams of phytoplankton and environmental factors during dry season (left) and wet season (right)

无论是在枯水期还是在丰水期, 隐藻门的弯曲隐藻和微小斜结隐藻均为优势种, 因此可知, 浐河整体水质处于中营养状态, 且河流水质状况比较稳定。相比于另外3条河流, 黑河受人类活动影响较小, 环境因子(TDS、SAL、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、PC和CHL)均为4条河流中最小值, 其主要优势物种为隐藻门, 尤其是H22采样点, 隐藻门含量达到最高。且黑河上游为西安市重要的饮用水来源地, 流域周围设有生态环境保护区^[45], 水质要明显好于其他3条河流。

3.2 生物多样性指数与水质评价

Shannon多样性指数(H')、Pielou均匀度指数(J)和Margalef丰富度指数(D) 3种指数分别反映区域群落多样性、群落物种个数分配状况和一致程度以及群落物种数目多寡, 在利用3种多样性指数指示和评估水体健康营养状况时, 每种指数有其指示标准。当 $H' > 3$ 时, 水质为清洁或轻污染; 当 $3 > H' > 1$ 时, 水质为中污染; 当 $H' < 1$ 时, 水质为重污染。当 $J > 0.5$ 时, 水质为清洁或轻污染; 当 $0.5 > J > 0.1$ 时, 水质为中污染; 当 $J < 0.1$ 时, 水质为重污染。当 $D > 3$ 时, 水质为清洁或轻污染; 当 $3 > D > 1$ 时, 水质为中污染; 当 $D < 1$ 时, 水质为重污染。根据生物多样性指数(图5), 从Shannon多样性指数(H')上看, 4支水系均值均在1—2, 均属于中污染状态; 从Pielou均匀度指数(J)上看, 4支水系均值均在0.6—0.8, 均属于清洁或轻污染状态; 从Margalef丰富度指数(D)上看, 灞河、浐河和沣河处于中污染状态, 而黑河处于重污染状态。一般来说, 3种指数在反映水质状况时能够互相印证^[46], 然而在本研究中却差异明显。依据前文对4条河流浮游植物优势物种分布及水体理化指标分析, 发现其中黑河水质最好, 浐河水质较差, 这与3种指数指示河流水质状况相悖, 尤其是黑河差异悬殊。其原因可能是黑河SAL和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 等(表1)含量较低, 不适于浮游植物的生长, 从而导致生物指数偏低。且本研究中4支水系均为城市河流, 极易受到人类活动的影响, 水体自我调节能力较差。在以往的研究中, 姜雪芹等^[47]对上海市冬季城区河道浮游植物群落结构及水质研究中发现, 浮游植物生物多样性指数与水体污染程度和富营养程度不同。君珊等^[48]对拉萨河流域浮游植物群落结构特征及俞秋佳等^[49]对苏州河浮游植物群落结构特征的研究中, 也均有此类现象。陈红等^[19]对灞河浮游生物群落结构的研究, Shannon多样性指数(H')和Margalef丰富度指数(D)亦是对水质指示状况具有明显差异。由此说明, 利用浮游植物生物多样性指数并不能准确地反映出西安城市水系的水质状况, 需要结合水体理化

因子及其他指标进行综合评价。

3.3 浮游植物与环境因子的关系

浮游植物群落结构在不同流域中受到的环境因素影响不同, 在时间和空间上的分布特征也具有差异性^[50]。在城市水系浮游植物群落结构研究中, 温度作为浮游植物群落结构的重要影响因素^[51], 在本研究中更是对浮游植物的种类、密度及丰富度有着密切的联系。在西安城市河流中, 平均温度较高的丰水期浮游植物细胞密度和生物量都远高于枯水期, 由于浮游植物细胞结构简单, 对温度比较敏感, 温度能够通过影响酶的活性和稳定性^[52]来控制浮游植物新陈代谢等生理活动。当浮游植物处于最适温度时, 细胞密度及生物量都会快速增长, 如硅藻门喜低温, 在春秋两季能够快速生长从而成为优势种; 蓝藻门和绿藻门喜高温, 在夏季形成优势群^[53]。溶解氧^[54]也是影响浮游植物生长的关键因素。水体中溶解氧主要有两个来源, 一是水体表层对大气的自然溶氧, 二是浮游植物对进行光合作用会产生氧气^[55]。但当浮游植物死亡, 在水体中被微生物分解时, 又会消耗氧气。在本研究中, 根据RDA排序图, 丰水期浮游植物均与溶解氧呈正相关性, 其中蓝藻门与溶解氧关系更加显著, 这是因为蓝藻的光合作用使得水体溶解氧增加。但随着枯水期浮游植物的衰亡, 又使得水体中耗氧增加^[56]。此外, 在Brauer等^[57]的研究中还发现, 温度能够影响氧在水体中的溶解, 因此在水体中, 温度与溶解氧对浮游植物的生产速率具有耦合作用。在孙玉平等^[58]对浙江城市河流研究中发现, 日照也会影响河流浮游植物光合量子产率等生理活动。在本研究中虽没有探究日照这一变量, 但由微细有机物、无机物、泥土等细小颗粒悬浮物^[59]引起的水体浊度会影响到光照对水体的穿透能力^[60]。随着浊度的增加, 浮游植物能够利用的光照会减少, 从而影响到浮游植物的光合作用^[61], 使其产生的有机物质减少, 限制了浮游植物的生长。另有研究表明, 水体的流速会直接影响到浮游植物在水体中的附着能力^[62], 在西安城市河流中发现, 在灞河流速最快的两个采样点B5和B8及浐河流速最快的两个采样点C13和C16的浮游植物密度及生物量都较少, 这是由于在高速的水流状态下, 浮游植物的营养吸收和光合作用都会收到影响, 且水流剪切力会导致藻类细胞壁的破损死亡^[63]。此结果与朱英等^[64]对苏州河浮游植物的研究相一致。此外, 河道的宽度对浮游植物的影响也与水体流速有关, 因为水量相同时, 河道越窄, 流速越大, 越不利于浮游植物在水体中的附着和生长。在本研究中, 叶绿素与所选绝大多

数浮游植物均呈现正相关,这是因为叶绿素的含量会随着藻类生物量的增加而增加^[65],这也表明本研究中浮游植物能够较好地反映西安城市水系的浮游植物群落变化。

参考文献:

- [1] Huisman J, Weissing F J. Biodiversity of plankton by species oscillations and chaos [J]. *Nature*, 1999, **402**(6760): 407-410.
- [2] Smucker N J, Becker M, Detenbeck N E, *et al.* Using algal metrics and biomass to evaluate multiple ways of defining concentration-based nutrient criteria in streams and their ecological relevance [J]. *Ecological Indicators*, 2013(32): 51-61.
- [3] Barbour M T, Gerritsen J, Snyder B D, *et al.* Rapid Bioassessment Protocols Foruse in Streams and Wadable Rivers: Periphyton, Benthic Invertebrates and Fish [M]. Second Edition. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA 841-B-99-002, 1999: 105-127.
- [4] Gasiūnaitė Z R, Cardoso A C, Heiskanen A S, *et al.* Seasonality of coastal phytoplankton in the Baltic Sea: influence of salinity and eutrophication [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2005, **65**(1/2): 239-252.
- [5] Torstensson A, Chierici M, Wulff A. The influence of increased temperature and carbon dioxide levels on the benthic/sea ice diatom *Navicula directa* [J]. *Polar Biology*, 2012, **35**(2): 205-214.
- [6] Reynolds C S, Huszar V, Kruk C, *et al.* Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton [J]. *Journal of Plankton Research*, 2002, **24**(5): 417-428.
- [7] Nalewajko C, Murphy T P. Effects of temperature, and availability of nitrogen and phosphorus on the abundance of *Anabaena* and *Microcystis* in Lake Biwa, Japan: an experimental approach [J]. *Limnology*, 2001, **2**(1): 45-48.
- [8] Muhid P, Davis T W, Bunn S E, *et al.* Effects of inorganic nutrients in recycled water on freshwater phytoplankton biomass and composition [J]. *Water Research*, 2013, **47**(1): 384-394.
- [9] Dortch Q, Whitledge T E. Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi River plume and nearby regions [J]? *Continental Shelf Research*, 1992, **12**(11): 1293-1309.
- [10] Cardoso S J, Nabout J C, Farjalla V F, *et al.* Environmental factors driving phytoplankton taxonomic and functional diversity in Amazonian floodplain lakes [J]. *Hydrobiologia*, 2017, **802**(1): 115-130.
- [11] Sands P, Galizzi P. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy (OJ L 327 22.12. 2000 p. 1) [M]//Documents in European Community Environmental Law. Cambridge: Cambridge University Press, 2006: 879-969.
- [12] Pasztaleniec A, Poniewozik M. Phytoplankton based assessment of the ecological status of four shallow lakes (Eastern Poland) according to Water Framework Directive-a comparison of approaches [J]. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 2010, **40**(3): 251-259.
- [13] Abonyi A, Leitão M, Lançon A M, *et al.* Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France) [J]. *Hydrobiologia*, 2012, **698**(1): 233-249.
- [14] Zhang Z S, Shen G H. Phytoplankton in Heilongjiang and possible changes after flow regulation [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 1959(2): 128-139. [章宗涉, 沈国华. 黑龙江的浮游植物及径流调节后的可能变化 [J]. 水生生物学集刊, 1959(2): 128-139.]
- [15] Rao Q Z, Zhu H Z, Li Y Y. Summary of algae in the Mount Everest region in southern Tibet, China [J]. *Chinese Science Bulletin*, 1973, **18**(1): 30-32. [饶钦止, 朱蕙忠, 李尧英. 我国西藏南部珠穆朗玛峰地区藻类概要 [J]. 科学通报, 1973, **18**(1): 30-32.]
- [16] Zhang Z S, Huang X F. Research Methods of Freshwater Plankton [M]. Beijing: Science Press, 1991: 5-65. [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: 5-65.]
- [17] Wu J, Yu Z M. The succession of phytoplankton and the ecological effects of eutrophication control measures in Hangzhou West Lake [J]. *China Environmental Science*, 2001, **21**(6): 540-544. [吴洁, 虞左明. 西湖浮游植物的演替及富营养化治理措施的生态效应 [J]. 中国环境科学, 2001, **21**(6): 540-544.]
- [18] Min W W, Wang P P, Li L J, *et al.* Relationship between phytoplankton functional groups and environmental factors in the Wei River Basin [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2015, **28**(9): 1397-1406. [闵文武, 王培培, 李丽娟, 等. 渭河流域浮游植物功能群与环境因子的关系 [J]. 环境科学研究, 2015, **28**(9): 1397-1406.]
- [19] Chen H, Liu Q, Pan J X, *et al.* Spatial and temporal variation of the plankton community and its relationship with environmental factors in the city section of the Ba River [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, **39**(1): 173-184. [陈红, 刘清, 潘建雄, 等. 灞河城市段浮游生物群落结构时空变化及其与环境因子的关系 [J]. 生态学报, 2019, **39**(1): 173-184.]
- [20] Men Z S, Liu Y X. Industry-city integration strategies and practice in Xi'an Economic Development Zone [J]. *Planners*, 2021(10): 55-61. [门周生, 刘永祥. 西安经济技术开发区产城融合策略与实践 [J]. 规划师, 2021(10): 55-61.]
- [21] Yuan L N, Li F J, Dong S C, *et al.* Coupling relationship of eco-environment and economic development in Xi'an City [J]. *Areal Research and Development*, 2016, **35**(3): 128-132. [原琳娜, 李富佳, 董锁成, 等. 西安市生态环境

- 与经济发展的耦合关系 [J]. *地域研究与开发*, 2016, **35**(3): 128-132.]
- [22] Song J X, Li H E, Wang B D, *et al.* Approach on urban rainfall resources and its utilization in Xi'an City [J]. *Journal of Soil Water Conservation*, 2002, **16**(3): 102-105. [宋进喜, 李怀恩, 王伯铎, 等. 西安市雨水资源化及其利用的探索 [J]. *水土保持学报*, 2002, **16**(3): 102-105.]
- [23] Yang Z, Song J, Cheng D, *et al.* Comprehensive evaluation and scenario simulation for the water resources carrying capacity in Xi'an City, China [J]. *Journal of Environmental Management*, 2019(230): 221-233.
- [24] Li P C, Wang Z T, Li Q L, *et al.* Landscape water resources and their deep development in Xi'an City of Shaanxi Province, China [J]. *Journal of Earth Sciences and Environment*, 2019, **41**(3): 332-336. [李佩成, 王子天, 李启垒, 等. 陕西省西安市景观水资源及其深度开发 [J]. *地球科学与环境学报*, 2019, **41**(3): 332-336.]
- [25] Chen S Z. Collection and counting methods of freshwater plankton [J]. *Bulletin of Biology*, 1955(6): 52-55. [陈受忠. 淡水浮游生物的采集与计数方法 [J]. *生物学通报*, 1955(6): 52-55.]
- [26] Hu H J, Wei Y X. The Freshwater Algae of China Systematics, Taxonomy and Ecology [M]. Beijing: Science Press, 2006: 5-65. [胡鸿钧, 魏印心. 中国淡水藻类: 系统、生态及分类 [M]. 北京: 科学出版社, 2006: 5-65.]
- [27] Mcnaughton S J. Relationships among functional properties of Californian grassland [J]. *Nature*, 1967, **216**(5111): 168-169.
- [28] Huang B, Wei N, Tang J L, *et al.* Changes of phytoplankton community structure and diversity in the south Yellow Sea during 2007-2017 [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2018, **34**(6): 137-148. [黄备, 魏娜, 唐静亮, 等. 南黄海2007—2017年浮游植物群落结构及多样性变化 [J]. *中国环境监测*, 2018, **34**(6): 137-148.]
- [29] Burks A W, Shannon C E, Weaver W. The mathematical theory of communication [J]. *The Philosophical Review*, 1951, **60**(3): 398.
- [30] Pielou E C. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession [J]. *Journal of Theoretical Biology*, 1966, **10**(2): 370-383.
- [31] Ulanowicz R E. Information theory in ecology [J]. *Computers & Chemistry*, 2001, **25**(4): 393-399.
- [32] Lopes M R M, Ferragut C, Bicudo C E M. Phytoplankton diversity and strategies in regard to physical disturbances in a shallow, oligotrophic, tropical reservoir in Southeast Brazil [J]. *Limnetica*, 2009, **28**(1): 159-174.
- [33] Kuang Q J, Ma P M, Hu Z Y, *et al.* Study on the evaluation and treatment of lake eutrophication by means of algae biology [J]. *Journal of Safety and Environment*, 2005, **5**(2): 87-91. [况琪军, 马沛明, 胡征宇, 等. 湖泊富营养化的藻类生物学评价与治理研究进展 [J]. *安全与环境学报*, 2005, **5**(2): 87-91.]
- [34] Luo X, Lan W L, Li T S, *et al.* Distribution of phytoplankton and its relationship with environmental factors in the Qinzhou Bay in spring and summer [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, **39**(7): 2603-2613. [骆鑫, 蓝文陆, 李天深, 等. 钦州湾春、夏季浮游植物群落特征及其与环境因子的关系 [J]. *生态学报*, 2019, **39**(7): 2603-2613.]
- [35] Zhang X, Wang G, Tan Z, *et al.* Effects of ecological protection and restoration on phytoplankton diversity in impounded lakes along the eastern route of China's South-to-North Water Diversion Project [J]. *Science of the Total Environment*, 2021(795): 148870.
- [36] Wang S, Yang T, Li X P, *et al.* Zooplankton community structure and the water quality in the Wei River Basin [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2019, **43**(6): 1333-1345. [王硕, 杨涛, 李小平, 等. 渭河流域浮游动物群落结构及其水质评价 [J]. *水生生物学报*, 2019, **43**(6): 1333-1345.]
- [37] Kumar P S, Kumaraswami M, Rao G D, *et al.* Influence of nutrient fluxes on phytoplankton community and harmful algal blooms along the coastal waters of southeastern Arabian Sea [J]. *Continental Shelf Research*, 2018(161): 20-28.
- [38] Flores L N, Barone R. Phytoplankton Dynamics in Two Reservoirs with Different Trophic State (Lake Rosamari-na and Lake Arancio, Sicily, Italy) [M]//Phytoplankton and Trophic Gradients. Dordrecht: Springer Netherlands, 1998: 163-178.
- [39] Sommer U, Gliwicz Z, Lampert W, *et al.* The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters [J]. *Archiv fur Hydrobiologie*, 1986(106): 422-477.
- [40] Sommer U, Adrian R, de Senerpont Domis L, *et al.* Beyond the plankton ecology group (PEG) model: mechanisms driving plankton succession [J]. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2012(43): 429-448.
- [41] Liu X, Lu X H, Chen Y W. Temporal and spatial dynamics of Cryptophytes biomass in the north of Lake Taihu [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2012, **24**(1): 142-148. [刘霞, 陆晓华, 陈宇炜. 太湖北部隐藻生物量时空动态 [J]. *湖泊科学*, 2012, **24**(1): 142-148.]
- [42] Ma Y Q, Zhao Y M, Chi M H, *et al.* Phytoplankton community structure and its relationship with environmental factors in the Nanhu Lake catchment, Jiaying City [J]. *Journal of Hydroecology*, 2021, **42**(2): 42-48. [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.]
- [43] Fu M Z, Sun P, Sun X, *et al.* Phytoplankton community structure and its ecological responses to environmental changes in Jinzhou Bay, China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, **34**(13): 3650-3660. [傅明珠, 孙萍, 孙霞, 等. 锦州湾浮游植物群落结构特征及其对环境变化的响应 [J]. *生态学报*, 2014, **34**(13): 3650-3660.]
- [44] Nankabirwa A, De Crop W, Van der Meer T, *et al.* Phytoplankton communities in the crater lakes of western Uganda, and their indicator species in relation to lake

- trophic status [J]. *Ecological Indicators*, 2019(107): 105563.
- [45] Lu J S, Li Z L. Seasonal effects of thermal stratification on the water quality of deep reservoirs: a case study of Heihe Reservoir, Xi'an City [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2014, **26**(5): 698-706. [卢金锁, 李志龙. 热分层对水库水质的季节性影响——以西安黑河水库为例 [J]. *湖泊科学*, 2014, **26**(5): 698-706.]
- [46] Tang T, Cai Q H, Liu J K. River ecosystem health and its assessment [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, **13**(9): 1191-1194. [唐涛, 蔡庆华, 刘建康. 河流生态系统健康及其评价 [J]. *应用生态学报*, 2002, **13**(9): 1191-1194.]
- [47] Jiang X Q, Yu N, Mao K Y, *et al.* Assessment of algal diversity and water quality in the four urban rivers of Shanghai in winter [J]. *Journal of East China Normal University (Natural Science)*, 2009(2): 78-87. [姜雪芹, 禹娜, 毛开云, 等. 冬季上海市城区河道中浮游植物群落结构及水质的生物评价 [J]. *华东师范大学学报(自然科学版)*, 2009(2): 78-87.]
- [48] Jun S, Wang D B, Zhou J H, *et al.* Community structures of phytoplankton and its relationship with environmental factors in the Lhasa River [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, **39**(3): 787-798. [君珊, 王东波, 周健华, 等. 拉萨河流域浮游植物群落结构特征及与环境因子的关系 [J]. *生态学报*, 2019, **39**(3): 787-798.]
- [49] Yu Q J, Xu F J, Jiang Y, *et al.* Characteristics of phytoplankton community in Suzhou River in summer and autumn and their affecting factors [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2014, **30**(4): 450-457. [俞秋佳, 徐凤洁, 蒋跃, 等. 夏秋季苏州河浮游植物群落特征及其影响因子 [J]. *生态与农村环境学报*, 2014, **30**(4): 450-457.]
- [50] Li C, Feng W, Chen H, *et al.* Temporal variation in zooplankton and phytoplankton community species composition and the affecting factors in Lake Taihu-a large freshwater lake in China [J]. *Environmental Pollution*, 2019(245): 1050-1057.
- [51] Hu Z H, Lin M L, Li G, *et al.* Phytoplankton community characteristics and influencing factors of the urban gate-controlled rivers [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2021, **41**(9): 3631-3640. [胡智华, 林妙丽, 李港, 等. 城市闸控河流浮游植物群落结构特征及影响因素 [J]. *环境科学学报*, 2021, **41**(9): 3631-3640.]
- [52] Danson M J, Hough D W, Russell R J M, *et al.* Enzyme thermostability and thermoactivity [J]. *Protein Engineering, Design and Selection*, 1996, **9**(8): 629-630.
- [53] Canale R P, Vogel A H. Effects of temperature on phytoplankton growth [J]. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 1974, **100**(1): 231-241.
- [54] Zhang J, Li F, Lv Q, *et al.* Impact of the Water-Sediment Regulation Scheme on the phytoplankton community in the Yellow River Estuary [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021(294): 126291.
- [55] D'Autilia R, Falcucci M, Hull V, *et al.* Short time dissolved oxygen dynamics in shallow water ecosystems [J]. *Ecological Modelling*, 2004, **179**(3): 297-306.
- [56] Yen U C, Huang T C, Yen T C. Observation of the circadian photosynthetic rhythm in cyanobacteria with a dissolved-oxygen meter [J]. *Plant Science*, 2004, **166**(4): 949-952.
- [57] Brauer V S, Stomp M, Rosso C, *et al.* Low temperature delays timing and enhances the cost of nitrogen fixation in the unicellular cyanobacterium *Cyanothece* [J]. *The ISME Journal*, 2013, **7**(11): 2105-2115.
- [58] Sun Y P, Yu H G, Zhou Q, *et al.* Seasonal variation of phytoplankton communities in Wenrui Tang River-A typical eutrophic urban river, Zhejiang Province [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2018, **30**(2): 375-384. [孙玉平, 于恒国, 周钦, 等. 典型富营养化城市河流——浙江温瑞塘河的浮游植物群落类型与季节变化 [J]. *湖泊科学*, 2018, **30**(2): 375-384.]
- [59] Cao X, Wang J, Liao J, *et al.* The threshold responses of phytoplankton community to nutrient gradient in a shallow eutrophic Chinese Lake [J]. *Ecological Indicators*, 2016(61): 258-267.
- [60] Silviso J, Izaguirre I, Allende L. Picoplankton structure in clear and turbid eutrophic shallow lakes: a seasonal study [J]. *Limnologia*, 2011, **41**(3): 181-190.
- [61] Shen P P, Li G, Huang L M, *et al.* Spatio-temporal variability of phytoplankton assemblages in the Pearl River Estuary, with special reference to the influence of turbidity and temperature [J]. *Continental Shelf Research*, 2011, **31**(16): 1672-1681.
- [62] Dai L L. Study on eutrophication algal characters and environmental factors effect of Three Gorge Reservoir [D]. Chongqing: Chongqing University, 2007: 45-65. [代玲玲. 三峡水库富营养化藻类特征及环境因素影响研究 [D]. 重庆: 重庆大学, 2007: 45-65.]
- [63] Li F, Zhang H, Zhu Y, *et al.* Effect of flow velocity on phytoplankton biomass and composition in a freshwater lake [J]. *Science of the Total Environment*, 2013(447): 64-71.
- [64] Zhu Y, Gu Y J, Wang Y, *et al.* Effect of hydrological condition on phytoplankton community variation in Suzhou Creek [J]. *Journal of East China Normal University (Natural Science)*, 2008(2): 30-36. [朱英, 顾詠洁, 王耘, 等. 苏州河水文条件变化对浮游植物群落的影响 [J]. *华东师范大学学报(自然科学版)*, 2008(2): 30-36.]
- [65] Pulina S, Satta C T, Padedda B M, *et al.* Seasonal variations of phytoplankton size structure in relation to environmental variables in three Mediterranean shallow coastal lagoons [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2018(212): 95-104.

PHYTOPLANKTON COMMUNITY STRUCTURE AND ITS RELATIONSHIP WITH ENVIRONMENTAL FACTORS IN XI'AN URBAN RIVERS SYSTEM

SUN Lai-Kang¹, YANG Tao^{1,2}, WAN Xu-Hao¹, YAN Xue-Rong¹, HU Chang-Tong¹ and ZHENG Yi-Wen¹

(1. School of Geography and Tourism, Shaanxi Normal University, Xi'an 710119, China; 2. International Joint Research Center of Shaanxi Province for Pollutant Exposure and Eco-Environmental Health, Xi'an 710119, China)

Abstract: As the largest city in Northwest China, the water ecological environment of Xi'an has been severely damaged with the expansion of city and the development of industrialization. In water ecological health assessment, phytoplankton can objectively evaluate water quality and nutritional health status of water bodies. In order to determine the relationship between structural characteristics of phytoplankton communities and environmental factors in the Xi'an city, the composition of phytoplankton community, phytoplankton cell density and phytoplankton biomass of 24 sampling points in the Bahe, Chanhe, Fenghe and Heihe River were investigated on October 2020 and June 2021. The results showed that 115 species of phytoplankton in 6 phyla were identified during the dry season. The main species include 11.30% Cyanophyta, 54.78% Bacillariophyta and 26.96% Chlorophyta. The average cell density of phytoplankton was $(3.36 \pm 3.50) \times 10^6$ cells/L, and the mean biomass was (1.79 ± 3.59) mg/L. In addition, 168 species of phytoplankton were identified in 7 phyla during the wet season. The main species include 7.74% Cyanophyta, 51.79% Bacillariophyta and 29.76% Chlorophyta. The average cell density of phytoplankton was $(9.17 \pm 9.73) \times 10^6$ cells/L, and the mean biomass was (6.54 ± 11.57) mg/L. Compared with the dry season, the number of species, cell density and biomass in the wet season were larger than those in the dry season. Furthermore, the results of cluster analysis showed that the phytoplankton community structure and water environment condition were similar among most sampling points in the Xi'an urban river, and human interference may be the main reason for the spatial differences in the remaining points. The results of redundancy analysis (RDA) showed that the main environmental factors determining the distribution of phytoplankton community structure in urban river in the Xi'an city were temperature (Temp), ammonia nitrogen ($\text{NH}_3\text{-N}$), pH, dissolved oxygen (DO), river width (Wide) and chlorophyll (CHL). Therefore, comprehensively considering the environmental factors, biodiversity index, phytoplankton community structure and dominant species showed that the water quality of Heihe River is the best among the four river systems, the water quality of Bahe River and Fenghe River is in average level, and the water quality of Chanhe River is poor.

Key words: Phytoplankton; Community structure; Environmental factors; Redundancy analysis