

流溪河底栖硅藻群落结构的时空异质性及其影响因素

陈慈¹, 谭琳², 朱昆鹏¹, 梁颖珊¹, 韩诺², 韦桂峰²

(1. 广东省水文局广州水文分局, 广东 广州 510150;
2. 暨南大学生态学系水生生物研究中心, 广东 广州 510632)

摘要:底栖硅藻能够较好地响应河流环境变化,其群落物种组成与分布已被广泛应用于河流水质与生态状况的指示与评估。为了解流溪河底栖硅藻群落结构的时空异质性及其受河流水文与水质的影响,从上游到下游共设置了20个样点,于2018年3月、6月、9月和12月进行底栖硅藻季节性采样,同步测定了水体理化因子;在分析群落组成的基础上,进一步探究河流环境变量和空间变量对流溪河底栖硅藻群落的影响。结果表明,4次调查共检出底栖硅藻276种,隶属于2纲、6目、9科、55属,底栖硅藻多样性具有明显的时空差异。在季节上,丰水期的物种丰富度和真辛普森多样性指数高于枯水期。枯水期曲壳藻科的相对丰度超过50%,高于丰水期;而舟形藻科在丰水期时相对丰度比枯水期高。在空间上,三级河流物种多样性最高,一级河流物种多样最低;一级河流和二级河流的优势种主要以曲丝藻属的种类为主,三级河流的优势种主要以菱形藻属的种类为主。随着河流等级增加,曲壳藻科相对丰度降低,而菱形藻科的相对丰度逐渐升高。冗余分析(RDA)表明,环境选择和空间要素对流溪河硅藻群落结构均有显著影响,但营养盐水平比空间要素有更高的解释率。

关键词:底栖硅藻;群落结构;时空异质性;流溪河

中图分类号:Q145 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2022)06-0092-10

硅藻是淡水底栖藻类的主要类群,在水生态系统的营养传递和物质循环过程中发挥重要作用,特别是在清洁河流中,能与大型植物竞争碳源,同时与浮游植物竞争光和营养盐(Dijk, 1993; Stevenson et al, 1996);底栖硅藻也是无脊椎动物和底栖动物的主要营养来源(Hansson, 1992; Pusch et al, 1998; Muñoz et al, 2001);由于其世代周期短,硅藻种类与群落对环境变化的响应敏感。与浮游植物相比,在流水环境中营附着生活的底栖硅藻更能准确地反应水体环境和生态状况的短期变化(Stevenson, 2014; 韩诺等, 2018)。底栖硅藻是河流水质监测及健康评估的重要类群(Chessman et al, 2007; Stevenson, 2014; 姚文婷等, 2015),了解其种类组成与分布是合理运用底栖硅藻开展河流水质与生态监测与评估的基础与前提。

河流底栖硅藻组成与空间分布受局域因素和区域因素的影响(Soininen, 2007)。Finlay(2002)认为局部环境状况影响微小真核生物的分布和丰度,

只有大于1 mm的个体才可能受到扩散限制。影响底栖硅藻分布的环境因子可以分为非生物因子和生物因子。非生物因子包括底质类型、流速、光、pH、营养盐等(Tsoi et al, 2016);生物因子则包括底栖动物的牧食和水生植物的竞争等影响(Dijk, 1993; Muñoz et al, 2001)。流域气候、地形和土地利用类型等则决定了河流的环境特征,从而影响硅藻的局部丰度与空间分布(Soininen, 2007)。在地理尺度上,硅藻具有特定的地理分布模式,历史因素有可能比环境因子更能解释硅藻群落结构变异(Vyverman et al, 2007; Verleyen et al, 2009)。除受地理分布的影响外,底栖硅藻群落结构也会受到一定程度的扩散限制。在大型河流中,底栖硅藻群落结构同时还受空间因素的影响(Heino et al, 2010; Liu et al, 2013)。

流溪河位于广州北部,是热带-亚热带过渡区的中小型河流,也是广州市重要饮用水源和生态保育区,开发利用程度较高。近10年来,随着从化经济快速发展,人类活动加剧,流域内旅游业开发和下游城镇化加速,流溪河生态系统面临多种胁迫,从上游到下游,水质呈明显的下降趋势(吉冬青等, 2013; 2015; 卓泉龙等, 2018)。根据水利部生态监测试点工作要求,广东省水文局将流溪河作为全省试点监测河流,将底栖硅藻作为试点监测的重要

收稿日期:2021-08-31 修回日期:2022-07-16

基金项目:广东省水利科技创新项目(2016-08)。

作者简介:陈慈,1992年生,女,工程师,主要从事水文和水资源研究。E-mail: 294538170@qq.com

通信作者:谭琳,1996年生,女,博士研究生,主要从事底栖硅藻生态学研究。E-mail: tanlinwangyi@163.com

指标。流溪河空间跨度相对较小,局域环境因子可能是影响底栖硅藻群落的主要因素。2018年对流溪河进行了季节性采样与生境调查,比较了流溪河3个河流等级和4个月份底栖硅藻的种类分布和群落结构差异,探究底栖硅藻群落的结构及其主要影响因素,为流溪河监测与流域管理提供基础数据与参考。

1 材料与方法

1.1 流溪河概况

流溪河发源于广东从化县桂峰山,经珠江三角洲河网注入大海,全长174 km,集雨面积2 300 km²,年降雨量1 729~2 050 mm,汛期降雨约占全年雨量的80%,上、中游山区的雨量明显高于下游平原。流溪河上游以森林为主,中游以果蔬种植为主,下游以建筑用地为主,人口平均密度从上、中、下游依次稠密,人类干扰强度也显著增加。营养盐水平具有明显时空差异,总氮浓度枯水期高于丰水期,总磷浓度在丰水期更高,从上游至下游营养盐浓度总体呈上升趋势(卓泉龙等,2018)。

1.2 样点设置和采样时间

沿流溪河自上游至下游共设置20个采样点(图1,表1)。于2018年3月、6月、9月和12月对流溪河底栖硅藻进行4次采样,共采集80个样品。4次采样大致反映四季变化,其中3月和12月为枯水期,6月和9月为丰水期。参考Strahler(1957)的河流等级标准,将流溪河划分为3个等级,各级河流样点分布中,一级河流10个,二级河流3个,三级河流7个。

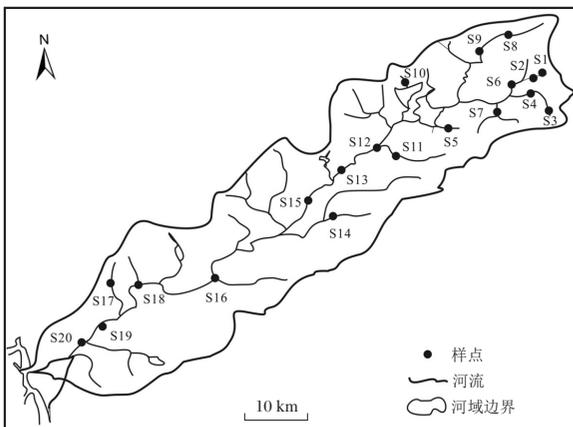


图1 流溪河采样点

Fig.1 Location of the sampling sites in Liuxi River

1.3 样品采集与处理

通过GPS获取采样点的经度、纬度和海拔;使用YSI 6600水质分析仪现场测定水温(WT)、pH值、

电导率(Cond)、溶解氧(DO);开阔水域采集1 L水样,参考《水和废水监测分析方法》(国家环境保护总局,2002)测定总氮(TN)、硝氮(NO₃⁻)、亚硝氮(NO₂⁻)、氨氮(NH₄⁺)、总磷(TP)、正磷酸盐(PO₄³⁻)、可溶性硅(SiO₂)和浊度(Tur)等化学指标。

表1 流溪河样点地理坐标、河流等级及生境状况

Tab.1 Spatial coordinates, river order (rank) and habitat status of sampling sites in Liuxi River

代码	样点名称	经度/°E	纬度/°N	河流等级	周边环境状况
S1	流溪河源头	114.01	23.80	一级	山间溪流,果园
S2	桂峰村	114.00	23.81	一级	溪流,村庄生活污染
S3	石坝河源头	113.99	23.78	一级	溪流,村庄,果园
S4	新联村	113.98	23.80	一级	小河,果园,竹林
S5	三桠塘	113.81	23.74	一级	山间溪流,果园
S6	吕田	113.95	23.82	二级	生活污染,水坝
S7	牛栏河	113.90	23.77	二级	小河,村庄,农田
S8	下腊坑	113.91	23.93	一级	溪流,开矿,砂质
S9	北溪	113.84	23.84	一级	挖沙,水质浑浊
S10	联平村	113.78	23.83	一级	溪流,挖沙,砂质
S11	鸭洞水	113.73	23.70	一级	小河,牧垦,农家乐
S12	碧水湾	113.71	23.70	三级	大河,挖沙,砂质
S13	腊石场	113.64	23.63	三级	受上游水量调度影响
S14	石海桥	113.63	23.57	二级	小河,清洁,果园
S15	街口大桥	113.59	23.55	三级	流经市区,生活污染
S16	太平场	113.47	23.44	三级	大河,人工堤岸
S17	大塘	113.34	23.42	一级	小河,工业园区
S18	李溪	113.33	23.40	三级	大河,生活污染
S19	人和大桥	113.30	23.33	三级	大河,受潮涌影响
S20	蚌湖大桥	113.26	23.29	三级	大河,受潮涌影响

硅藻样品采集参考刘静等(2014)建议的方法。每个采样点随机挑选3 cm×4 cm的鹅卵石至少5块,在没有鹅卵石的地方,尽可能选择坚硬的底质,用牙刷刷取基质向阳面底栖硅藻,将样品装入100 mL的透明瓶中,并按4%的比例加入甲醛溶液进行固定。使用浓硝酸除去底栖硅藻样品中的有机质和难溶性盐,去除上清液,去离子水冲洗至中性,用去离子水将硅藻重悬,使用封片胶(Naphrax,折射率1.703)制成永久玻片。通过相差显微镜对硅藻进行鉴定和计数,每个至少计数600个。底栖硅藻种类鉴定参考《欧洲硅藻鉴定系统》和《珠江水系东江流域底栖硅藻图集》(克拉默和兰格·贝尔塔洛;刘静等,2013)。

1.4 数据处理与统计分析

采用物种丰富度 (Richness) 和真辛普森指数 (True Simpson diversity index, D_{TSimp}) 表示底栖硅藻物种多样性 (Jost, 2007)。真辛普森指数的计算公式为:

$$D_{\text{TSimp}} = \frac{1}{D}; \quad D = \sum_i^S P_i^2 \quad (1)$$

式中: P_i 表示物种 i 在总个体中的占比, S 为样本中总的物种数; D 为 Simpson 指数, 表示群落中随机抽取 2 个个体属于同一物种的概率; D_{TSimp} 为真辛普森指数, 即 Simpson 指数的倒数。

根据优势度公式划分底栖硅藻优势种:

$$Y = (n_i/N) \times f_i \quad (2)$$

式中: Y 为优势度, n_i 为样本中物种 i 的个体数, N 为样本中所有物种的个体数, f_i 为物种 i 在各个样点的出现频率。 $Y > 0.02$ 时为优势种 (徐兆礼和陈亚瞿, 1989)。

采用 Shapiro-Wilk 检验环境因子的正态分布, 用 Bartlett 检验环境因子各组之间的方差齐性; 除 pH 外, 对其他所有环境因子取自然对数。用双因素方差方法 (Two-way ANOVA) 分析 4 个季节和 3 个等级河流的环境因子 (总氮、总磷、可溶性硅、浊度、温度、电导率、pH 和溶解氧)、物种丰富度和真辛普森指数的差异。利用 PCA 分析环境因子之间以及环境因子与样点之间的关系。

对优势度 $Y > 0.02$ 的硅藻种类进行 RDA 分析, 以 TN、TP、 SiO_2 、WT、Cond、pH 和 Tur 作为解释变量。对物种相对多度数据进行 Hellinger 转换, 环境因子进行标准化处理。采用前向选择剔除不显著环境因子, 分析环境因子对底栖硅藻群落结构的影响。

采用具有方向性的非对称特征向量 (Asymmetric eigenvector map, AEM) 作为空间变量, 分析不同尺度的空间变量对群落结构的影响 (Liu et al, 2013)。首先根据采样点之间的连接情况和水流方向来确定 AEM 模型的连接矩阵; 然后根据经纬度坐标获得距离矩阵, 相对距离平方的反数作为权重距离矩阵, 连接矩阵与权重距离矩阵相乘获得空间权重矩阵, 使用空间权重矩阵构建 AEM 空间变量; 对底栖硅藻 ($Y > 0.02$) 群落的丰度数据进行空间分析, 筛选 AEM 空间变量。使用方差分解 (Variation partitioning) 分析的环境变量和空间变量对底栖硅藻群落变异的解释率。

所有统计分析在 R 语言平台上用 anova、vegan、ape、spdep、ade4 和 adespatial 程序包完成。

2 结果与分析

2.1 理化因子

流溪河全年水温 8.15~34.48 °C, 浊度 0.05~124.80 NTU。总氮浓度 0.46~11.34 mg/L, 均值为 1.91 mg/L; 总磷浓度 0.007~0.744 mg/L, 均值 0.099 mg/L; 可溶性硅浓度 6.71~23.90 mg/L, 均值 15.28 mg/L。电导率 26.10~421.00 $\mu\text{S}/\text{cm}$, pH 值 5.05~8.15, 溶解氧浓度 2.08~11.49 mg/L。

双因素方差分析表明, 水温的季节和空间差异显著 ($P < 0.05$), 丰水期水温显著高于枯水期, 三级河流水温高于二级河流和一级河流; 浊度存在显著的季节差异 ($P < 0.05$), 3 月的浊度显著高于其他月份, 但浊度季节差异不显著。总氮、总磷和可溶性硅浓度的季节差异不显著, 但 3 个等级河流营养盐浓度的空间差异显著 ($P < 0.05$), 随着河流等级增加, 总氮浓度和总磷浓度呈递增趋势, 可溶性硅浓度则呈递减趋势。电导率、pH 值和溶解氧存在显著的季节差异 ($P < 0.05$), 电导率在丰水期显著高于枯水期, pH 值表现为 12 月 > 9 月 > 6 月 > 3 月, 丰水期的溶解氧显著低于枯水期; 3 个等级河流的电导率、pH 和溶解氧的空间差异均不显著 (图 2)。

PCA 检验显示, 2018 年环境因子的 PCA 两主轴方差占总方差的 58% (图 3)。除 SiO_2 、pH 值和 DO 在 PC2 轴左侧, 其他环境因子在 PC2 轴的右侧。Tur、 NH_4^+ 、TN、 NO_2^- 、 PO_4^{3-} 和 TP 对 PC1 的贡献较大, WT、 SiO_2 、DO、pH 值和 Cond 对 PC2 的贡献较大。氮、磷营养盐具有较强的正相关关系, SiO_2 与 TN、TP 呈负相关关系。样点在 PCA 双序图上的分布, 从时间上看, 3、6、9 月的样点主要分布在第一、二象限, 而 12 月的样点主要分布在第三、四象限。从河流等级上看, PCA 双序图能明显区分一级河流、二级河流和三级河流的样点; 一级河流和二级河流样点主要集中分布在第二、第三象限, 三级河流样点主要集中分布在第一、第四象限。

2.2 底栖硅藻多样性及种类组成

一级、二级、三级河流底栖硅藻丰富度平均值分别为 35、39、46 (图 4-a)。流溪河底栖硅藻丰富度表现出明显的空间异质性。3 个等级河流的底栖硅藻物种丰富度差异显著 ($P < 0.05$), 其中一级河流最低, 三级河流底栖硅藻丰富度最高; 3 月和 12 月的底栖硅藻丰富度低于 6 月和 9 月。真辛普森指数的季节差异显著, 6 月和 9 月的真辛普森指数显著高于 3 月和 12 月 ($P < 0.05$)。3 个等级河流的底栖

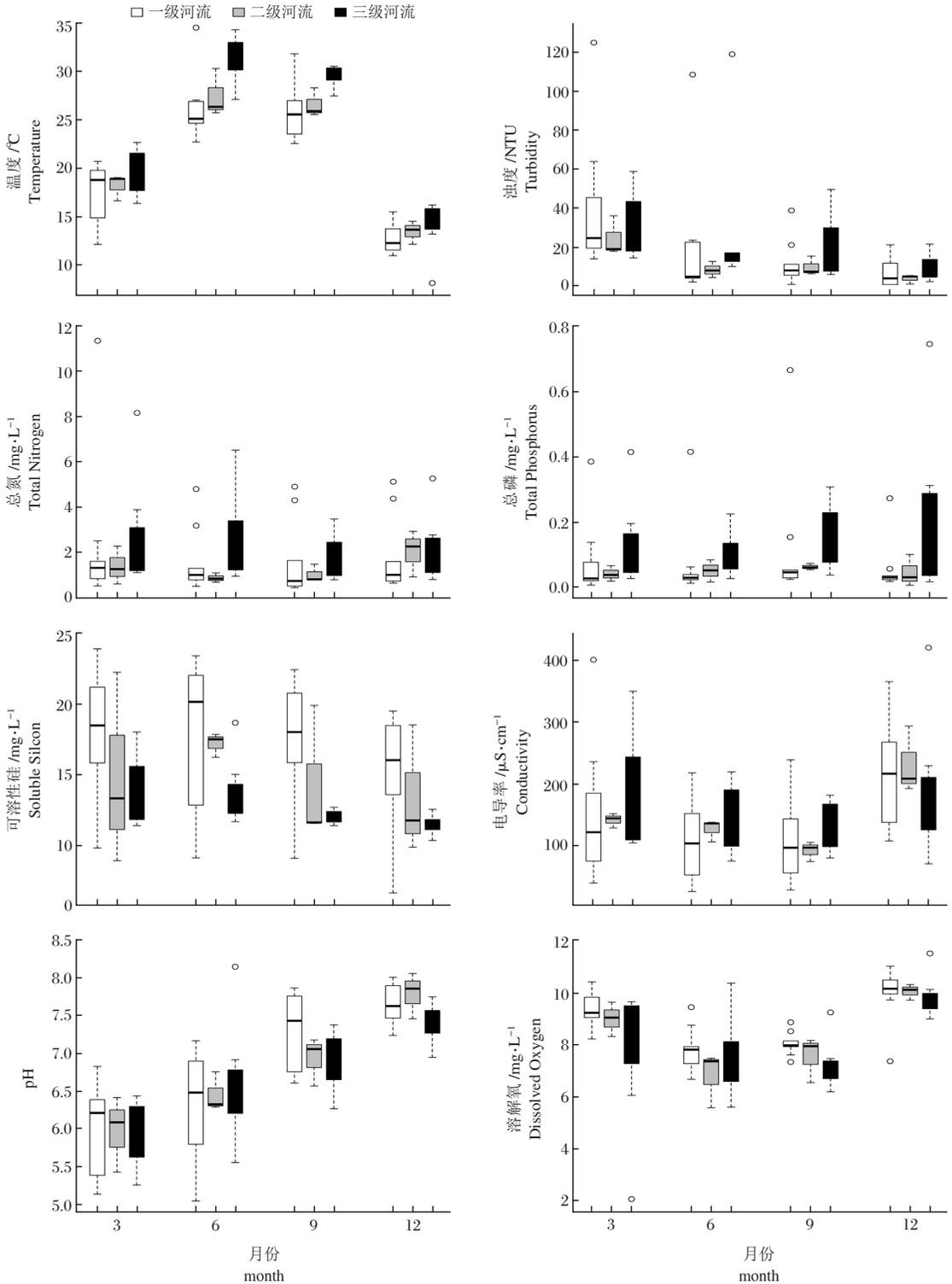


图2 流溪河环境因子的时空变化

Fig.2 Temporal and spatial variation of environment variables in Liuxi River

硅藻真辛普森指数也存在显著空间差异($P<0.05$),与一级和二级河流相比,三级河流真辛普森指数较高(图4-b)。

对流溪河的4次采样共80次观测共鉴定出底栖硅藻2纲、6目、9科、55属、276种。硅藻优势种

以曲丝藻属(*Achnanthydium*)、舟形藻属(*Navicula*)、异极藻属(*Gomphonema*)和菱形藻属(*Nitzschia*)的种类为主。底栖硅藻优势种无明显的季节差异,链状曲丝藻(*A. catenatum*)、溪生曲丝藻(*A. rivulare*)、谷皮菱形藻(*N. palea*)和微小异极藻(*G. parvulus*)

在 3 个等级河流中全年占据优势。一级河流和二级河流的优势种中,曲丝藻属内的种类出现频次较高;三级河流的优势种中,菱形藻属内的种类数最高。

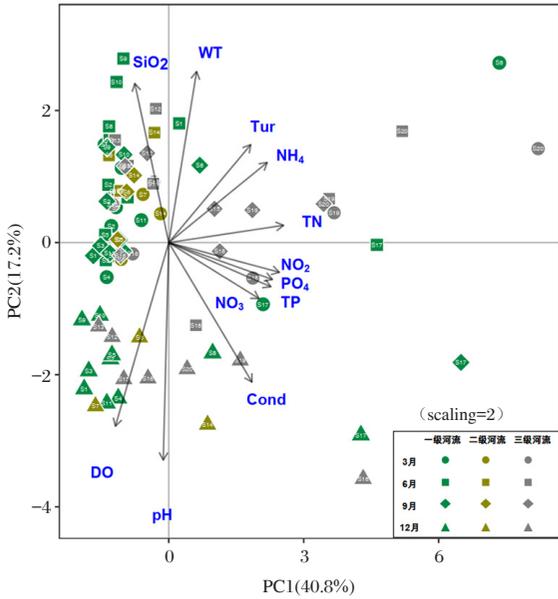


图 3 环境因子主成分分析

Fig.3 Principal component analysis for environment variables

2.3 底栖硅藻群落结构及时空动态

羽纹纲(Pennatae)种类的平均相对丰度最高,约为 92%。从目(Order)水平来看,单壳缝目(Monoraphidinales)和双壳缝目(Biraphidinales)的平均相对丰度较高,分别为 37.1%和 31.22%;其次是管壳缝目(Aulonoraphidinales)和圆筛藻目(Coscinodiscales),其平均相对丰度分别为 18.75%和 8.01%;无壳缝目(Araphidinales)和短壳缝目(Raphidionales)的相对丰度较低,低于 5%。从科(Family)水平来看,曲壳藻科(Achnantheaceae)的平

均相对丰度最高,为 37.1%;其次是舟形藻科(Naviculaceae)、菱形藻科(Nitzschiaceae)、异极藻科(Gomphonemaceae)、圆筛藻科(Coscinodiscaceae)和桥弯藻科(Cymbellaceae),平均相对丰度分别为 16.87%, 13.49%, 8.42%, 8.01%和 5.93%。双菱藻科(Surirellaceae)和脆杆藻科(Fragilariaceae)的平均相对丰度较低,约为 5%。短壳缝科(Eunotiaceae)的平均相对丰度仅占 0.2%。

底栖硅藻群落的优势种与种类组成存在明显时空异质性。从科水平来看,一级河流主要以曲壳藻科、双菱藻科、舟形藻科和异极藻科占据优势;二级河流以曲壳藻科、舟形藻科、菱形藻科和异极藻科占优势;三级河流主要以曲壳藻科、舟形藻科和菱形藻科为主。随着河流等级增加,曲壳藻科和双菱藻科相对丰度降低,菱形藻科和舟形藻科相对丰度逐渐升高;从时间上看,同一河流等级,曲壳藻科在枯水期(3月和12月)的相对丰度高于丰水期(6月和9月);而丰水期舟形藻科的相对丰度高于枯水期。

2.4 底栖硅藻群落结构的影响因子

通过 AEM 模型的 RDA 分析发现(表 2),仅 3 月空间变量的全模型显著 ($P < 0.05$),共筛选出 4 个显著的 AEM 特征向量:AEM2 和 AEM3(大尺度空间)、AEM10(中尺度空间)、AEM16(小尺度空间),大尺度空间能解释 14.2%,中尺度空间解释 5.6%,小尺度空间解释 4.4%。

3 月观测数据的 RDA 前向选择出总磷、总氮和浊度为显著的环境变量,对底栖硅藻优势种群落结构解释率为 29.0% ($R^2_{adj} = 0.290, P < 0.001$),总磷解释群落结构变异的 13.8%,总氮解释群落结构的 10.1%,浊度解释群落结构的 5.1%。方差分解显示,所有环境变量和空间变量共解释 37.5%的底栖硅藻群落结构变异;其中,环境因子能独立解释 20.4%,空间变量独

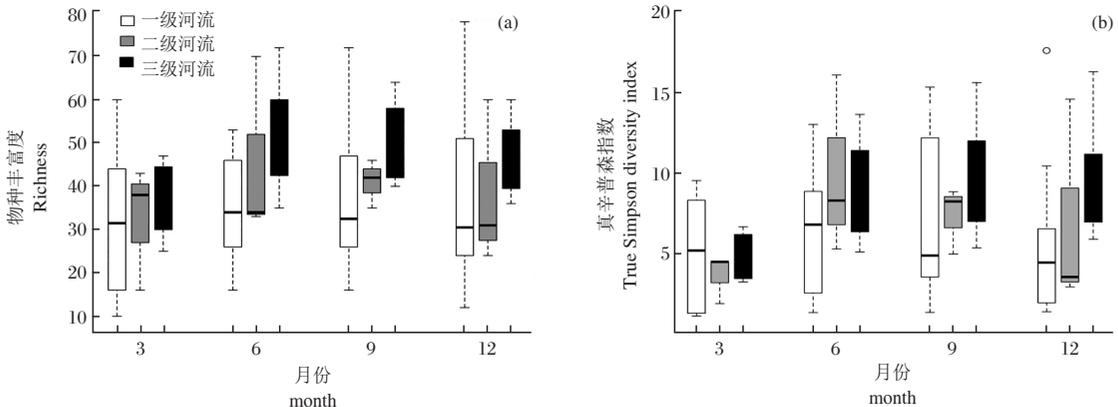


图 4 流溪河底栖硅藻物种丰富度(a)和真辛普森指数(b)的时空变化

Fig. 4 Temporal and spatial variation of benthic diatoms richness (a) and true Simpson diversity index (b) in Liuxi River

立解释8.6%,空间变量和环境因子共同解释群落结构变异的8.6%(图5)。

表2 流溪河底栖硅藻群落结构的RDA结果

Tab.2 Redundancy analysis (RDA) of the benthic diatom community in Liuxi River

时间	RDA model	R^2	R_{adj}^2	P
3月	空间			
	全模型	0.901	0.376	0.023*
	前向选择	0.401	0.242	0.001***
	AEM2	0.119	0.070	0.007**
	AEM3	0.113	0.072	0.01*
	AEM10	0.091	0.056	0.04*
	AEM16	0.077	0.044	0.034*
	环境			
	全模型	0.564	0.310	0.001***
	前向选择	0.402	0.290	0.001***
6月	TP	0.183	0.138	0.000***
	TN	0.136	0.101	0.000***
	Tur	0.083	0.051	0.000***
	空间			
	全模型	0.851	0.054	0.427
	环境			
	全模型	0.519	0.239	0.004**
	前向选择	0.340	0.216	0.001***
	TP	0.134	0.086	0.006**
	TN	0.122	0.083	0.007**
Cond	0.084	0.047	0.042*	
9月	空间			
	全模型	0.859	0.109	0.266
	环境			
	全模型	0.513	0.229	0.001***
	前向选择	0.266	0.180	0.001***
	TP	0.136	0.087	0.001***
12月	TN	0.130	0.093	0.001***
	空间			
	全模型	0.851	0.057	0.392
	环境			
	全模型	0.566	0.313	0.001***
	前向选择	0.276	0.190	0.001***
SiO ₂	0.146	0.098	0.009**	
TP	0.130	0.092	0.001***	

注: *: $P < 0.05$; **: $P < 0.01$; ***: $P < 0.001$

RDA分析显示,浊度和营养盐浓度显著影响6月、9月和12月的流溪河底栖硅藻群落结构。6月筛选出总磷、总氮和电导率为显著变量,对底栖硅藻群落结构变异的解释率为21.6% ($R_{adj}^2=0.216, P < 0.001$);方差分解显示,总磷、总氮和电导率均能独立解释群落结构变异,解释率分别为8.8%、11.1%和4.7%,3个因子共同解释群落结构变异的2.7%。9月筛选出总磷和总氮为显著变量,解释底栖硅藻群落结构变异的18% ($R_{adj}^2=0.180, P < 0.05$);方差分解显示,总氮能独立

解释9.2%,总磷能独立解释11.2%。12月筛选出总磷和可溶性硅为显著变量,解释底栖硅藻群落结构19% ($R_{adj}^2=0.190, P < 0.001$),总氮独立解释9.2%,可溶性硅独立解释10.3%。

全年的RDA显示,TP、TN、SiO₂和WT是解释底栖硅藻群落结构变异的显著变量(图6),解释率为17.5% ($R_{adj}^2=0.175, P < 0.001$)。TP、TN与轴1、轴2均呈负相关;SiO₂与轴1呈正相关,与轴2呈负相关;WT与轴1呈负相关,与轴2呈正相关。极小曲丝藻(*A. minutissimum*)和溪生曲丝藻(*A. rivulare*)的相对丰度与TP、TN、WT呈负相关关系,与SiO₂呈正相关关系。小双菱藻(*S. minuta*)、克劳斯菱形藻(*N. clausii*)和奇异棍形藻(*B. paradoxa*)与TP、TN、SiO₂呈正相关关系,与WT呈负相关关系。谷皮菱形藻(*N. palea*)、微小异极藻(*G. parvulus*)、微小舟形藻(*N. minima*)、合缝舟形藻(*N. notha*)和短喙舟形藻(*N. rostellata*)与WT呈正相关关系。从物种样点的分布来看,链状曲丝藻(*A. catenatum*)、溪生曲丝藻(*A. rivulare*)、扁圆卵形藻(*C. placentula*)在一级河流中相对丰度较大,颗粒沟链藻(*A. granulata*)、梅尼小环藻(*C. meneghiniana*)越桔泥生藻(*L. goeppertiana*)和谷皮菱形藻(*N. palea*)在三级河流中相对丰度较高,小双菱藻(*S. minuta*)在样点S8的丰度最高。方差分解显示,营养盐独立解释硅藻群落结构的3.1%,温度独立解释2.1%,两者共同解释仅0.5%。

3 讨论

3.1 硅藻丰富度及优势种的时空变化

温度和营养盐供应是影响底栖硅藻丰富度的主要环境因子(Passy, 2010; Delgado et al, 2020)。流溪河底栖硅藻的物种丰富度具有明显的时空异质性。丰水期的底栖硅藻物种丰富度高于枯水期,丰水期水温较高,有利于底栖硅藻生长,这可能导致更多的物种出现。三级河流物种丰富度显著高于其他等级河流,尤其是菱形藻属内的种类。可能的原因是水体营养状态影响底栖硅藻物种丰富度空间分布,三级河流样点多位于城市河段,水体的总氮、总磷等营养盐水平显著高于一级和二级河流,使菱形藻属等耐污类群的丰富度增加(何琦等, 2011; 陈向等, 2017)。

流溪河优势种也具有较为明显的空间分布特征。一级河流中曲丝藻属全年占据优势,主要有溪生曲丝藻、极小曲丝藻等。一级河流多数位于山区,集水区较小,且无支流汇入,周围植被主要以森林为主,人为干扰较少,营养水平较低,流速较快,

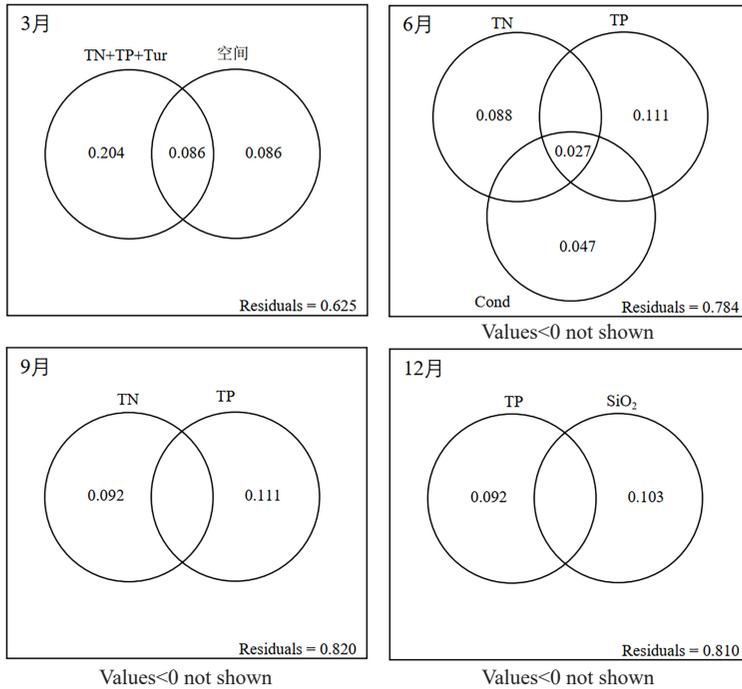
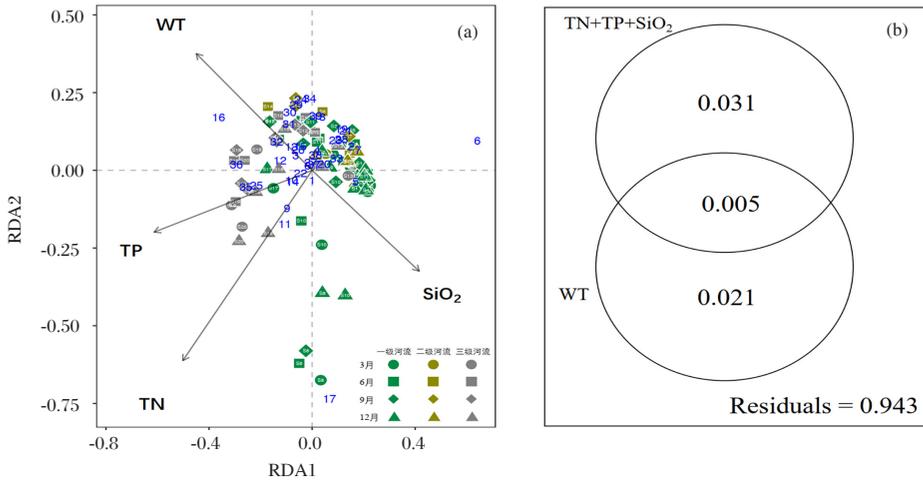


图 5 流溪河底栖硅藻群落 的方差分解

Fig.5 Variation partitioning of benthic diatom community in Liuxi River



1. 近赫德森曲壳藻单缝变种; 2. 链状曲丝藻; 3. 短小曲丝藻; 4. 三角帆头曲丝藻; 5. 极小曲丝藻; 6. 溪生曲丝藻; 7. 扁圆卵形藻; 8. 频繁平丝藻; 9. 奇异棍形藻; 10. 缩短菱形藻; 11. 克劳斯菱形藻; 12. 丝状菱形藻; 13. 泉生菱形藻; 14. 纤细菱形藻; 15. 隐生菱形藻; 16. 谷皮菱形藻; 17. 小双菱藻; 18. 膨胀桥弯藻; 19. 胀大桥弯藻; 20. 湖生内丝藻; 21. 小内丝藻; 22. 棒状异极藻; 23. 机灵异极藻; 24. 微小异极藻; 25. 越桔泥生藻; 26. 安东尼舟形藻; 27. 隐头舟形藻; 28. 隐细舟形藻; 29. 微小舟形藻; 30. 缝合舟形藻; 31. 短喙舟形藻; 32. 瞳孔鞍形藻; 33. 钝脆杆藻纤细变种; 34. 肘状针杆藻; 35. 颗粒沟链藻; 36. 梅尼小环藻; 37. 假具星碟星藻; 38. 具星碟星藻; 39. 可变直链藻

图 6 流溪河底栖硅藻群落冗余分析(a)和方差分解(b)

1. *A. subhudsonis* var. *kraeuselii*; 2. *A. catenatum*; 3. *A. exiguum*; 4. *A. latecephalum*; 5. *A. minutissimum*; 6. *A. rivulare*; 7. *C. placentula*; 8. *P. frequentissimum*; 9. *B. paradoxa*; 10. *N. brevissima*; 11. *N. clausii*; 12. *N. filiformis*; 13. *N. fonticola*; 14. *N. gracilis*; 15. *N. inconspicua*; 16. *N. palea*; 17. *S. minuta*; 18. *C. tumida*; 19. *C. turgidula*; 20. *E. lacustre*; 21. *E. minutum*; 22. *G. clavatum*; 23. *G. clevei*; 24. *G. parvulum*; 25. *L. goeppertiana*; 26. *N. antonii*; 27. *N. cryptocephala*; 28. *N. cryptotenella*; 29. *N. minima*; 30. *N. notha*; 31. *N. rostellata*; 32. *S. pupula*; 33. *F. capucina* var. *gracilis*; 34. *S. ulna*; 35. *A. granulata*; 36. *C. meneghiniana*; 37. *D. pseudostelligera*; 38. *D. stelligera*; 39. *M. varians*

Fig.6 RDA (a) and variation partitioning (b) of benthic diatom community in Liuxi River

有利于溪生曲丝藻和极小曲丝藻等具有附着能力的清洁指示种占优势。这个属的藻细胞可以分泌胞外物质,使其紧密附着在基质上生长,从而在很大程度上抵抗水流的干扰(Round et al, 1990)。以

上结果与何琦等(2011)对营养水平较低的增江流域一级河流中的底栖硅藻研究结果基本一致。流溪河的一级河流中S8样点的优势种为小双菱藻,不同于其他样点。这可能是由于该样点受采矿的

影响,水体中的重金属浓度较高,而小双菱藻比其他底栖硅藻种类更能耐受重金属污染,能够在重金属浓度较高的水体中占优势(Tapia, 2008)。三级河流中,菱形藻属、沟链藻属、小环藻属内的优势种类出现频次高于一、二级河流。这是因为三级河流样点位于河流中下游地区,人类活动频繁,干扰较大,所以谷皮菱形藻、梅尼小环藻、颗粒沟链藻等耐污种类占据优势。虽然S17样点也位于一级河流,但其处在一个工业园区内,水质较差,该样点优势种以具有污染耐受能力的谷皮菱形藻为主。

3.2 影响硅藻群落结构变化的主要因素

流溪河底栖硅藻的群落结构具有明显的时空异质性。曲壳藻科、舟形藻科、异极藻科、菱形藻科是流溪河底栖硅藻群落的主要类群。曲壳藻科和舟形藻科时空分布最广,丰水期曲壳藻科相对丰度低于枯水期,在一级河流中曲壳藻科相对丰度最低;但舟形藻科在丰水期时相对丰度比枯水期高,且三级河流中相对丰度较高;与一级、二级河流相比,菱形藻科在三级河流中具有较高相对丰度。

环境选择和扩散是决定底栖硅藻群落空间格局的关键驱动因子。对大型河流而言,物种在空间上的扩散促进物种移动及其在新位点定殖,而环境选择则能改变物种的丰度和组成,选择压力依赖于物种在局域环境中的生存能力和繁殖能力(Soininen, 2007; Liu et al, 2013)。Keck等(2018)对瑞典境内河流中616个样点的底栖硅藻研究发现,环境选择和扩散相关过程对硅藻群落结构有重要影响。Heino等(2012)对芬兰北方源头溪流的底栖硅藻研究,则认为环境选择比空间扩散更重要。流溪河是一条典型的中小型河流,流域跨度较小,环境选择是驱动流溪河底栖硅藻群落形成的主要因子,纯空间效应对底栖硅藻群落结构变异影响较小。Liu等(2013)对珠江流域的东江底栖硅藻研究表明,扩散比环境选择更能解释底栖硅藻群落结构。分析空间变量对流溪河底栖硅藻群落影响时发现,仅在春季(3月)具有一定的空间效应,而其他季节的空间效应不显著。可能是除早春外,其他季节降雨量较大,冲刷作用明显,数量效应的增加,减弱了底栖硅藻空间异质性。这种空间效应的季节性在Liu等(2013)报道的大型河流中更为明显。

在小型河流中,底栖硅藻群落结构的变化主要受环境选择驱动(Soininen, 2004)。在不同季节的环境因子均可以解释硅藻群落的变异,总氮、总磷、可溶性硅和浊度是影响流溪河硅藻群落结构

变异的主要因素;其中,与营养盐相关的变量对硅藻群落变异解释最强。Passy(2007)认为局域生境的硅藻丰富度是由其微生境的营养水平决定;对增江、汉江流域和长江中下游地区的研究也发现,影响底栖硅藻群落结构的主要环境因子是氮、磷营养盐浓度水平(董旭辉, 2004; 何琦等, 2011; Tan et al, 2014)。硅是细胞壁的主要构成元素,参与硅藻生长和代谢相关过程(Herth & Zugenmaier, 1977),可溶性硅浓度会影响Erie河口硅藻群落组成(Sgro et al, 2006);此外,浊度可以影响光的可利用性,从而影响硅藻群落结构。对芬兰5个生态区内197个河流样点的硅藻群落研究发现,浊度也是影响底栖硅藻群落变异的重要因子(Soininen et al, 2004)。全年的RAD显示,温度作为一个重要的环境变量,也影响着硅藻的群落结构。温度可以影响细胞的生理生化过程,如酶活性等,从而影响硅藻生长和分布(Stevenson et al, 1996)。温度对硅藻群落变异解释较小,可能是因为热带和亚热带全年温差较小所致。

参考文献

- 陈向,周伟奇,李伟峰,2017. 北京河流底栖硅藻沿城乡梯度带空间分布及其季节变化[J]. 生态学报, 37(10):3586-3595.
- 董旭辉,羊向东,潘红玺,2004. 长江中下游地区湖泊现代沉积硅藻分布基本特征[J]. 湖泊科学, 16(4):298-304.
- 国家环境保护总局,2002. 水和废水监测分析方法[M]. 北京:中国环境科学出版社.
- 韩诺,朱忆秋,肖利娟,等,2018. 一座河道型水库浮游植物与附着硅藻群落对环境变化的响应比较[J]. 应用与环境生物学报, 24(6):1263-1269.
- 何琦,韦桂峰,刘静,等,2011. 增江底栖硅藻种类多样性及分布特征[J]. 热带亚热带植物学报, 19(3):245-253.
- 吉冬青,文雅,魏建兵,等,2013. 流溪河流域土地利用景观生态安全动态分析[J]. 热带地理, 33(3):299-306.
- 吉冬青,文雅,魏建兵,等,2015. 流溪河流域景观空间特征与河流水质的关联分析[J]. 生态学报, 35(2):246-253.
- 克拉默,兰格-贝尔塔洛,2012. 欧洲硅藻鉴定系统[M]. 刘威,朱远生,黄迎艳,译,广州:中山大学出版社.
- 刘静,韦桂峰,胡朝,等,2013. 珠江水系东江流域底栖硅藻图集[M]. 北京:中国环境出版社.
- 刘静,林秋奇,邓培雁,等,2014. 东江水系底栖硅藻群落与生物监测[M]. 北京:中国环境出版社.
- 徐兆礼,陈亚瞿,1989. 东黄海秋季浮游动物优势种聚集强度与鲢鳙渔场的关系[J]. 生态学杂志, 8(4):13-15.
- 姚文婷,蔡德所,唐鑫,等,2015. 珠江流域西江支流贺江水体硅藻群落结构、分布和评估[J]. 湖泊科学, 27(1):86-93.

- 卓泉龙,林罗敏,王进,等,2018. 广州流溪河氮磷浓度的季节变化和空间分布特征[J]. 生态学杂志, 37(10):235-244.
- Chessman B C, Bate N, Gell P A, et al, 2007. A diatom species index for bioassessment of Australian rivers[J]. *Marine & Freshwater Research*, 58(6):542-557.
- Delgado C, Feio M J, Pardo I, et al, 2020. Effects of water temperature over benthic diatom communities: insights from thermal springs[J]. *Plant Ecology & Diversity*, 13(3/4): 325-337.
- Dijk G V, 1993. Dynamics and attenuation characteristics of periphyton upon artificial substratum under various light conditions and some additional observations on periphyton upon *Potamogeton pectinatus* L. [J]. *Hydrobiologia*, 252(2):143-161.
- Finlay B J, 2002. Global dispersal of free-living microbial eukaryote species[J]. *Science*, 296:1061-1063.
- Hansson L A, 1992. The role of food chain composition and nutrient availability in shaping algal biomass development [J]. *Ecology*, 73(1):241-247.
- Heino J, Bini L M, Karjalainen S M, et al, 2010. Geographical patterns of micro-organismal community structure: are diatoms ubiquitously distributed across boreal streams? [J]. *Oikos*, 119(1):129-137.
- Heino J, Grönroos M, Soininen J, et al, 2012. Context dependency and metacommunity structuring in boreal headwater streams[J]. *Oikos*, 121(4):537-544.
- Jost L, 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components[J]. *Ecology*, 88(10):2427-2439.
- Keck F, Franc A, Kahlert M, 2018. Disentangling the processes driving the biogeography of freshwater diatoms: A multiscale approach[J]. *Journal of Biogeography*, 45(7):1582-1592.
- Liu J, Soininen J, Han B P, et al, 2013. Effects of connectivity, dispersal directionality and functional traits on the metacommunity structure of river benthic diatoms[J]. *Journal of Biogeography*, 40(12):2238-2248.
- Muñoz I, Real M, Guasch H, et al, 2001. Effects of atrazine on periphyton under grazing pressure[J]. *Aquatic Toxicology*, 55(3/4):239-249.
- Passy S I, 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters[J]. *Aquatic Botany*, 86(2):171-178.
- Passy S I, 2010. A distinct latitudinal gradient of diatom diversity is linked to resource supply[J]. *Ecology*, 91(1):36-41.
- Pusch M, Fiebig D, Brettar I, et al, 1998. The role of micro-organisms in the ecological connectivity of running waters [J]. *Freshwater Biology*, 40(3): 453-495.
- Round F E, Crawford R M, Mann D G, 1990. *Diatoms: biology and morphology of the genera*[M]. London: Cambridge University Press.
- Sgro G V, Ketterer M E, Johansen J R, 2006. Ecology and assessment of the benthic diatom communities of four Lake Erie estuaries using Lange-Bertalot tolerance values[J]. *Hydrobiologia*, 561(1):239-249.
- Soininen J, 2004. Determinants of benthic diatom community structure in boreal streams: the role of environmental and spatial factors at different scales[J]. *International Review of Hydrobiology*, 89(2):139-150.
- Soininen J, Paavola R, Muotka T, 2004. Benthic diatom communities in boreal streams: community structure in relation to environmental and spatial gradients[J]. *Ecography*, 27:330-342.
- Soininen J, 2007. Environmental and spatial control of freshwater diatoms—a review[J]. *Diatom Research*, 22:473-490.
- Stevenson R J, Bothwell M L, Lowe R L, et al, 1996. *Algal ecology: Freshwater benthic ecosystem*[M]. San Diego: Academic Press.
- Stevenson J, 2014. Ecological assessments with algae: a review and synthesis[J]. *Journal of Phycology*, 50(3):437-461.
- Strahler A N, 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology[J]. *Transactions American Geophysical Union*, 38(6):913-920.
- Tan X, Xia X, Zhao Q, et al, 2014. Temporal variations of benthic diatom community and its main influencing factors in a subtropical river, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(1):434-444.
- Tapia P M, 2008. Diatoms as bioindicators of pollution in the Mantaro River, Central Andes, Peru[J]. *International Journal of Environment and Health*, 2(1):82-91.
- Tsoi W Y, Hadwen W L, Sheldon F, 2016. How do abiotic environmental variables shape benthic diatom assemblages in subtropical streams? [J]. *Marine & Freshwater Research*, 68(5):863-877.
- Verleyen E, Vyverman W, Sterken M, et al, 2009. The importance of dispersal related and local factors in shaping the taxonomic structure of diatom metacommunities[J]. *Oikos*, 118:1239-1249.
- Vyverman W, Verleyen E, Sabbe K, et al, 2007. Historical processes constrain patterns in global diatom diversity[J]. *Ecology*, 88:1924-1931.
- Herth W, Zugenmaier P, 1977. Ultrastructure of the chitin fibrils of the centric diatom *Cyclotella cryptica*[J]. *Journal of Ultrastructure Research*, 61(2):230-239.

Temporal and Spatial Heterogeneity of the Benthic Diatom Community and Influencing Factors in Liuxi River, South China

CHEN Ci¹, TAN Lin², ZHU Kun-peng¹, LIANG Ying-shan¹, HAN Nuo², WEI Gui-feng²

(1. Guangzhou Bureau of Hydrology, Guangdong Provincial Bureau of Hydrology, Guangzhou 510150, P.R. China;

2. Department of Ecology/Institute of Hydrobiology, Jinan University, Guangzhou 510632, P.R. China)

Abstract: Benthic diatoms respond quickly to changes in the river environment, and species composition and spatial distribution are widely used to indicate and assess river water quality and ecological status. Liuxi River, in northern Guangdong Province, is an important drinking water source and ecological conservation area for Guangzhou City. In this study, we explored the temporal and spatial heterogeneity of benthic diatoms and their responses to river hydrology and water quality. Further analysis was conducted to examine the effects of environmental and spatial variables on the benthic diatom community. The aim was to provide basic data and a reference for monitoring and managing Liuxi River. In March, June, September and December 2018, seasonal sampling of benthic diatoms and water quality monitoring was conducted at 20 sites from upstream to downstream representing three levels of stream order: 10 first-order river sites, 3 second-order river sites and 7 third-order river sites. A total of 276 benthic diatom species were detected during the investigation, including 55 genera, 9 families, 6 orders and 2 classes. Species diversity of benthic diatoms displayed obvious spatial and temporal heterogeneity. Seasonally, the richness and True Simpson indices of benthic diatoms were higher in wet season than in dry season. The relative abundance of Achnantheaceae exceeded 50% in dry season, higher than in wet season, but the relative abundance of Naviculaceae in wet season was higher than in dry season. Spatially, the species richness was the highest at third-order river sites and lowest at first-order river sites. Most dominant species came from *Achnantheidium* at first- and second-order river sites and from *Nitzschia* genera at third-order river sites. Along the river from the headwaters to downstream, the relative abundance of Achnantheaceae decreased, while that of Nitzschiacea increased. Redundancy analysis shows that both environmental variables and spatial variables had significant effects on the diatom community, but nutrients contributed more than spatial elements in explaining temporal and spatial variations of benthic diatom community in Liuxi River.

Key words: benthic diatoms; community structure; temporal and spatial heterogeneity; Liuxi River