

文章编号: 1674-5566(2020)05-0734-12

DOI:10.12024/jso.20200302960

上海市环城绿带休憩型河道浮游植物群落结构特征

曹毅^{1,2,3}, 李丽^{1,2,3}, 陈丽平^{1,2,3}, 刘其根^{1,2,3}, 胡忠军^{1,2,3}

(1. 上海海洋大学水产科学国家级实验教学示范中心, 上海 201306; 2. 上海海洋大学农业农村部鱼类营养与环境生态研究中心, 上海 201306; 3. 上海水产养殖工程技术研究中心, 上海 201306)

摘要: 2017 年对上海市环城绿带 11 条休憩型河道的浮游植物进行了季节调查, 分析了沉水植物对浮游植物群落结构的影响及其结构特征与环境因子的关系。共采集到浮游植物 8 门 83 属 143 种, 年均密度和生物量分别为 $(17.10 \pm 0.64) \times 10^6$ ind/L 和 (3.28 ± 0.58) mg/L, 其中蓝藻密度最高、硅藻生物量最大。有水草 (WSM) 和无水草河道 (NWSM) 浮游植物群落物种组成存在显著差异, 主要分歧种为微小平裂藻、颤藻 1 种和尖尾蓝隐藻, 前两个物种为 NWSM 类型河道的特征种, 后一物种为 WSM 类型河道的特征种。WSM 河道的密度 ($P < 0.001$)、生物量 ($P < 0.01$) 和丰富度指数 (R , $P < 0.001$) 均显著低于 NWSM 河道; 有水草和无水草河道群落的 Shannon 物种多样性指数 (H') 存在显著差异 ($P < 0.05$)、均匀度指数 (J) 不存在显著差异 ($P > 0.05$), 但季节和河道类型对它们有显著交互作用 ($P < 0.01$)。浮游植物密度与五日化学需氧量 (BOD_5)、高锰酸盐指数 (COD_{Mn})、氨氮 (NH_3-N)、总氮 (TN) 和总磷 (TP) 显著正相关, 生物量与 BOD_5 和 TN 显著正相关。 BOD_5 和沉水植物是影响浮游植物物种空间分布的重要因素, 多数参与 RDA 分析的主要浮游植物物种如微小平裂藻、颤藻 1 种、伪鱼腥藻 1 种、小球藻、直链藻 1 种在 BOD_5 比较高、无沉水植物的河道中密度较高, 尖尾蓝隐藻与沉水植物存在正相关关系。综合营养状态指数、指示物种法、 R 和 H' 指示这些河道已经富营养化且处于中污染状态, 无沉水植物河道使用 R 和有沉水植物河道使用 H' 进行水质评价更为合适。

关键词: 城市河流; 浮游植物; 群落结构; 沉水植物; 环境因子; 水质评价

中图分类号: Q 948.1 **文献标志码:** A

浮游植物作为江河湖库等水体生态系统的主要初级生产者, 是浮游动物、底栖动物以及鱼类等生物类群的主要食物来源, 同时也是水生生态系统中能量流动和物质循环的驱动因子^[1], 在一定程度上可决定物质循环和能量流动的方式^[2,3]。浮游植物对水质变化敏感, 环境因子变化对浮游植物生理活动及其群落结构(如物种组成和数量)和功能的影响很大, 其群落结构特征可以较准确地反映水体的水质状况及其动态变化, 是水环境质量的重要指示类群及其评价的重要指标^[4-9]。

河道对城市的防洪排涝、森林防火、引水灌溉、水运通航、休憩观赏和生态平衡等具有十分重要的作用, 城市河流作为资源和环境的载体, 关系到城市的生存和发展, 是影响城市风格和环

境质量的重要因素^[10]。城市河道由于生物群落结构简单, 食物链不合理, 易受到外界各种人为或非人为因素的干扰, 往往缺乏自我净化与维持的能力^[5], 导致水环境质量现状差, 水生生态系统非常脆弱。迄今为止, 国内外对内陆水体浮游植物群落及其在水环境质量评价方面的研究主要集中在湖泊、水库和河流^[8,11-19], 对城市河道开展的较少^[5,9-10,20-24]。

快速的城市化给城市带来了一些生态环境问题, 环城绿带作为抑制城市蔓延和促进生态环境保护的有效办法受到了广泛关注^[25]。上海在国内首次提出了环城绿带思想并于 1995 年开始建设环城绿带^[25]。目前, 学者集中对上海环城绿带的林带植物和土壤进行一些研究^[26], 但鲜见对该绿带河道水生生物方面的研究。本研究于

收稿日期: 2020-03-12 修回日期: 2020-08-24

基金项目: 国家重点研发计划项目(2017YFC0506003); 上海市科委重大项目专项(08DZ1203101, 08DZ1203102)

作者简介: 曹毅(1993—), 男, 硕士研究生, 研究方向为水域生态学。E-mail: 1445607519@qq.com

通信作者: 胡忠军, E-mail: zjhu@shou.edu.cn

2017 年对上海环城绿带 11 条休憩型河道的浮游植物进行了调查,比较了沉水植物对河道浮游植物群落结构特征的影响,并分析其结构特征与环境因子的关系和进行水质生物学评价,以期为上海市河道生态修复以及水环境质量评价提供基础数据和参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

根据上海市河道分类情况,沿中环绿带选取 11 条生态休憩型河道作为采样站点,每条河道设置 1 个采样点(图 1)。其中 S3 位于宝山区,S5 位于普陀区,S7 位于嘉定区,S9、S10、S11 位于长宁区,S15、S18、S21、S24 和 S25 位于浦东新区。S3、S11、S18 和 S24 水体中均种植有沉水植物,S11 除了有沉水植物外还进行了河道淤泥清除工程,在有水草河段的中心位置采样,其他 7 个站点为开放型河道,游客可在周边休憩玩耍。

1.2 样品采集与处理

于 2017 年 5 月、7 月、10 月、12 月中旬采集

浮游植物样品。浮游植物定量样品采集表底混合水样 1 000 mL,加 1.5% 的鲁哥试液固定,静置 24 ~ 48 h 后浓缩至 30 ~ 50 mL,在显微镜下进行种类鉴定^[26],然后计算浮游植物的物种组成、生物密度和生物量。

采集浮游植物样品时,测定并记录溶解氧(DO)、水温(WT)、pH 和透明度(SD)。依据《水和废水监测分析方法》对总氮(TN)、总磷(TP)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})、氨氮(NH₃-N)、五日生化需氧量(BOD₅)进行分析测定,叶绿素 a 采用丙酮萃取分光光度计法^[27]。同时,采样河道较浅(0.74 ± 0.06 m),通过直接观察及底栖动物和沉积物采集记录河道是否有沉水植物存在。经计算,中环绿带 11 条河流的水温平均为(19.56 ± 0.73) °C,pH 为 7.92 ± 0.05,SD 为(0.54 ± 0.03) m,DO 为(7.84 ± 0.27) mg/L,TN 为(2.47 ± 0.16) mg/L,TP 为(0.15 ± 0.02) mg/L,NH₃-N 为(1.06 ± 0.10) mg/L,BOD₅ 为(5.88 ± 0.26) mg/L,COD_{Mn} 为(7.88 ± 0.34) mg/L。

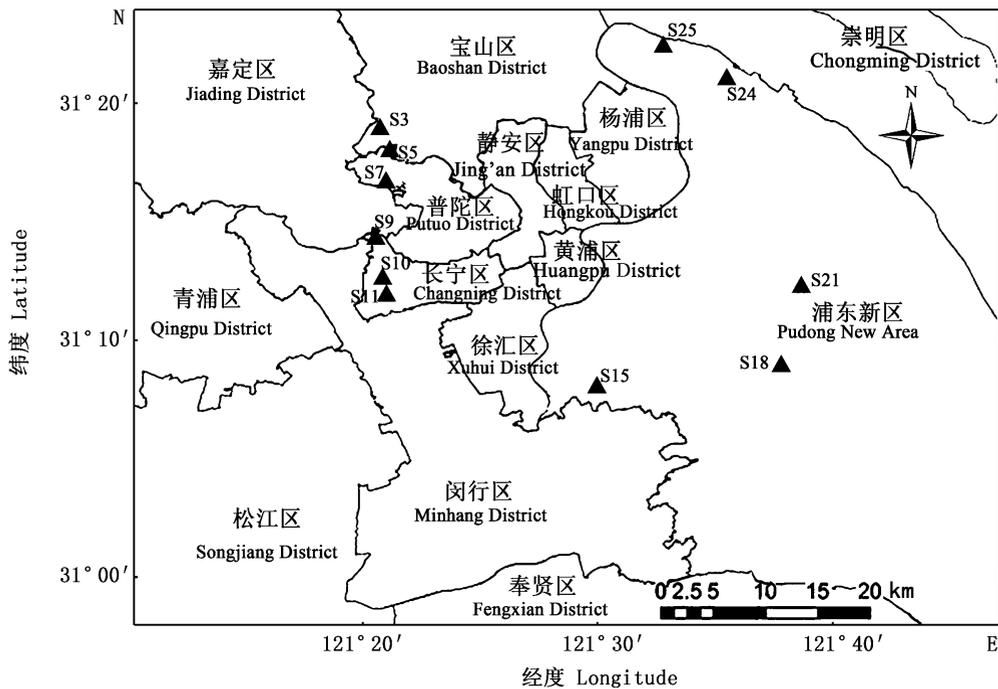


图 1 上海市环城绿带休憩型河道浮游植物采样站点分布

Tab. 1 Distribution of phytoplankton sampling stations in river courses for leisure of green belt around city in Shanghai

1.3 多样性计算及水质评价

采用 Shannon-Wiener 多样性指数 (H')、Pielou 均匀度指数 (J) 和 Margalef 丰富度指数 (R) 来评价河道水质^[6]:

$$H' = - \sum P_i \ln P_i \quad (1)$$

$$J = H' / \ln S \quad (2)$$

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

$$Y = F_i \cdot P_i \quad (4)$$

式中: $P_i = n_i / N$, 为第 i 种藻类的个数; N 为所有藻类总个数; S 为样品中藻类种类数; F_i 为第 i 种藻类在各站点出现的频率, 将优势度指数 $Y > 0.02$ 定为优势种^[5]。

将 H' 划分为 4 级: 0 ~ 1 为重污染, 1 ~ 2 为中污染, 2 ~ 3 为轻污染, $H' > 3$ 为清洁或无污染^[5]; 将 J 划分为 4 级: 0 ~ 0.3 为重度污染, 0.3 ~ 0.5 为中度污染, 0.5 ~ 0.8 为轻度污染, 0.8 ~ 1.0 为清洁^[5]; 将 R 划分为 5 级: 0 ~ 1 为多污型, 1 ~ 2 为 α -中污型, 2 ~ 3 为 β -中污型, 3 ~ 4 为寡污型, $R > 5$ 为清洁无污染水质^[22]。

采用综合营养状态指数 (TLI) 法进行水体富营养化程度评价, 选择 $Chl. a$ 、TP、TN、SD 和 COD_{Mn} 等 5 个参数计算 TLI:

$$TLI = \sum W_j \cdot TLI_j \quad (5)$$

式中: W_j 代表第 j 种参数的营养状态指数的相关权重, TLI_j 代表第 j 种参数的营养状态指数。TLI ($Chl. a$) = $10 \times (2.5 + 1.086 \times \ln Chl. a)$, TLI (TP) = $10 \times (9.436 + 1.624 \times \ln TP)$, TLI (TN) = $10 \times (5.453 + 1.694 \times \ln TN)$, TLI (SD) = $10 \times (5.118 - 1.94 \times \ln SD)$, TLI (COD_{Mn}) = $10 \times (0.109 + 2.661 \times \ln COD_{Mn})$ 。TLI < 30 为贫营养, 30 ~ 50 中营养, 50 ~ 60 轻度富营养化, 60 ~ 70 中度富营养化, > 70 重度富营养化。

1.4 统计分析

采用双因素方差分析探讨浮游植物现存量 and 多样性的季节变化和群落类型间的差异性, 数据分析前采用对数、平方根或立方根转换以满足正态分布和方差齐性。若存在交互作用, 则控制

季节采用非参数检验 (Mann-Whitney U test) 探讨群落类型间的差异, 或控制群落类型采用单因素方差分析探讨季节间差异。多重比较采用 Duncan 氏检验。

采用聚类分析 (CA) 和多维尺度分析 (MDS) 探讨沉水植物对浮游植物群落的影响, 运行 Primer 5.0 软件进行 CA 分析和 MDS 分析。采用压力系数 (Stress) 检验 MDS 的拟合优度, 当 $stress \leq 0.1$ 时, 说明具有较好的拟合度; 如果 $stress < 0.05$ 时, 认为该图形具有代表性。同时采用 ANOSIM 检验群落间是否存在显著差异, 并应用相似性百分比分析 (SIMPER) 探讨浮游植物物种对群落类型内相似性和类型间相异性的平均贡献率。以上所有分析基于出现频次 ≥ 2 且相对密度 $\geq 1\%$ 的物种矩阵, 对相对密度数据进行反正弦平方根转换, 并以欧式距离作为相异性指标。

运行 Canoco 4.53 软件分析浮游植物物种组成与环境因子的关系, 去趋势对应分析 (DCA) 结果显示使用冗余分析 (RDA) 更为合理。河道是否有沉水植物的数据也参与 RDA 分析, 有沉水植物赋值 1, 无沉水植物河道赋值 0。DCA 和 RDA 分析前对每个站点的浮游植物密度进行平均, 选择出现频次 ≥ 2 且 $N\% \geq 1\%$ 的物种, 并对物种密度和 pH 除外的环境因子数据进行对数转换。RDA 运行中对环境因子进行前向选择和蒙特卡洛检验 (999 次)。

2 结果

2.1 浮游植物群落物种组成

共调查到浮游植物 8 门 83 属 142 种, 其中绿藻门 32 属 61 种, 占 43.0%; 硅藻门有 23 属 40 种, 占 28.2%; 蓝藻门 13 属 19 种, 占 13.4%; 其他门共占比 15.5%, 包括裸藻门、甲藻门、隐藻门、黄藻门和金藻门, 分别有 5 属 9 种、4 属 5 种、3 属 5 种、2 属 2 种和 1 属 1 种; 有 6 个优势种, 其中微小平裂藻优势度最高 (表 1)。

表 1 浮游植物不同群落类型优势种

Tab.1 The dominant species in different phytoplankton community types

门 Phylum	优势种 Dominant species	优势度 Dominance		
		WSM	NWSM	整体 Total
蓝藻门 Cyanophyta	微小平裂藻 <i>Merismopedia tenuissima</i> (Mte)	0.005	0.250	0.192
	颤藻属 1 种 <i>Oscillatoria</i> sp. (Osc)	0.004	0.072	0.052
	伪鱼腥藻 <i>Pseudoanabaena</i> sp. (Pse)	0.008	0.062	0.051
绿藻门 Chlorophyta	小球藻 <i>Chlorella vulgaris</i> (Cvu)	0.026	0.030	0.029
硅藻门 Bacillariophyta	小环藻 <i>Cyclotella</i> sp. (Cyc)	0.052	0.011	0.012
	直链藻 <i>Melosira</i> (Mel)	0.016	0.030	0.025
隐藻门 Cryptophyta	尖尾蓝隐藻 <i>Chroomonas acuta</i> (Cac)	0.305	0.014	0.026
	嗜噬隐藻 <i>Cryptomonas erosa</i> (Cer)	0.024	0.003	0.004

注:表中 WSM 和 NWSM 分别表示有和无沉水植物河道浮游植物群落类型,粗体数字表示优势种

Notes: The abbreviations "WSM" and "NWSM" in table represent the community types of phytoplankton in rivers with and without submerged macrophyte, respectively. The bold digits represent dominant species

2.2 浮游植物群落的空间特征

聚类分析表明,中环绿带休憩型河道的浮游植物群落可以划分为 2 种类型(图 2),有沉水植物河道的 S3、S11、S18 和 S24 站点聚为一类(WSM),其他无沉水植物河道的 7 个站点聚为一类(NWSM)。MDS 分析显示压力系数为 0.1,证明图形有较好的拟合度,此群落划分可行。ANOSIM 也揭示浮游植物群落在有无水草河道间存在显著差异($R = 0.651, P < 0.01$)。SIMPER 分析表明,WSM 类型内平均相似性为 46.2%,其中尖尾蓝隐藻(*Chroomonas acuta*, 34.3%)、小球藻(*Chlorella vulgaris*, 10.2%)、伪鱼腥藻(*Pseudoanabaena*, 8.9%)、直链藻(*Melosira*, 7.4%)、小环藻(*Cyclotella* sp., 5.6%)、嗜噬隐藻(*Cryptomonas erosa*, 5.5%)的贡献较大;NWSM 群落类型内平均相似性为 57.9%,其中微小平裂藻(*Merismopedia tenuissima*, 14.1%)、伪鱼腥藻(14.1%)、颤藻属(*Oscillatoria* sp., 12.4%)、直链藻(8.0%)、小球藻(6.8%)和尖尾蓝隐藻(5.1%)的贡献率较高。两种群落类型间的平均相异性为 59.0%,主要分歧种为尖尾蓝隐藻(14.0%)、微小平裂藻(11.3%)和颤藻属(7.9%)。

WSM 类型河道绿藻门和硅藻门物种数较多均有 22 种,NWSM 类型河道绿藻门物种数最多有 58 种,其次为硅藻门 37 种,其他浮游植物种类在 WSM 和 NWSM 类型河道间相差不大,但在 WSM 类型河道中发现清洁水体指示物种,即金藻门锥囊藻属 1 种(*Dinobryon* sp.),而在 NWSM 类型河道未发现金藻门。WSM 类型河道有 4 个优

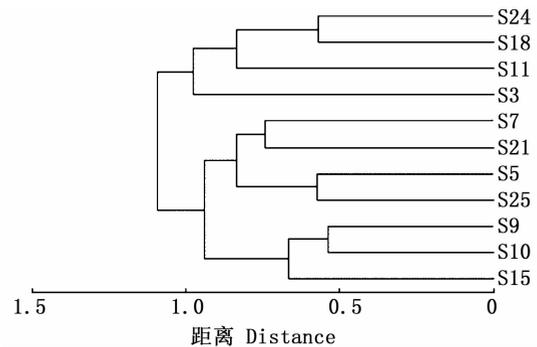


图 2 浮游植物物种组成空间聚类分析
Fig.2 Spatial clustering analysis of phytoplankton species composition

势种,尖尾蓝隐藻优势度最大;NWSM 类型河道有 5 个优势种,其中微小平裂藻优势度最高(表 1)。

2.3 浮游植物现存量季节变化及其在不同类型河道间的差异性

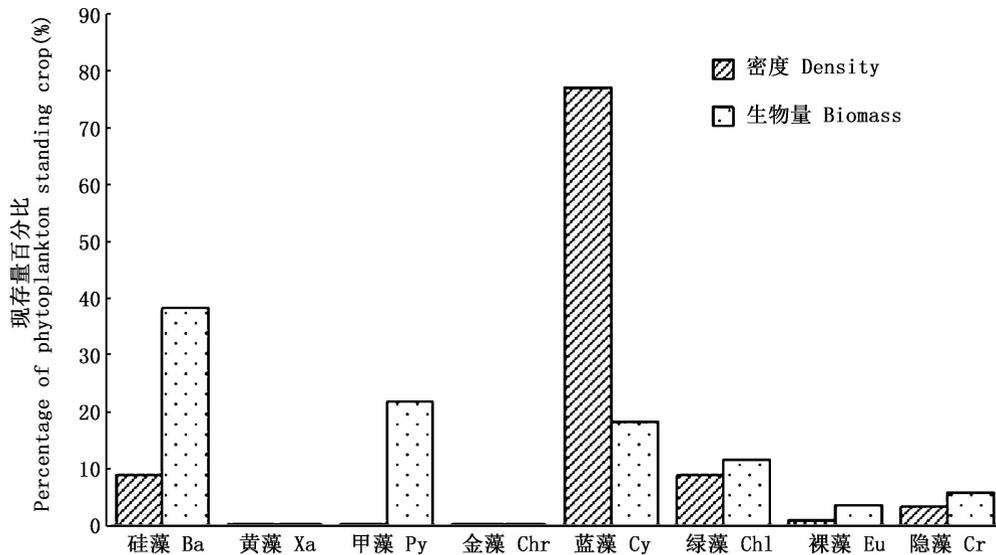
浮游植物年均密度为 $(17.10 \pm 0.64) \times 10^6$ ind/L,蓝藻为密度绝对优势门类,占总密度的 77.1%,其次为硅藻(9.0%)和绿藻(8.9%)(图 3)。年均生物量为 (3.28 ± 0.58) mg/L,硅藻生物量最高(38.3%),其次为甲藻(21.9%)和蓝藻(18.3%)。见图 3。

蓝藻门中的优势种包括微小平裂藻、颤藻和伪鱼腥藻,其密度在夏季较高,秋季其次,春冬季较低;小球藻夏冬秋三季较高,春季较低;尖尾蓝隐藻、小环藻和直链藻秋冬季较高,春夏季较低;嗜噬隐藻秋季较高,其他三季较低(图 4)。

双因素方差分析表明,密度在有无水草类型河道($F = 49.127, P < 0.001$)和季节($F = 7.803,$

$P < 0.001$) 间均存在显著差异,生物量在有无水草类型河道间存在显著差异 ($F = 10.569, P = 0.002 < 0.01$),但在季节间无显著差异 ($F =$

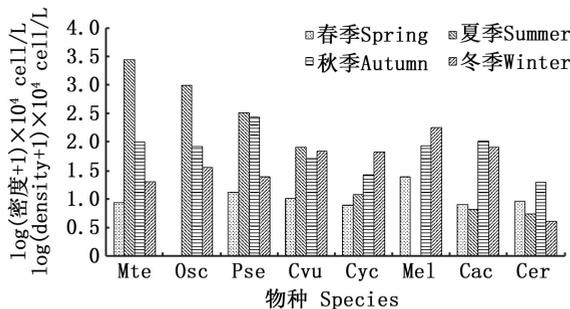
$0.970, P = 0.417 > 0.05$),同时两者在不同河道类型和季节间均不存在交互作用(密度: $F = 2.126, P = 0.114$;生物量: $F = 0.519, P = 0.672$)。



Ba: Bacillariophyta, Xa: Xanthophyta, Py: Pyrrophyta, Chr: Chrysophyta, Cy: Cyanophyta, Chl: Chlorophyta, Eu: Euglenophyta, Cr: Cryptophyta

图3 浮游植物各个门类密度和生物量比例

Fig. 3 The proportions of the density and biomass of different phytoplankton phyla



Mte. 微小平裂藻 *Merismopedia tenuissima*; Osc. 颤藻属 1 种 *Oscillatoria* sp.; Pse. 伪鱼腥藻 *Pseudoanabaena* sp.; Cvu. 小球藻 *Chlorella vulgaris*; Cyc. 小环藻 *Cyclotella* sp.; Mel. 直链藻 *Melosira*; Cac. 尖尾蓝隐藻 *Chroomonas acuta*; Cer. 嗜噬隐藻 *Cryptomonas erosa*

图4 河道主要浮游植物物种密度的月份变化

Fig. 4 Monthly density change of the dominant phytoplankton species in our studied rivers

WSM 类型河道的浮游植物密度 [$(1.81 \pm 0.57) \times 10^6$ ind/L] 显著低于 NWSM 类型河道 [$(25.84 \pm 9.73) \times 10^6$ ind/L], WSM 类型河道中隐藻 (占 39.6%)、蓝藻 (24.1%)、硅藻 (19.2%)

密度较高, NWSM 类型河道中蓝藻密度占绝对优势 (79.2%), 其次为绿藻 (8.8%) 和硅藻 (8.6%)。WSM 类型河道生物量 [(2.00 ± 1.01) mg/L] 显著低于 NWSM 类型河道 [(4.00 ± 0.67) mg/L], WSM 类型河道中甲藻门生物量占优势 (占 70.5%), 硅藻 (12.1%) 和隐藻 (9.0%) 次之, NWSM 类型河道硅藻生物量最高 (占 45.8%), 其次为蓝藻 (22.9%) 和绿藻 (14.0%)。

Duncan 氏多重比较表明, 夏季浮游植物密度 ($48.95 \pm 23.05 \times 10^6$ cell/L) 显著高于春季 ($1.99 \pm 0.66 \times 10^6$ cell/L) 和冬季 ($6.14 \pm 1.78 \times 10^6$ cell/L), 秋季 ($11.33 \pm 0.51 \times 10^6$ cell/L) 显著高于春季, 其他季节两两间无显著差异。

2.4 多样性指数时空变化

双因素方差分析表明, R ($F = 57.517, P < 0.001$) 和 H' ($F = 8.834, P = 0.005 < 0.01$) 在不同类型河道间存在显著差异, 无季节性差异 (R : $F = 1.606, P = 0.205 > 0.005$; H' : $F = 1.323, P = 0.282 > 0.05$); J 在不同类型河道间无显著差异 ($F = 0.821, P = 0.371$), 但存在显著的季节性差异 ($F = 5.885, P = 0.002 < 0.01$); R 在河道类型

和季节间无交互作用 ($F = 0.767, P = 0.520 > 0.005$), 但 H' ($F = 6.128, P = 0.002 < 0.01$) 和 J ($F = 6.692, P = 0.001 < 0.01$) 存在显著的交互作用(图 5)。

NWSM 类型河道的 R 显著高于 WSM 类型河道。曼-惠特尼 U 检验显示, 春季 WSM 类型河道的 H' 显著高于 NWSM (Mann-Whitney U test, $Z = 2.646, P = 0.006 < 0.01$), 秋季亦然 ($Z = 2.646, P = 0.006 < 0.01$), 夏季 ($Z = 1.701, P = 0.109 > 0.05$) 和冬季 ($Z = 1.890, P = 0.073 > 0.05$) 两个季节 H' 在类型河道类型间无差异。单因素方差分析表明, WSM 类型河道的 J 不存在显著季节差异 ($F = 2.503, P = 0.109 > 0.05$), 但 NWSM 类型河道季节间差异显著 ($F = 15.512, P < 0.001$); Duncan 氏多重比较表明, NWSM 类型河道夏季的 J 值明显低于其他 3 个季节, 其他季节两两间差异不显著(图 5)。

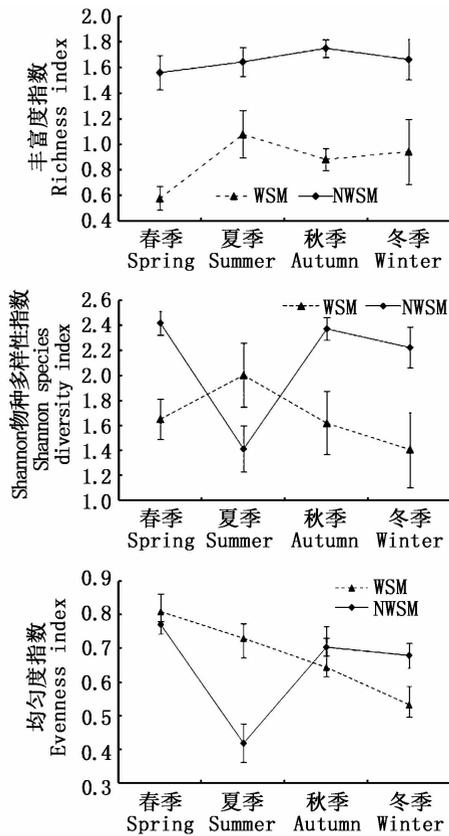


图 5 浮游植物多样性在群落类型间差异及月份变化
Fig. 5 Differences of diversity indices of phytoplankton between community types and their seasonal changes

2.5 浮游植物现存量与环境因子的相关性分析
相关性分析表明, 浮游植物密度与 BOD_5 、 COD_{Mn} 、 NH_3-N 、TN 和 TP 显著正相关, 生物量与 BOD_5 和 TN 显著正相关(表 2)。

表 2 浮游植物现存量 and 多样性指数与环境因子间的相关系数

Tab. 2 Correlation coefficients between standing crop and diversity and environmental factors

环境因子 Environmental factor	生物密度 Density	生物量 Biomass
BOD_5	0.499 **	0.424 **
COD_{Mn}	0.489 **	0.251
NH_3-N	0.432 **	0.197
TN	0.554 **	0.360 *
TP	0.335 *	0.152

注: “**”和“*”表示极显著 ($P < 0.01$) 或显著 ($P < 0.05$) 相关
Notes: “**” and “*” denote significant correlation at $\alpha = 0.01$ and $\alpha = 0.05$, respectively

2.6 浮游植物物种组成空间分布的影响因素

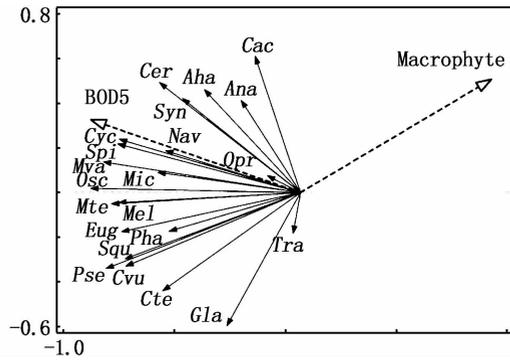
RDA 前 2 轴特征值分别为 0.560 和 0.066, 解释了上海河道浮游植物群落总变异的 62.5%。轴 1 和轴 2 浮游植物物种与环境因子的相关性分别达到了 0.970 和 0.804, 表明物种与环境因子具有较强的相关性。第 1 轴主要与 BOD_5 负相关 (-0.916)、与沉水植物正相关(0.835), 第 2 轴与沉水植物(0.408)和 BOD_5 (0.263) 均正相关。大部分浮游植物物种出现在 BOD_5 比较高的水域, 在有沉水植物的河道大部分物种的密度比较低。

2.7 水质评价

环城绿带休憩型有沉水植物河道的 R 为 0.866 ± 0.090 、 H' 为 1.670 ± 0.123 、 J 为 0.678 ± 0.042 , 分别显示为这类河道处在多污型、中污染状态和轻度污染。无沉水植物河道 R 为 1.653 ± 0.059 、 H' 为 2.105 ± 0.102 、 J 为 0.642 ± 0.032 , 分别说明此类河道分别处于 α -中污型、轻污染和轻度污染。

综合来看, 有和无沉水植物河道浮游植物群落的 R 平均为 1.367 ± 0.076 、 H' 为 1.947 ± 0.084 、 J 为 0.655 ± 0.025 , 分别显示研究河道处于 α -中污型、中污染状态和轻污染状态。WSM 类型河道的 TLI 值为 55.35, 表明水质为轻度富营养化; NWSM 类型河道 TLI 为 68.30, 指示水质

为中度富营养化。



Aha: 集星藻 *Actinastrum hantzschii*, Ana: 鱼腥藻属 *Anabaena*, Cac: 尖尾蓝隐藻 *Chroomonas acuta*, Cer: 嗜噬隐藻 *Cryptomonas erosa*, Cte: 四足十字藻 *Crucigenia tetrapedia*, Cyc: 小环藻 *Cyclotella sp.*, Cvu: 小球藻 *Chlorella vulgaris*, Eug: 裸藻属 *Euglena*, Gla: 华美十字藻 *Grucigenia lauterbornii*, Mva: 变异直链藻 *Melosira varians*, Mic: 微囊藻属 *Microcystis*, Mte: 微小平裂藻 *Merismopedia tenuissima*, Mel: 直链藻 *Melosira*, Nav: 舟形藻属 *Navicula*, Osc: 颤藻属 *Oscillatoria*, Opr: 巨颤藻 *Oscillatoria princeps*, Pha: 扁裸藻 *Phacus*, Spi: 螺旋藻属 *Spirulina*, Pse: 伪鱼腥藻属 *Pseudanabaena*, Syn: 黄群藻属 *Synura*, Squ: 四尾栅藻 *Scenedesmusquadricauda*, Tra: 囊裸藻属 *Trachelomonas*

图 6 浮游植物物种-环境因子冗余分析排序图
Fig. 6 Ordination map of redundancy analysis (RDA) of phytoplankton species-environmental factors

3 讨论

3.1 水质生物学评价与综合营养状态的一致性分析

综合营养状态指数 (TLI) 显示, 本研究调查河道水体处于轻度富营养-中度富营养化状态, 与浮游植物 Shannon 物种多样性指数 (H') 及丰富度指数 (R) 评价的中污染状态基本吻合, 但均匀度指数显示河道处于轻污染程度, 说明浮游植物的均匀度指数不适合评价上海市环城绿带休憩型河道的水环境质量。微小平裂藻、尖尾蓝隐藻、嗜噬隐藻和小球藻均可成为富营养化或污染较严重水体的优势种^[12-14, 21, 29-30], 颤藻属、伪鱼腥藻属、小环藻属以及直链藻属或者这些属的一些物种也能在富营养化或污染较严重水体中占优势^[11-12, 29-32], 以上这些种属均为本研究河道浮游植物群落的优势种属, 这说明水质评价的指示物种法与 TLI 及 H' 和 R 评价结果较为吻合。

从不同类型河道来看, 有沉水植物河道浮游植物的 H' 评价得到中污染状态与 TLI 评价得到的轻度富营养化比较一致, 无沉水植物河道浮游植物的 R 评价得到的 α -中污型污染程度与 TLI 评价的中度富营养化比较符合, 说明适合使用 H'

评价上海市有水草河道的水体质量、使用 R 评价无沉水植物河道的污染程度。

通过比较发现, 不同学者报道^[5, 21] 的上海市河道浮游植物优势种属、污染指示种不尽一致, 一方面可能与调查的年份特别是季节不一样所导致, 如李为星等^[21] 和姜雪芹等^[5] 分别是在 2011 年 8 月和 2007—2008 年冬季采样, 而本文是季节调查; 另一方面可能与城市河道是不稳定生态系统有关^[5]。李为星等^[21] 曾提出尖尾蓝隐藻、嗜噬隐藻和梅尼小环藻等 9 个浮游植物物种为上海市城郊河道污染指示种, 本文发现蓝隐藻、嗜噬隐藻和小环藻 1 种是有沉水植物河道的优势种、非无沉水植物河道的优势种, 因此说明这 3 个物种为有沉水植物富营养化河道污染指示种。尽管在前两篇文献报道中伪鱼腥藻不是上海市富营养化河道的优势种, 但本文结果显示该物种为无沉水植物富营养化河道的优势种, 说明该物种也能作为上海市河道污染指示种。

3.2 沉水植物对河道浮游植物群落结构的影响

沉水植物可以通过化感效应、遮蔽光照、降低水体氮磷浓度、降低蓝藻对其它浮游植物物种的竞争优势, 以及为浮游动物提供庇护所而增加对浮游植物的摄食压力等直接或间接作用, 改变浮游植物的群落结构如物种组成、密度、生物量以及物种多样性^[33-35]。本研究表明, 有沉水植物河道的浮游植物群落 (WSM) 密度和生物量均显著低于无沉水植物河道 (NWSM), RDA 分析也显示大多数浮游植物物种密度与水草负相关 (图 5), 说明水草能显著抑制浮游植物的生长和繁殖^[34-36]。

水草存在与否显著影响浮游植物群落的物种组成特别是优势种组成, 大量研究表明, 水草修复前后, 浮游植物群落物种组成会发生较大的变化, 优势种一般从蓝藻门和绿藻门物种为主转变为以隐藻门、硅藻门和/或绿藻门物种为主^[31, 37-40], 或蓝藻门物种如微囊藻占优势转变为绿藻门物种如小球藻占优势^[35]。本研究结果与此类似, WSM 河道的物种组成与 NWSM 河道存在显著差异, WSM 类型河道优势种包括隐藻门的尖尾蓝隐藻和嗜噬隐藻、绿藻门的小球藻和硅藻门的小环藻; NWSM 类型河道优势种包括蓝藻门的微小平裂藻、颤藻和伪鱼腥藻, 绿藻门的小球藻和硅藻门的直链藻, 其中微小平裂藻、颤藻和

尖尾蓝隐藻为两种河道类型的主要分歧种,微小平裂藻和颤藻为 NWSM 类型河道的主要特征种,尖尾蓝隐藻为 WSM 类型河道的主要特征种。平裂藻、颤藻等蓝藻是小型藻类,个体细胞微小,单位体重表面积大,对光照和营养盐等资源的响应时间短^[38],这可能导致了本文调查的无水草且富营养化程度更高河道中的微小平裂藻和颤藻比其它浮游植物物种更具竞争优势,特别是在水温较高的季节能快速生长从而导致蓝藻水华,夏季这两种藻类的密度达 58.8×10^6 cell/L,占该季节藻类总密度的 77.5%,年均密度也高达全年总密度的 60.5%。

隐藻门物种个体较小、沉降速率低、繁殖能力强、生长速率快、对光照的要求比较低、且其能在水层中迁移,获取营养物质的能力较强,这些特征使该门中的一些代表性物种如尖尾蓝隐藻在某些特定季节和环境条件下具有竞争优势。在光照强度比较低的冬春季和秋冬季,尖尾蓝隐藻分别为武汉月湖^[37]和安庆新洲水域^[17]浮游植物群落的优势种,甚至能成为一些富营养化湖泊如上海淀山湖和滴水湖 4 个季节的优势种^[13-14]。大型水生植被的重建,消耗了水体中氮磷等营养物质,同时抑制了浮游植物的光合作用,尖尾蓝隐藻成为我国水生植物重建湖泊或种植水体如惠州西湖、武汉月湖及上海青草沙水库实验池的优势种^[31,37-39]。本文 RDA 显示,尖尾蓝隐藻密度与沉水植物有一定的正相关关系(图 5),说明沉水植物的存在有利于它的生长,其占了沉水植物河道(WSM)浮游植物年均密度的 34.9%,秋季和冬季比例更高,分别占了 57.6%和 38.3%。

不少大型水生植物修复湖泊和种植实验小水体发现,水生植物成功种植或重建后浮游植物的 Shannon 物种多样性(H')、丰富度指数(R)和均匀度指数(J)显著或明显高于种植或重建前^[36,39-40],或 H' 显著高于种植或重建前^[38],或大型水生植物修复示范区 R 高于未修复区^[31],但也有报道表明,仅 H' 存在显著差异,而 R 无显著变化^[35]。与这些研究不同的是,本研究中 WSM 类型河道的 R 显著低于 NWSM 类型河道,与滇池藻类生态系统浮游细菌物种丰富度显著高于草型生态系统^[41]类似。这可能与以下原因有关,一方面有水草河道的沉水植物种植时间短、生态系统不稳定,适合在草型系统中的浮游植物物种还

没有发展起来,但适合在藻型水体中生长生存的物种消失的较快;另一方面,本研究中有水草河道是小型河道,采样点周围水域沉水植物覆盖度大,生境较为单一,而上述文献研究者是在较大水体如整个湖泊或湖泊的某块区域中种植水草,而在其他区域存在未种植水草的区域,生境异质性较高,从而导致上述文献所报道的有水草区域的 R 高于或显著高于无水草区域。

3.3 其他理化因子对浮游植物群落结构的影响

一般而言,生物包括浮游植物群落现存量(总密度和生物量)随营养盐浓度的变化呈单峰分布,即开始随着营养盐浓度的增加而增加,当营养盐浓度达到某一阈值浮游植物现存量最高,之后逐渐下降^[42];但不同的物种对营养盐浓度的响应阈值不一致,污染敏感物种的营养盐阈值较低、耐污染物种的较高。BOD₅、COD_{Mn}、NH₃-N、TN 和 TP 能指示水体营养盐浓度,是表征水体污染程度的重要环境因子。很多研究表明,浮游植物群落总密度和/或总生物量与以上一种或者多种环境因子显著正相关^[35,40,43-45];一些采用多元统计分析的研究报道,浮游植物物种的时空分布受到多种环境因子如 BOD₅ 及沉水植物等环境因子的影响^[46-47]。与此一致,本文研究河道的浮游植物总密度和生物量也与 BOD₅、COD_{Mn}、NH₃-N、TN 和 TP 显著正相关,浮游植物主要物种均与 BOD₅ 呈正相关关系,表明这些物种的污染耐受能力较强,吉林查干湖丰水期浮游植物优势属也倾向于生活在高磷素、高 BOD₅ 的生境中^[46]。

参考文献:

- [1] ROUSSEAU C S, GREGG W W. Interannual variation in phytoplankton primary production at a global scale [J]. Remote Sensing, 2014, 6(1): 1-19.
- [2] CHEW L L, CHONG V C, TANAKA K, et al. Phytoplankton fuel the energy flow from zooplankton to small nekton in turbid mangrove waters[J]. Marine Ecology Progress Series, 2012, 469: 7-24.
- [3] ZHANG P Y, TANG H J, GONG Z J, et al. Phytoplankton abundance constrains planktonic energy subsidy to benthic food web[J]. Journal of Ecosystem & Ecography, 2014, 4(1): 1-5.
- [4] SUIKKANEN S, LAAMANEN M, HUTTUNEN M. Long-term changes in summer phytoplankton communities of the open northern Baltic Sea[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2007, 71(3/4): 580-592.
- [5] 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, 140.
- 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, 140.
- [6] 王俊莉, 刘冬燕, 古滨河, 等. 基于浮游植物群落的安徽太平湖水环境生态评价[J]. 湖泊科学, 2014, 26(6): 939-947.
- WANG J L, LIU D Y, GU B H, et al. Environmental assessment of Lake Taiping (Anhui Province) based on a phytoplankton community analysis [J]. Journal of Lake Sciences, 2014, 26(6): 939-947.
- [7] 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.
- WANG Y B, HOU Z Y, YE B B, et al. The characteristics of spatial and temporal variations of phytoplankton in Poyang Lake and their influencing factors [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015, 35(5): 1310-1317.
- [8] 朱为菊, 庞婉婷, 尤庆敏, 等. 淮河流域春季浮游植物群落结构特征及其水质评价[J]. 湖泊科学, 2017, 29(3): 637-645.
- ZHU W J, PANG W T, YOU Q M, et al. Phytoplankton community structure and the evaluation of water quality in spring, Huaihe River Basin [J]. Journal of Lake Sciences, 2017, 29(3): 637-645.
- [9] 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.
- 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.
- [10] 方慷, 刘存歧, 杨军. 大清河水系保定段城市河道浮游植物群落结构及水质评价[J]. 水生态学杂志, 2013, 34(3): 25-31.
- FANG K, LIU C Q, YANG J. Assessment on phytoplankton community structure and water quality of Baoding city watercourse in Daqinghe Basin [J]. Journal of Hydroecology, 2013, 34(3): 25-31.
- [11] 李秋华, 陈丽丽, 夏品华, 等. 贵州百花湖麦西河河口浮游植物群落结构及与环境因子关系[J]. 湖泊科学, 2011, 23(4): 612-618.
- LI Q H, CHEN L L, XIA P H, et al. Structure of phytoplankton community and its relationship with environmental factors at the estuary of Maixi River in Baihua Reservoir, Guizhou Province [J]. Journal of Lake Sciences, 2011, 23(4): 612-618.
- [12] 王丽卿, 施荣, 季高华, 等. 淀山湖浮游植物群落特征及其演替规律[J]. 生物多样性, 2011, 19(1): 48-56.
- WANG L Q, SHI R, JI G H, et al. Phytoplankton community structure and its succession in Dianshan Lake [J]. Biodiversity Science, 2011, 19(1): 48-56.
- [13] 童琰, 马明睿, 林青, 等. 滴水湖浮游植物时空分布动态及其影响因子[J]. 长江流域资源与环境, 2012, 21(12): 1499-1506.
- TONG Y, MA M R, LIN Q, et al. Dynamics of spatial and temporal distribution of phytoplankton and related affecting factors in the Dishui Lake [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2012, 21(12): 1499-1506.
- [14] 徐春燕, 俞秋佳, 徐凤洁, 等. 淀山湖浮游植物优势种生态位[J]. 应用生态学报, 2012, 23(9): 2550-2558.
- XU C Y, YU Q J, XU F J, et al. Niche analysis of phytoplankton's dominant species in Dianshan Lake of East China [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, 23(9): 2550-2558.
- [15] 胡忠军, 莫丹玫, 周小玉, 等. 千岛湖浮游植物群落结构时空分布及其与环境因子的关系[J]. 水生态学杂志, 2017, 38(5): 46-54.
- HU Z J, MO D M, ZHOU X Y, et al. Spatial and seasonal distribution of phytoplankton in Qiandao lake and relationship with environmental factors [J]. Journal of Hydroecology, 2017, 38(5): 46-54.
- [16] 严文逸, 王绍祥, 顾静, 等. 青草沙水库浮游藻类群落组成及其与环境因子的关系[J]. 上海海洋大学学报, 2017, 26(1): 75-84.
- YAN W Y, WANG S X, GU J, et al. Composition of planktonic algae community and its relationship with environmental factors in Qingcaosha Reservoir [J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2017, 26(1): 75-84.
- [17] 张家路, 王银平, 蔺丹清, 等. 安庆新洲水域浮游植物群落结构特征[J]. 上海海洋大学学报, 2019, 28(5): 680-688.
- ZHANG J L, WANG Y P, LIN D Q, et al. Characteristics of community structure of phytoplankton of Xinzhou waters in Anqing [J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2019, 28(5): 680-688.
- [18] 张家路, 王银平, 蔺丹清, 等. 扬中夹江浮游植物种群特征及其对环境因子的响应[J]. 上海海洋大学学报, 2019, 28(4): 607-615.
- ZHANG J L, WANG Y P, LIN D Q, et al. Phytoplankton community structure in Ji Jiang in Yangzhou Estuary and its relation to environmental factors [J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2019, 28(4): 607-615.
- [19] 张真, 胡忠军, 史先鹤, 等. 千岛湖浮游植物群落结构及功能群的划分[J]. 上海海洋大学学报, 2019, 28(1): 37-48.
- ZHANG Z, HU Z J, SHI X H, et al. Community structures and functional groups of phytoplankton in Qiandao Lake [J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2019, 28(1): 37-48.
- [20] 万蕾, 朱伟, 操家顺, 等. 苏州重污染河道水体浮游植物消长规律初探[J]. 长江流域资源与环境, 2006, 15(2): 237-243.
- WANG L, ZHU W, CAO J S, et al. Growth of phytoplankton

- in polluted river in Suzhou city [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2006, 15(2): 237-243.
- [21] 李为星,徐玉萍,王丽卿,等.上海市城郊河道夏季浮游植物群落结构及水质评价[J].上海海洋大学学报,2013,22(3):357-363.
- LI W X, XU Y P, WANG L Q, et al. Assessment of phytoplankton community structure and water quality in the seven suburb rivers of Shanghai in summer [J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2013, 22(3): 357-363.
- [22] 周振明,陈朝述,刘可慧,等.漓江桂林市市区段夏季浮游植物群落特征与水质评价[J].生态环境学报,2014,23(4):649-656.
- ZHOU Z M, CHEN C S, LIU K H, et al. Phytoplankton community and water quality in guilin city section of Lijiang River in Summer, China [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(4): 649-656.
- [23] 罗梅,刘昔,陈国梁,等.城市景观河道浮游植物与水质评价[J].环境工程学报,2016,10(12):7380-7386.
- LUO M, LIU X, CHEN G L, et al. Phytoplankton and water quality evaluation in a riverway of urban landscape [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2016, 10(12): 7380-7386.
- [24] 马婕,申利亚,何培民,等.苏州城区河道浮游植物功能群演替特征及其对环境因子的响应[J].上海海洋大学学报,DOI:10.12024/JSOU.20191202886.
- MA J, SHEN L Y, HE P M, et al. Succession characteristics and responses to environmental factors of phytoplankton functional groups in river courses in the urban area of Suzhou City [J]. Journal of Shanghai Ocean university, DOI: 10.12024/JSOU.20191202886.
- [25] 祁舒展,姜卫兵,魏家星.我国环城绿带的发展:问题、对策与展望[J].中国城市林业,2017,15(3):11-15.
- QI S Z, JIANG W B, WEI J X. Ring road greenbelts in China: problems, countermeasures and prospects [J]. Journal of Chinese Urban Forestry, 2017, 15(3): 11-15.
- [26] 孙诗雨,王云.上海环城绿带百米林带植物群落特征调查[J].上海交通大学学报(农业科学版),2018,36(6):8-14.
- SUN S Y, WANG Y. Investigation and study on the features of plant communities of Shanghai Green Belt [J]. Journal of Shanghai Jiaotong University (Agricultural Science), 2018, 36(6): 8-14.
- [27] 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.
- ZHANG Z S, HUANG X F. Freshwater plankton research methods [M]. Beijing: Science Press, 1991.
- [28] 李振国,卢军,王国祥,等.分光光度法测定浮游植物叶绿素a的比较研究[J].中国环境监测,2006,22(2):21-23.
- LI Z G, LU J, WANG G X, et al. Comparison of measurement of phytoplankton chlorophyll-a concentration by spectrophotometry [J]. Environmental Monitoring in China, 2006, 22(2): 21-23.
- [29] 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.
- 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.
- [30] 郭坤,杨德国,彭婷,等.湖北省长湖浮游植物优势种生态位分析[J].湖泊科学,2016,28(4):825-834.
- GUO K, YANG D G, PENG T, et al. Ecological niche analysis of dominant species of phytoplankton in Lake Changhu, Hubei Province [J]. Journal of Lake Sciences, 2016, 28(4): 825-834.
- [31] 陈亮,张修峰,刘正文.惠州西湖浮游植物群落对生态系统修复的响应[J].武汉植物学研究,2010,28(4):453-459.
- CHEN L, ZHANG X F, LIU Z W. The response of a phytoplankton community to ecosystem restoration in Huizhou West Lake [J]. Journal of Wuhan Botanical Research, 2010, 28(4): 453-459.
- [32] 蓝于倩,袁一文,彭亮,等.江谷水库鱼类网箱养殖富营养化及浮游植物功能群的指示作用[J].生态环境学报,2015,24(6):1028-1036.
- LAN Y Q, YUAN Y W, PENG L, et al. Cage cultural eutrophication and phytoplankton functional groups as Bio-indicators in Jianggu Reservoir (Zhaoqing City, Guangdong Province) [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, 24(6): 1028-1036.
- [33] 高健,周敏,闵婷婷,等.惠州西湖生态修复对浮游植物功能类群的影响[J].生态科学,2013,32(5):540-545,563.
- GAO J, ZHOU M, MIN T T, et al. Response of the phytoplankton functional groups to ecological restoration in Huizhou Lake [J]. Ecological Science, 2013, 32(5): 540-545, 563.
- [34] 姚远,贺锋,胡胜华,等.沉水植物化感作用对西湖湿地浮游植物群落的影响[J].生态学报,2016,36(4):971-978.
- YAO Y, HE F, HU S H, et al. Effects of allelopathy of submerged macrophytes on the phytoplankton community collected from the west part of the West Lake wetland in Hangzhou, China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(4): 971-978.
- [35] ZENG L, HE F, ZHANG Y, et al. How submerged macrophyte restoration promotes a shift of phytoplankton community in a shallow subtropical lake [J]. Polish Journal of Environmental Studies, 2017, 26(3): 1363-1373.
- [36] 张明珠,余帆洋,唐清华,等.白云湖水生态构建示范区浮游植物群落初步研究[J].环境科学与技术,2015,38(6):88-92.
- ZHANG M Z, YU F Y, TANG Q H, et al. Preliminary study

- of phytoplankton in ecological construction demonstration area of Baiyun Lake [J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 38(6): 88-92.
- [37] 邓平, 马建敏, 吴晓辉, 等. 武汉月湖水生植被重建过程中浮游植物的动态变化[J]. *湖泊科学*, 2007, 19(5): 552-557.
- DENG P, MA J M, WU X H, et al. Dynamics of phytoplankton in the process of the aquatic macrophyte rehabilitation in Lake Yuehu, Wuhan [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2007, 19(5): 552-557.
- [38] 闵婷婷, 刘正文, 李传红. 惠州西湖生态修复对浮游植物的影响[J]. *生态环境学报*, 2011, 20(4): 701-705.
- MIN T T, LIU Z W, LI C H. Comparative studies of phytoplankton communities in restored and un-restored areas in Huizhou West Lake [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(4): 701-705.
- [39] 刘耘彤, 何文辉, 张慧, 等. 立体复合生态操纵水体浮游植物群落结构特征及水质评价[J]. *上海海洋大学学报*, 2013, 22(2): 253-259.
- LIU Y T, HE W H, ZHANG H, et al. Characteristics of phytoplankton community structure and evaluation of water quality of multi-restoration ecological waterbody [J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2013, 22(2): 253-259.
- [40] 代志刚, 蔺庆伟, 易科浪, 等. 杭州西湖浮游植物群落对沉水植物恢复的响应[J]. *水生态学杂志*, 2017, 38(5): 35-45.
- DAI Z G, LIN Q W, YI K L, et al. Response of phytoplankton community to restoration of submerged macrophytes in West Lake, Hangzhou [J]. *Journal of Hydroecology*, 2017, 38(5): 35-45.
- [41] WANG Y J, LI H B, XING P, et al. Contrasting patterns of free-living bacterioplankton diversity in macrophyte-dominated versus phytoplankton blooming regimes in Dianchi Lake, a shallow lake in China [J]. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 2017, 35(2): 336-349.
- [42] PEARSON T H, ROSENBERG R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment [J]. *Oceanography and Marine Biology, An Annual Review*, 1978, 16: 229-311.
- [43] 夏霆. 通江城市河道浮游植物分布研究——以镇江市古运河为例[J]. *长江流域资源与环境*, 2010, 19(11): 1249-1255.
- XIA T. Phytoplankton distribution of an urban river connected with the Yangtze River——A case study of the ancient canal, Zhenjiang, China [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2010, 19(11): 1249-1255.
- [44] 宋芳芳, 刘娅琴, 宋祥甫, 等. 浮游植物群落对不同沉水植物生境的响应[J]. *上海农业学报*, 2014, 30(4): 34-41.
- SONG F F, LIU Y Q, SONG X F, et al. Responses of phytoplankton to different submerged plant habitats [J]. *Acta Agriculturae Shanghai*, 2014, 30(4): 34-41.
- [45] 郑灿, 段杰仁, 石伟, 等. 星海湖浮游植物群落结构及与水环境因子的关系[J]. *水产学杂志*, 2020, 33(1): 46-52.
- ZHENG C, DUAN J R, SHI W, et al. Phytoplankton community structure and its relationship with water environmental factors in Xinghai Lake [J]. *Chinese Journal of Fisheries*, 2020, 33(1): 46-52.
- [46] 李然然, 章光新, 张蕾. 查干湖湿地浮游植物与环境因子关系的多元分析[J]. *生态学报*, 2014, 34(10): 2663-2673.
- LI R R, ZHANG G X, ZHANG L. Multivariate analysis of the relations between phytoplankton assemblages and environmental factors in Chagan Lake Wetland [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(10): 2663-2673.
- [47] 王振方, 张玮, 杨丽, 等. 异龙湖不同湖区浮游植物群落特征及其与环境因子的关系[J]. *环境科学*, 2019, 40(5): 2249-2257.
- WANG Z F, ZHANG W, YANG L, et al. Characteristics of phytoplankton community and its relationship with environmental factors in different regions of Yilong Lake, Yunnan Province, China [J]. *Environmental Science*, 2019, 40(5): 2249-2257.

Structural characteristics of phytoplankton community in suburb rivers for leisure located in Green belt around City of Shanghai, China

CAO Yi^{1,2,3}, LI Li^{1,2,3}, CHEN Liping^{1,2,3}, LIU Qigen^{1,2,3}, HU Zhongjun^{1,2,3}

(1. National Experimental Teaching Demonstration Center of Aquatic Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. Center for Fish Nutrition and Environmental Ecology, Department of Agriculture and Rural Affairs, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 3. Shanghai Engineering Research Center of Aquaculture, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

Abstract: The phytoplankton samples were seasonally collected from 11 suburb rivers for leisure situated in green belt around City of Shanghai in 2017. The effects of submerged macrophyte on the structural characteristics of phytoplankton community and its relationship with environmental factors were analyzed. A total of 143 species belonging to 8 phyla and 83 genera were identified and the density and biomass averaged $(17.10 \pm 0.64) \times 10^6$ ind/L and (3.28 ± 0.58) mg/L, with the maximum density for blue-green algae (Cyanophyta) and biomass for diatom (Bacillariophyta). The species composition of phytoplankton community of rivers with submerged macrophyte (WSM) significantly differed from those without submerged macrophyte (NWSM). The two clusters were separated by indicator species of *Merismopedia tenuissima*, *Oscillatoria* sp., and *Chroomonas acuta*, with characteristic species of *M. tenuissima*, *Oscillatoria* sp. for the cluster NWSM and *C. acuta* for the cluster WSM. The density ($P < 0.001$), biomass ($P < 0.01$) and species richness index (R , $P < 0.001$) for the cluster of WSM were significantly lower than those for the cluster of NWSM. The two clusters significantly differed in Shannon's species diversity index (H'), but did not in evenness index (J), with season \times cluster interactions for those two indices. The density of phytoplankton community was significantly correlated with five-day biochemical oxygen demand (BOD_5), chemical oxygen demand (COD_{Mn}), ammonia nitrogen (NH_3-N), total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP), and its biomass conspicuously did with BOD_5 and TN. Redundancy analysis (RDA) showed that BOD_5 and the presence of submerged macrophyte were the key environmental factors responsible for spatial distribution of phytoplankton species. The higher density of the most main species included in RDA, such as *M. tenuissima*, *Oscillatoria* sp., *Pseudanabaena* sp., *Chlorella vulgaris* and *Melosira* sp., occurred in rivers with the higher concentration of BOD_5 and absence of submerged macrophyte, while there was a trend of the higher density of *C. acuta* at rivers with the presence of submerged macrophyte. Based on the comprehensive trophic level index (TLI), indicator species method, R , and H' , the rivers were considered to be moderately polluted and eutrophicated. The R and H' are more suitable to assess the water quality of the rivers without and with submerged macrophyte, respectively.

Key words: urban river; planktonic algae; community structure; submerged macrophyte; environmental factor; water quality evaluation