J. Lake Sci.(湖泊科学),2010,**22**(2):265-271
http://www.jlakes.org. E-mail:jlakes@niglas.ac.cn

浙江千岛湖深水区大型底栖动物时空变化格局*

胡忠军[1],孙月娟[1],刘其根[1**],何光喜[2],陈来生[2],曲宪成[1],余员龙[1],史　文[1],刘国栋[1]
(1:上海海洋大学农业部水产种质资源与利用重点开放实验室,上海 201306)
(2:杭州千岛湖发展有限公司,淳安 311700)

摘　要:2007-2008 年对浙江千岛湖深水区底栖动物群落进行了研究. 共调查到 8 种底栖动物,其中寡毛类 7 种,线形动物门 1 种. 群落类型不存在季节差异,优势种为霍甫水丝蚓和正颤蚓. 群落年均密度和生物量分别为 594.6ind./m^2 和 0.54g/m^2. 双因素方差分析表明,密度和生物量无季节变化,但存在显著的空间差异,两者均是上游>中游>下游. 密度和生物量与水深、透明度显著负相关,前者与水柱混合水样的 TN 和 TP、与底部局部水样的 TP 显著正相关,后者与水柱混合水样的 TP 显著正相关. 逐步回归分析表明,水深是密度和生物量的唯一最优解释因子,随水深增加密度和生物量均呈指数式下降.
关键词:千岛湖;底栖动物;群落组成;密度;生物量;垂直分布;水平空间分布;季节动态

Temporal and spatial distribution of profundal macrozoobenthic community in Lake Qiandao, Zhejiang, China

HU Zhongjun[1], SUN Yuejuan[1], LIU Qigen[1], HE Guangxi[2], CHEN Laisheng[2], QU Xiancheng[1], YU Yuanlong[1], SHI Wen[1] & LIU Guodong[1]
(1:*Key Laboratory of Aquatic Genetic Resource and Aquacultural Ecosystem Certificated of Agriculture*, *Shanghai Ocean University*, *Shanghai* 201306, *P. R. China*)
(2:*Hangzhou Qiandaolake Development Co. Ltd.*, *Chun'an* 311700, *P. R. China*)

Abstract: The profundal community of macrozoobenthos in Lake Qiandao, Zhejiang Province, China has been seasonally investigated from January 2007 to October 2008. A total of eight taxa were collected, among which 7 taxa belonged to oligochaeta and one to nematoda. *Limnodrilus hoffmeisteri* and *Tubifex tubifex* dominated the communities of macrozoobenthos, and type of which showed no seasonal variation. Annual mean density and biomass were 594.6ind./m^2 and 0.54g/m^2, respectively, and they neither display any seasonal variation. However, both differed significantly in horizontal distribution with the maximum at the upper reaches and the minimum at the lower reaches. Density and biomass both negatively significantly correlated with water depth and secchi depth. Density positively correlated with TN and TP of mixed water samples of water column(MWSWC) and with TP of local water samples at bottom(LWSB), respectively, and biomass positively correlated with TP of MWSWC. Only water depth from eight main physical and chemical parameters of LWSB could be accepted finally by the stepwise regression models and used to explain the variation of density and biomass, which decreased exponentially with water depth.
Keywords: Lake Qiandao; macrozoobenthos; community composition; density; biomass; bathymetric distribution; horizontal distribution; seasonal dynamics

湖泊/水库底栖动物主要由寡毛类、软体动物和水生昆虫三大类群组成,是生物群落的重要组成部分,在连接底层食物网和水柱食物网、湖库生态系统的物质循环与能量流动中起着重要作用. 同时,底栖动物也是多种底层性鱼类的食物来源,是湖泊/水库次级生产力和渔产力的重要基础. 此外,底栖动物还在湖泊分

---

* 国家自然科学基金项目(30670388)、国家十一五科技支撑计划项目(2006BAD03B02-07)和上海市重点学科建设项目(Y1101)联合资助. 2009-05-31 收稿;2009-11-10 收修改稿. 胡忠军,男,1975 年生,博士,副教授;E-mail:huzj929@sina.com.
** 通讯作者;E-mail:qgliu@shou.edu.cn.

区(lake zonation)、分类(lake typology)概念的提出及其后的实际应用与修订过程中起着关键作用[1],从而成为湖泊生态学研究的重要内容.

许多生物与非生物因子如底质类型、食物、溶解氧对湖库底栖动物的多度与分布产生重要作用[2-3].一些研究结果表明,水深是影响静水生态系统底栖动物分布的关键生态因子[4-5],会导致一些重要理化因子(如溶解氧和食物)发生变化,从而间接影响底栖动物的分布[4-8].通常,沿岸带底栖动物物种多样性比深水区要高[4-5,9],同时深水湖库密度和生物量沿着深度发生有规律性的变化,且其变化规律还会因水体营养状况而异[10].目前对深水区底栖动物的研究已引起众多学者的注意,在欧美,对深水湖库底栖动物进行了大量的报道[4-8],国内也有一些研究[9,11-12],但主要集中在浅水湖泊[9]或浅、中水水库[13-14].

千岛湖是因兴建新安江水电站而筑坝蓄水形成的一个人工深水湖泊,其平均水深在30m左右,最大水深可达100m.千岛湖不但是我国长江三角洲地区非常重要的风景名胜,也是该地区重要的淡水水源地和渔业生产基地.近一二十年来,其湖泊环境也出现过富营养化加速和蓝藻水华暴发等问题而受到了广泛的关注,一些学者于是对该湖的浮游植物、叶绿素a、浮游动物多样性及食物网结构等[15-21]进行了广泛研究,但有关该湖的底栖动物群落生态学方面的研究鲜见报道.与一般湖泊不同的是,千岛湖作为一座山谷型水库,岸坡陡峭,其沿岸带面积极小,因而其湖底带以深水区为主.本文通过对千岛湖深水区底栖动物群落物种组成、数量(密度、生物量)的深入研究,旨在揭示千岛湖主要底栖动物的时空变动格局,特别是其对水深的响应规律,为千岛湖的水环境保护、渔业发展提供一定的理论依据,同时也为丰富我国的湖泊生态学理论提供重要的基础资料.

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

千岛湖位于浙江淳安县,地理坐标118°34′-119°15′E、29°22′-29°50′N.湖形呈树枝型,岸线长度1406km,湖面上分布着1078个岛屿.千岛湖长150km、宽10km,平均水深30.4m,坝前水深可达100m,湖面面积573km^2,库容量达178×10^{8}m^3.千岛湖水量主要来自地表径流,共有大小入库支流30余条,其中新安江是最主要的入库地表径流,占入库地表径流总量的60%左右.千岛湖地处亚热带中部东南沿海季风气候区,气候温暖、雨量充沛,年均水温约17.0℃.

1.2 野外调查

根据千岛湖的水体形态、水流特点等,设置5个底栖动物采样点(图1),分别位于千岛湖的西北(上

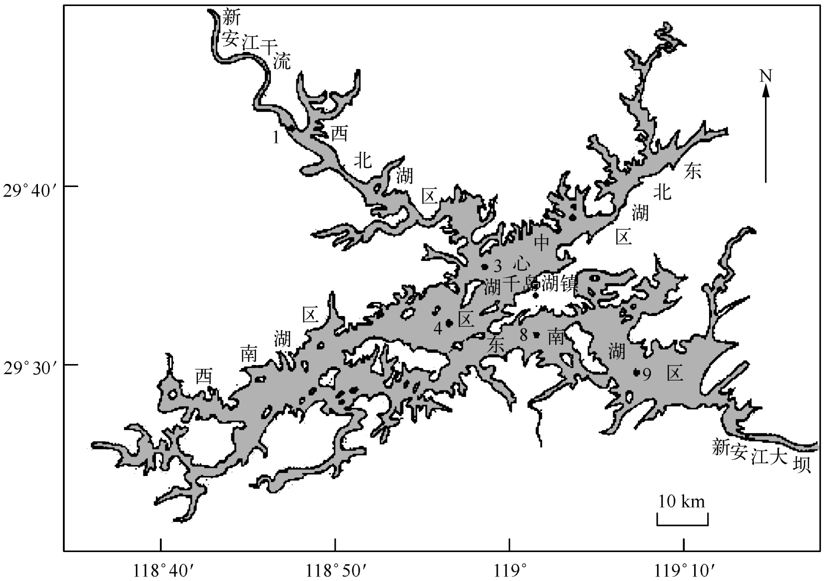

图1 千岛湖底栖动物采样站点分布

Fig.1 The sampling site distribution of macrozoobenthos in Lake Qiandao

游)、中心(中游)和东南湖区(下游).2007 年 1 月至 2008 年 10 月对千岛湖的底栖动物进行了季节采样(春季 4 月、夏季 7 月、秋季 10 月、冬季 1 月).采集底栖动物样品的同时,于 1、4、9 号站点分层采集水样,3、8 号站点采集水柱混合水样以测量以下理化因子(为使表达简洁化,全文将水柱分层水样的均值和水柱混合水样通称为水柱混合水样):水温(T)、水深、透明度(SD)、溶解氧(DO)、总氮(TN)、总磷(TP)、pH、高锰酸盐指数(COD_{Mn})等(表 1).

表 1 千岛湖采样站点理化因子周年平均值

Tab.1 Annual average value of main physical and chemical characteristics of Lake Qiandao from Jan., 2007 to Oct., 2008

站点	水深 (m)	水温 (℃)	透明度 (m)	pH	溶解氧 (mg/L)	叶绿素 a (μg/L)	总氮 (mg/L)	总磷 (mg/L)	COD_{Mn} (mg/L)
1	28.6	17.8/13.2	3.2	7.7/7.7	6.2/5.0	2.810/1.385	1.312/1.308	0.027/0.024	0.944/0.693
3	41.8	16.2/-	6.2	7.9/-	6.9/-	2.605/-	1.014/-	0.019/-	0.529/-
4	41.9	16.1/11.6	6.2	8.0/7.9	7.1/6.6	1.801/0.798	1.049/1.110	0.014/0.013	0.612/0.450
8	39.8	16.7/-	8.4	7.9/-	7.3/-	1.273/-	0.946/-	0.017/-	0.506/-
9	56.1	14.8/10.2	8.0	7.9/7.8	7.3/6.0	1.237/0.611	0.924/0.991	0.012/0.011	0.437/0.323
平均值	41.6	16.3/11.7	6.4	7.9/7.8	7.0/5.9	1.945/0.931	1.049/1.136	0.018/0.016	0.607/0.490
F 值	26.110***	0.400/3.465	14.283***	0.627/0.281	0.412/0.653	1.193/2.696	4.167**/2.651	2.656*/6.285**	3.406*/3.550*

斜线上数据为水柱混合水样,斜线下数据为底部局部水样;*表示差异显著($P<0.05$),**($P<0.01$)和***($P<0.001$)均表示差异极显著;-表示数据缺失.

采用改良彼得生采泥器(开口面积为$0.0625m^2$)在每个站点采 1-2 次,将所采底泥倒入底栖生物过滤网(网目 450μm),在湖中洗净污泥后将网中剩余物倒入 500ml 塑料瓶中带回实验室进行手工挑拣,并保存于 75% 的乙醇溶液中,以作进一步的种类鉴别、分类记数和样品湿重称量(精确到 0.0001g).

1.3 重要值计算

将所有数据合并计算每个物种的重要值以分别确定群落优势种,并按季节计算每个物种的重要值用来确定优势种的季节变化,重要值(Importance Value,*IV*)的计算方法为,重要值=(相对密度+相对频度+相对生物量)/3.采用组平均聚类法对底栖动物群落进行聚类分析以确定群落类型的季节变化[22].

2 结果

2.1 千岛湖底栖动物群落物种组成与优势种分析

在千岛湖共调查到 8 种底栖动物,隶属 2 个类群,即寡毛类和线形动物,其中寡毛类为绝对优势类群,有 7 个物种(表 2).聚类分析表明,千岛湖底栖动物群落类型不存在季节差异.底栖动物群落的优势种为霍甫水丝蚓 *Limnodrilus hoffmeisteri* 和正颤蚓 *Tubifex tubifex*,两者全年及各季节的重要值均占 20% 以上.苏氏尾鳃蚓 *Branchiura sowerbyi* 在秋、冬季群落中的重要性有明显增加,重要值所占比例均稍高于 20%(表 2).

表 2 千岛湖底栖动物群落各物种重要值分析

Tab.2 Important values of different species in macrozoobenthic community in Lake Qiandao

物种	重要值				
	全年	春季	夏季	秋季	冬季
正颤蚓 *Tubifex tubifex*	31.55	45.82	34.40	28.55	21.23
霍甫水丝蚓 *Limnodrilus hoffmeisteri*	32.86	27.56	34.25	35.49	34.43
克拉泊水丝蚓 *L.claparedeianus*	3.87	8.81	5.23	0.00	2.46
奥特开水丝蚓 *L.udekemianus*	5.06	2.07	3.28	4.34	10.03
水丝蚓属一种 *Limnodrilus* sp.	0.31	0.00	1.45	0.00	0.00
苏氏尾鳃蚓 *Branchiura sowerbyi*	17.27	6.75	13.02	20.28	24.31
颤蚓亚科一种 Tubificinae	8.81	8.99	8.36	11.33	6.52
线虫 Nematoda	0.27	0.00	0.00	0.00	1.03

2.2 千岛湖底栖动物群落密度与生物量

2.2.1 密度与生物量 千岛湖底栖动物群落年均密度为594.6 ±240.4ind./m² ($\overline{X} \pm SE$, $n=4$),年均生物量为0.54 ±0.26g/m². 千岛湖底栖动物群落中,正颤蚓的年均密度最大(256.5 ±59.3ind./m²)($\overline{X} \pm SE$, $n=39$),霍甫水丝蚓次之(227.1 ±54.9ind./m²),分别占总密度的43.1%和38.2%,两者密度占群落年均总密度的81.3%. 生物量最高的物种为苏氏尾鳃蚓(0.19 ±0.06g/m²),霍甫水丝蚓(0.17 ±0.04g/m²)次之,正颤蚓(0.15 ±0.03g/m²)处于第三位,分别占群落年均总生物量的34.9%、31.6%和27.3%,三者生物量占群落年均总生物量的93.8%(图2a).

2.2.2 密度和生物量的季节变化与空间格局 底栖动物密度夏季最高,秋季最低;生物量冬季最高,春季最低(图2b). 从空间上看,底栖动物密度和生物量均有从上游到下游逐渐降低的趋势(表3).

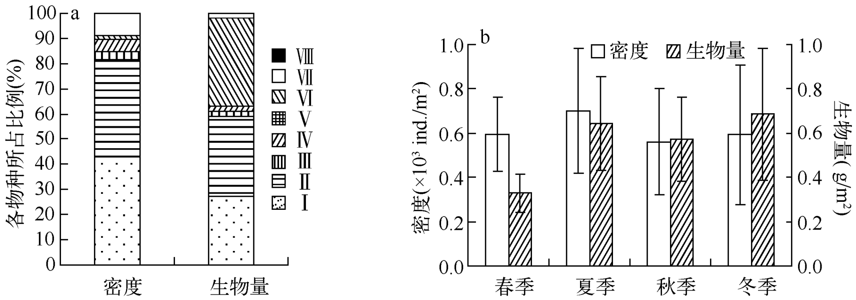

图2 千岛湖底栖动物群落密度与生物量各物种所占比例(a)和季节格局(b)(Ⅰ:正颤蚓 *Tubifex tubifex*, Ⅱ:霍甫水丝蚓 *Limnodrilus hoffmeisteri*, Ⅲ:克拉泊水丝蚓 *L. claparedeianus*, Ⅳ:奥特开水丝蚓 *L. udekemianus*, Ⅴ:水丝蚓属一种 *Limnodrilus* sp., Ⅵ:苏氏尾鳃蚓 *Branchiura sowerbyi*, Ⅶ:颤蚓亚科1种 Tubificinae, Ⅷ:线虫 Nematoda)

Fig.2 Proportions of different species(a) and seasonal pattern(b) of density and biomass in macrozoobenthic community of Lake Qiandao

表3 千岛湖底栖动物群落密度与生物量的空间变化*

Tab.3 Spatial change in density and biomass of macrozoobenthic community in Lake Qiandao

站点	密度(ind./m²)	生物量(g/m²)
1	1466.0 ±347.6[a](8)	1.53 ±0.24[a](8)
3	656.5 ±288.7[b](8)	0.35 ±0.08[bc](8)
4	485.0 ±117.0[b](8)	0.53 ±0.12[b](8)
8	184.0 ±42.9[b](7)	0.15 ±0.03[c](7)
9	133.7 ±19.3[b](7)	0.10 ±0.02[c](7)

* 每列中不同上标字母表示差异显著,括号内数据为样本数.

双因素方差分析表明,底栖动物密度和生物量在各季节均无显著差异($P>0.05$),但均存在明显的空间变化(即站点间存在显著差异,密度:$P<0.05$,生物量:$P<0.001$),季节和站点对密度和生物量均无交互作用(表4). 多重比较显示,1号站点密度显著高于其它站点($P<0.05$),且其它站点间均无显著差异($P>0.05$). 1号站点生物量显著高于其它站点($P<0.05$),4号站点显著高于8、9号站点($P<0.05$),其它站点两两间均无显著差异(表3).

表4 千岛湖底栖动物密度、生物量季节、空间变化的双因素方差分析

Tab.4 Two-way ANOVA of season and sample station for density and biomass of macrozoobenthic community in Lake Qiandao

变异来源	平方和	自由度	均方差	*F* 值	*P* 值
截距	12381120.3/10.3	1/1	12381120.3/10.3	24.656/103.567	0.000***/0.000***
季节	7105.7/0.7	3/3	2368.6/0.2	0.005/2.238	1.000/0.119
站点	8656004.7/10.3	4/4	2164001.2/2.6	4.309/25.984	0.013*/0.000***
季节×站点	3247011.7/2.2	12/12	270584.3/0.2	0.539/1.868	0.861/0.112
误差	9038739.8/1.8	18/18	502152.2/0.1		
总和	35178867.8/26.8	38/38			

斜线上方为密度数据,下方为生物量数据;*表示差异显著($P<0.05$),***($P<0.001$)表示差异极显著.

2.2.3 密度、生物量与理化因子的关系　将底栖动物密度、生物量分别与各种水柱混合水样、底部局部水样的理化因子(水深、T、SD、pH、DO、COD_{Mn}、Chl.a、TN、TP)进行相关分析表明，密度、生物量均分别与水深、SD呈显著负相关($P<0.05$)，密度与水柱混合水样的TN和TP、与底部局部水样的TP显著正相关(P均<0.05；表5)，生物量与水柱混合水样的TP显著正相关($P<0.05$；表5)；生物量与水柱混合水样($P=0.076$)的TN、与底部局部水样的TN($P=0.441$)和TP($P=0.133$)不相关(表5)；密度和生物量与其它理化因子的相关系数均未达到显著水平(P均>0.05).

表5 千岛湖底栖动物密度、生物量与主要理化因子间的相关关系

Tab.5 Correlation between density, biomass and main physicochemical parameters in Lake Qiandao

项目	水深	透明度	总氮[a]	总磷[b]
密度	-0.525**(36)	-0.388*(31)	0.463**(36)	0.460**(38)/0.533**(21)
生物量	-0.615***(36)	-0.569**(31)	0.291(36)	0.331*(38)/0.323(21)

a：水柱混合水样；b：斜线上方为水柱混合水样，斜线下方为底部局部水样，括号内为自由度.

将底栖动物密度、生物量分别与8种底部局部水样理化因子(水深、T、pH、DO、COD_{Mn}、Chl.a、TN、TP)进行的逐步回归分析表明，水深(X)是底栖动物密度(Y_d)和生物量(Y_b)的唯一最优解释因子($Y_d=2642.5-46.2X, R^2=0.445, P<0.001$；$Y_b=2.96-0.05X, R^2=0.680, P<0.001$).进一步曲线拟合发现，随水深增加密度和生物量均呈指数方程下降(图4).

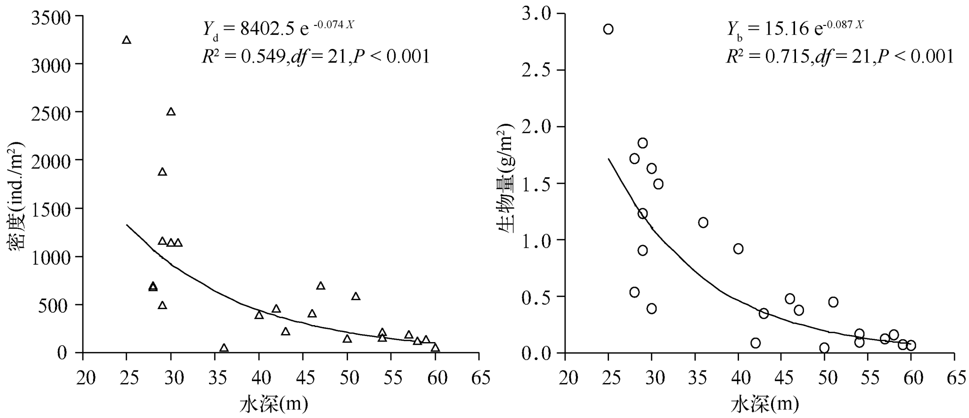

图4 千岛湖底栖动物密度、生物量与水深的关系

Fig.4 The decline pattern of density and biomass of macrozoobenthic community in Lake Qiandao with water depth

3 讨论

山谷水库和水库深水区大型底栖动物群落物种组成单调，寡毛类是优势类群，水生昆虫与软体动物等其它类群密度极低或不会出现[23].千岛湖深水区大型底栖动物的种类、密度和生物量绝大部分由寡毛类组成，未采集到软体动物和水生昆虫，仅在2007年冬季的3号站点采集到1个线虫个体(表2、图2).这可能与不同类群对水深的要求不同有关，如软体动物的一些种类超过一定深度就会消失[12]；希腊Tavropos水库底栖动物物种多样性随深度的下降主要与摇蚊物种数的减少有关[4]；在日本Ikeda湖26－100m的区域，寡毛类/摇蚊比率随深度增加而急剧上升[8].

本文研究表明，千岛湖深水区(温跃层以下水层，千岛湖温跃层约在5－20m[21])底栖动物密度和生物量均随水深增加而呈指数式下降，基本符合寡-中营养深水湖库底栖动物垂直分布格局[1,4,10]，且在影响该湖底栖动物密度和生物量垂直分布的众多理化因子中，水深是唯一的最优解释因子.水深是导致深水湖库底质环境如溶解氧和食物变动的关键因素，可综合体现许多理化因子的变化，能极大地改变底栖群落物种组

成、密度和生物量[4-9]. 千岛湖深水区底栖动物密度和生物量与水柱混合水样的透明度显著负相关,密度与水柱混合水样的 TN 和 TP、与底部局部水样的 TP 显著正相关,生物量与水柱混合水样的 TP 显著正相关,而两者与溶解氧、水温均不相关(表 5). 这些结果表明水柱初级生产力(以透明度、TN 和 TP 表征,下同)对底栖动物密度、生物量影响显著,而溶解氧、水温等因子对其产生的影响不明显. 千岛湖为寡-中营养湖泊[16],初级生产力低[15];根据本文水质监测数据(SD、Chl. a、TN、TP 和 COD_{Mn})计算得到的营养状态指数(*TLI*)[24]为 25.8,显示该湖目前的营养水平较前人研究结果[15-16]变化不大,仍属寡-中营养水平. 通常寡-中营养型深水湖泊底栖动物密度和生物量主要受食物限制,而富营养型深水湖泊主要受溶解氧限制[10],本研究底栖动物密度与水柱初级生产力显著正相关而与溶解氧不相关的结果也证实了上述观点.

霍甫水丝蚓和正颤蚓为广布种,能在各种营养状态的湖泊中出现[25]. 一般认为,霍甫水丝蚓为耐污物种,在富营养化湖泊中密度特别高[26-27],正颤蚓在寡营养或富营养湖泊中均可成为优势种[26-28]. 但也有研究表明,霍甫水丝蚓亦可成为寡-中营养湖泊的优势种或指示种[4,29-31]. 从水体水质评价来看,千岛湖为寡-中营养湖泊[15-16],霍甫水丝蚓和正颤蚓在该湖底栖动物群落中占优势地位,可能表明这两个种在寡-中营养湖泊中占优势的情况是存在的.

水库底栖动物密度和生物量的水平空间(上、中、下游)分布特征不尽一致,如太平湖水库寡毛类密度和生物量下游最高、中游最低,与水深、沉积物中的 TN 和 TP 或后两者中的一种指标显著正相关[13]. 然而,湖北道观湖水库底栖动物总体密度、寡毛类密度和生物量上游明显大于中、下游[14],美国马齿水库底栖动物密度与生物量亦如此[32],前者主要与水深有关[14],而后者则由沉积物有机质含量不同所致(各采样点水深相似)[32]. 千岛湖深水区底栖动物密度、生物量水平空间分布也有从上游到下游逐渐下降的趋势. 千岛湖 1 号站点处于上游,相对中下游站点而言,1 号站点外源营养盐和有机物来源丰富,水柱初级生产力较高(表 1),且水深相对较浅,有机质沉降量较大,因而底质有机质含量可能较多,底栖动物密度和生物量亦较高. 水体从上游流经中游的 3、4 号站点,到达下游的 8、9 号站点的过程中,有机质逐渐降解、水质逐渐净化,水柱初级生产力(表 1)与死有机质含量逐渐下降;水深的增加致使有机质沉降量下降[6],底泥中有机质含量可能随之减少,底栖动物密度、生物量呈现逐渐降低的趋势.

本文结果显示,千岛湖水体中 TN、TP 含量对深水区底栖动物密度和生物量产生间接而明显的影响. 底质类型及其中的营养元素含量均能对底栖动物的物种多样性、空间分布、密度和生物量产生直接影响[3,13,32]. 本文未记录或测量采样站点的底质类型及其中的 C、N 和 P 等无机营养物质的含量,这些生态因子对千岛湖深水区底栖动物群落结构的影响均有待深入研究. 为更准确探明千岛湖底栖动物群落结构对水深及底质特征的响应规律,水深范围(一直从沿岸带扩展到深水区)和采样强度均需扩大或加强.

致谢:中国科学院水生生物研究所底栖生物生态与分类学科组崔永德博士、何雪宝博士研究生帮助鉴定部分物种,在此致以热诚的谢意!

4 参考文献

[1] Brinkhurst RO. The benthos of lakes. New Jersey: The Blackburn Press, 1974.

[2] Bechara JA. The relative importance of water quality, sediment composition and floating vegetation in explaining the macrobenthic community structure of floodplain lakes (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia*, 1996, **333**: 95-109.

[3] Petridis D, Sinis A. Benthos of Lake Mikri Prespa (North Greece). *Hydrobiologia*, 1995, **304**: 185-196.

[4] Petridis D, Sinis A. Benthic macrofauna of Tavropos Reservoir (central Greece). *Hydrobiologia*, 1993, **262**: 1-12.

[5] Baudo R, Ochhipinti A, Nocentini AM *et al*. Benthos of Lake Orta in the year 1996. *Journal of Limnology*, 2001, **60** (2): 241-248.

[6] Nalepa T. Estimates of macroinvertebrate biomass in Lake Michigan. *J Great Lakes Res*, 1989, **15**(3): 437-443.

[7] Martin P, Martens K, Goddeeris B. Oligochaeta from the abyssal zone of Lake Baikal (Siberia, Russia). *Hydrobiologia*, 1999, **406**: 165-174.

[8] Ohtaka A, Nishino M, Kobayashi T. Disappearance of deep profundal zoobenthos in Lake Ikeda, southern Kyushu, Japan, with relation to recent environmental changes in the lake. *Limnology*, 2006, **7**: 237-242.

[9] Cui YD, Liu XQ, Wang HZ. Macrozoobenthic community of Fuxian Lake, the deepest lake of southwest China.

Limnologica, 2008, **38**: 116-125.

[10] Hargrave BT. Ecology of deep-water zones. In: Barnes RSK, Mann KHM eds. Fundamentals of aquatic ecology. London: Blackwell Science Ltd., 2001: 57-76.

[11] Shao ML, Xie ZC, Ye L *et al*. Monthly change of community structure of zoobenthos in Xiangxi Bay after impoundment of the Three Gorges Reservoir, China. *Frontiers of Biology in China*, 2007, **2**(2): 229-234.

[12] 熊　飞,李文朝,潘继征.高原深水湖泊抚仙湖大型底栖动物群落结构及多样性.生物多样性,2008,**16**(3):288-297.

[13] 刘保元,梁小民.太平湖水库的底栖动物.湖泊科学,1997,**9**(3):237-243.

[14] 马徐发,熊帮喜,王明学等.湖北道观湖水库大型底栖动物的群落结构及物种多样性.湖泊科学,2004,**16**(1):49-55.

[15] 李共国,虞左明.浙江千岛湖浮游动物群落多样性研究.生物多样性,2001,**9**(2):115-121.

[16] 李共国,虞左明.千岛湖轮虫群落结构及水质生态学评价.湖泊科学,2003,**15**(2):170-176.

[17] Liu QG, Chen MK, Tong HY. Study on the possible cause of water bloom in Lake Qiandaohu and the ecological prevention technology. *Agriculture Sciences in China*, 2004, **3**(8): 101-107.

[18] 刘其根.千岛湖保水渔业及其对湖泊生态系统的影响[博士学位论文].上海:华东师范大学,2005.

[19] 刘其根,陈立侨,陈　勇.千岛湖水华发生与主要环境因子的相关性分析.海洋湖沼通报,2006,(1): 117-124.

[20] Liu QG, Chen Y, Li JL *et al*. The food web structure and ecosystem properties of a filter-feeding carps dominated deep reservoir ecosystem. *Ecological Modelling*, 2006, **203**: 279-289.

[21] 朱爱娇,姚建良,薛俊增.千岛湖蚤状溞垂直分布格局及其季节与昼夜变化.海洋湖沼通报,2007,(4):120-128.

[22] 胡忠军,刘其根,陈立婧等.上海崇明明珠湖摇蚊幼虫群落结构特征及其对水质的指示作用.应用生态学报,2009,**20**(4):929-936.

[23] 梁彦龄,王洪铸.底栖动物.见:刘建康主编.高级水生生物学.北京:科学出版社,2001:241-259.

[24] 金相灿,屠清瑛.湖泊富营养化调查规范.北京:中国环境科学出版社,1990:286-302.

[25] Milbrink G. Oligochaete communities in pollution biology: the European situation with special reference to lakes in Scandinavia. In: Brinkhurst RO, Cook DG eds. Aquatic oligochaete biology. New York: Plenum Press, 1980: 433-455.

[26] Milbrink G. Oligochaetes and water pollution in two deep Norwegian lakes. *Hydrobiologia*, 1994, **278**: 213-222.

[27] Milbrink G, Timm T, Lundberg S. Indicative profundal oligochaeta assemblages in selected small Swedish lakes. *Hydrobiologia*, 2002, **468**: 53-61.

[28] Lindegaard C. The role of zoobenthos in energy flow in deep, oligotrophic Lake Thingvallavatn, Iceland. *Hydrobiologia*, 1992, **243/244**: 185-195.

[29] Lang C. How to interpret changes of zoobenthos (oligochaetes and chironomids) in Lake Neuchâtel between 1984 to 2002? *Bull Soc Vaud Sc Nat*, 2007, **90**(3): 133-149.

[30] Särkkä J. On the ecology of littoral oligochaeta of an oligotrophic Finnish lake. *Holarctic Ecology*, 1982, **5**: 396-404.

[31] Cui YD, Wang HZ. Ecology of macrozoobenthic communities in two plateau lakes of Southwest China. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 2008, **26**(4): 345-352.

[32] Edmonds JS, Ward JV. Profundal benthos of a multibasin foothills reservoir in Colorado, USA. *Hydrobiologia*, 1979, **63**(3): 199-208.