

DOI: 10.5846/stxb201309102244

李庚辰, 刘足根, 张敏, 李娟, 皮坤, 熊鹰, 徐军. 升温对超富营养型浅水湖泊沉积物营养盐动态迁移的影响. 生态学报, 2015, 35(12): 4016-4025.

Li G C, Liu Z G, Zhang M, Li J, Pi K, Xiong Y, Xu J. A preliminary study of effects of warming on the nutrients dynamic in sediment of hypereutrophic shallow lake. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(12): 4016-4025.

升温对超富营养型浅水湖泊沉积物营养盐动态迁移的影响

李庚辰¹, 刘足根², 张敏^{1,*}, 李娟¹, 皮坤¹, 熊鹰¹, 徐军³

1 华中农业大学水产学院, 武汉 430070

2 江西省环境保护科学研究院, 南昌 330029

3 中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072

摘要: 在实验室控制条件下, 以超富营养型浅水湖泊——武汉南湖表层沉积物和表层水为研究对象, 设置 18 °C 和 22.5 °C 两个温度处理组, 模拟武汉地区预测的 21 世纪末春季变暖的情景, 研究升温对沉积物营养盐释放的影响。实验结果表明: 整个实验过程中, 22.5 °C 处理组水体中正磷酸盐 (o-P) 和总磷 (TP) 含量显著高于 18 °C 处理组, 说明气温升高可以显著促进富营养化浅水湖泊沉积物磷的释放, 促进水体中磷含量的显著升高; 此外, 在实验的初始阶段, 升温能够加速水体中氨氮 (NH₄⁺-N) 向硝态氮 (NO₃⁻-N) 转化的过程, 同时水体与沉积物中氮含量的下降可能是水体与沉积物中的氮通过反硝化作用从系统中溢出以及被系统中的底栖生物利用所致, 没有观察到气温升高对沉积物中总氮的释放产生显著影响。

关键词: 升温; 富营养化湖泊; 沉积物-水界面; 营养盐; 动态迁移

A preliminary study of effects of warming on the nutrients dynamic in sediment of hypereutrophic shallow lake

LI Gengchen¹, LIU Zugen², ZHANG Min^{1,*}, LI Juan¹, PI Kun¹, XIONG Ying¹, XU Jun³

1 College of Fisheries, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China

2 Jiangxi Academy of Environmental Protection Sciences, Nanchang 330029, China

3 Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China

Abstract: It is now accepted that human-induced climate change is unavoidable. On average, global surface temperatures have increased by about 0.74 °C over the past 100 years with the majority of the increase (0.55 °C) occurring over the past 30 years. Marked changes may be expected to occur in the global climate during this century. Temperature increase, although only one of several related climate changes, is the key variable of change and one that pervades almost all biological processes. All ecosystems will therefore be affected to some extent by global warming and predicting potential effects on the ecosystems is of great importance for ecology and management. Lake ecosystems are vital resources for aquatic wildlife and human needs, and any alteration of their environmental quality and water renewal rates has wide-ranging ecological and societal implications. However, lakes have always been subject to the impacts of climate change, and natural climate variations in the past have been one of the main reasons that lakes are ephemeral features of the landscape. The sediment in lakes typically has high concentrations of nutrients and organic matter, and hosts a biologically active

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (31200359); 国家水体污染控制与治理科技重大专项课题子课题 (2012ZX07501001-06); 公益性行业 (农业) 科研专项 (201203083)

收稿日期: 2013-09-10; 网络出版日期: 2014-07-02

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhm7875@mail.hzau.edu.cn

autotrophic-heterotrophic community. Thus, knowledge of the warming effects on nutrients dynamic in sediment is in urgent need. In the present study, an indoor microcosm system was set up to explore the effects of warming on the nutrients dynamic in sediment of a hypereutrophic shallow lake, Lake Nanhu. Sieved sediment cores were incubated under laboratory conditions, the experimental temperature regimes consisted of decadal spring average of Wuhan city (18 °C) and an elevated regime with 4.5 °C difference from that at baseline (22.5 °C). The contents of orthophosphate and total phosphorus in the water under the ambient temperature of 22.5 °C was significantly higher than those of 18 °C during the middle stage of the experiment, which indicated that warming accelerated the release of phosphorus from the sediment into water and the increase of the phosphorus content in the water would further increase the eutrophication. The concentration of the nitrate nitrogen in water raise rapidly accompany with the ammonia nitrogen concentration decreasing fast in the beginning of the experiment. Nevertheless, the contents of total nitrogen in water under two different temperature conditions were not significantly different from each other. The concentrations of total nitrogen in water and sediment were continuously declining at both conditions in all the experimental phases, which may indicate the denitrification and the benthic biological absorption in this experiment system. The total phosphorus content in sediment, loss on ignition of sediment, an indicator for loss of organic matter, and the chlorophyll a in the sediments were not significantly affected by the elevated temperature in this experiment system. In conclusion, warming may profoundly affect the phosphorus dynamics, but no obvious impact on the nitrogen dynamics in sediment.

Key Words: warming; eutrophic lake; sediment-water interface; nutrients; dynamics

营养盐是湖泊生态系统中重要的化学物质,是湖泊生态系统中生物生长所必须的最重要的营养元素,也是湖泊生态系统的初级生产力和食物链基础。过量的氮、磷等营养物质进入湖泊水体,会使得藻类等水生生物异常繁殖,水体透明度和溶解氧发生变化,加速水体老化,从而使水体的生态系统和生态功能受到障碍、破坏^[1]。

氮是生物生长必须的元素,是生命有机体中蛋白质、DNA、RNA 等重要组分中必不可少的一种元素,同时,氮也是导致水体富营养化的营养元素之一^[1]。氮在沉积物中存在的形态分为有机氮和无机氮,其中以有机氮为主^[2]。一般认为氮的释放与沉积物中各种形态氮之间的分解和转化有关,而各种环境与生物因素都能够对氮释放过程产生影响^[3]。已有研究表明,不同溶解氧水平下,不同形态的氮呈现出了不同的变化规律,厌氧状态下时,溶出的无机氮中大部分为氨氮,水体呈现好氧状态时,氮大部分以硝态氮形式溶出^[4]; pH 值对氮的释放影响比较明显,但影响机制比较复杂,一般认为 pH 值是通过影响沉积物中微生物的活动,影响氮在沉积物-水界面的迁移转化,另外从电化学的角度讲, pH 值越低,水溶液中 H⁺ 浓度越大,沉积物胶体中 NH₄⁺ 同 H⁺ 离子竞争吸附位置而被释放出来^[5]; 由于风浪的不断扰动,湖泊水土界面常处于不停的交换中,因此,水力扰动作用导致湖泊沉积物营养盐的释放量远比静态释放量大,一定条件下甚至是湖泊营养盐释放的主要来源^[6]。

磷是浮游生物的主要营养要素,在生物活动中有重要作用,是生产力的主要限制因素之一^[7-8]。水中的磷可分为溶解态和悬浮态两类,目前对于自然状态下水体沉积物吸收、释放磷的研究已经进行了很多^[9-11],沉积物释放磷元素,取决于不溶性磷酸盐(主要是钙盐、铝盐和铁盐)重新溶解的环境条件,大量研究表明,水体中磷释放过程同样受到多种环境与生物因素的影响^[12]。一般认为,溶解氧能够通过影响 Fe²⁺—Fe³⁺ 化学反应,进而影响 Fe³⁺ 与磷酸盐的结合,使湖泊生态系统在好氧状态下能促进磷的吸附,而厌氧状态下则加速沉积物中磷的释放^[13]; 有研究表明,沉积物磷释放量与 pH 值呈“U”型线性相关,即 pH 值在中性范围时释磷量最小,在酸性和碱性条件下能够提高磷的释放量^[14]; 扰动使表层沉积物再悬浮,增加沉积物反应界面,同时也加速了沉积物间隙水中磷的释放,但扰动的影响对磷的释放只是短期的有限效应^[15]。

环境温度改变亦会影响水体中氮磷等营养物质的动态迁移特征。温度可以通过改变微生物活性而抑制

或加速沉积物中不同形式氮的释放速率,许多研究表明,湖泊沉积物释放氮的速率均呈现出夏季最大、冬季较少的特征^[16];环境温度升高,沉积物中的微生物活性增强,使水体环境由氧化状态向还原状态转化,有利于 Fe^{3+} 的还原,加速沉积物中铁结合磷的释放^[17-18]。因此,了解全球变暖背景下温度升高对浅水湖泊沉积物-水界面营养物质动态迁移的特征具有十分重要的意义。

联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)第四次评估报告显示:在过去的—个世纪,全球地表温度升高大约 $0.74\text{ }^{\circ}\text{C}$,并且在未来的100a升温幅度将达到 $3\text{—}5\text{ }^{\circ}\text{C}$ ^[19-20]。在湖泊生态系统中,春季气温变暖会使湖泊冰盖融化的时间提前^[21],水温升高,部分湖泊垂直方向上的热分层现象提前出现^[22],浮游植物群落数量峰值在春季提前出现,硅藻逐渐成为优势种,同时影响到其与浮游动物之间的营养关系^[23]。对湖泊中生长速度较快、生长周期较短的浮游动物(如水蚤)来说,春季气温变暖对它们的繁殖期产生显著影响,从而使其生长受到限制,种群数量逐渐减少^[24]。一些溯河产卵的鱼类由于春季气温变暖水温升高,春季洄游的时间相对提前^[25]。湖泊沉积物是水体营养物质的主要宿体,是流域上物质搬运的最后归宿地,气候变暖会加剧沉积物中营养物质矿化的分解与释放^[26]。因此,春季物候的改变能够更好地反映气候变化,与此同时,一些研究表明,夏季温度升高也会对湖泊生态系统产生多方面的影响^[27]。

长江中下游地区是我国浅水湖泊比较集中的地区,且该地区亦是我国富营养化湖泊分布的主要地区^[28-29]。在工业化以前,其营养状态就处于中营养和富营养之间,但是,上世纪中期以后,伴随着经济发展的加快,湖泊快速趋于富营养化,人类活动的影响导致的沉积物和水体中的营养盐含量增加可达2—3倍以上,沉积物中的其他指标,如氮、碳同位素含量、重金属元素含量也都指示着同样的变化趋势^[30],同时,徐颖等研究发现,在只考虑温室气体增加条件下,2100年整个长江中下游地区地表温度平均升高幅度约为 $4.5\text{ }^{\circ}\text{C}$,高于全球平均水平^[31]。因此,本实验以重度富营养化的南湖为研究区域,于2012年3月24日至5月4日在光照培养箱内模拟该地区春季气候变暖趋势,重点关注升温情况下沉积物-水界面不同形态氮磷的变化特征,旨在揭示气候变暖对重度富营养水平湖泊沉积物-水界面营养盐物质动态释放的影响,为进一步研究气候变暖趋势下,湖泊生态系统的响应机制奠定基础。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究地点概况

武汉市南湖($30^{\circ}30'\text{N}$; $121^{\circ}21'\text{E}$)属长江中游浅水湖泊,面积 5.5 km^2 ,平均水深 1.6 m 。近十几年来,由于城市的迅速发展和湖泊周边的地产开发,南湖沿岸区域人口突破30万,仍呈增长趋势,大量生活污水流入湖中,加速了水体的富营养化^[32-33]。邱炳文等^[34]研究表明,南湖营养程度有1982年的中营养上升至1998年的重富营养水平,16年间上升了3个营养级别。近几年有关武汉南湖的研究发现,武汉南湖水体中各营养盐浓度都有了较大的增长,总氮的平均浓度已经达到 12.66 mg/L ,硝态氮的平均浓度为 1.08 mg/L ,氨氮的平均浓度为 0.83 mg/L ,亚硝态氮的平均浓度为 0.24 mg/L ;水体总磷和正磷酸盐的平均浓度分别为 0.24 mg/L 和 0.03 mg/L ^[35]。

1.2 实验材料

2012年3月18日在武汉市南湖敞水区水深 $1.5\text{—}2.0\text{ m}$ 处,用彼得森采泥器采集表层沉积物样品,经40目筛网过滤,静置后虹吸管除去上覆水,将底泥混合均匀后一小部分冷冻保存,用于营养盐及其他指标初始值的分析,其余底泥分装入12个底部直径 10.2 cm ,敞口直径 12.8 cm 、高 9.0 cm 的圆柱形塑料容器,每容器装入沉积物 200 mL ,沉积物高度约 2.6 cm 。采集南湖表层湖水,经 20 mm 孔径筛绢过滤,每容器放入过滤后的湖水 700 mL 。

1.3 实验设计与实验温度的确定

根据中国地面国际交换站武汉市气候资料年值数据,与全球气候变暖趋势类似,近60年来武汉的年平均气温呈现显著上升趋势(图1)。春季(3—5月)的平均气温数据采用2000—2010年3—5月气温的平均值,

近 10 年武汉地区春季的平均气温为 18 °C,在只考虑温室气体作用的影响下,已有研究预测本地区气温在本世纪末将升高约 4.5 °C^[31]。因此,本实验设置了两个温度处理:18 °C(近 10 年春季平均气温)和 22.5 °C(预测本地区本世纪末气温),每个处理 6 个平行,置于光照培养箱中,光照强度 3 级,白天/黑夜为 12 h/12 h。

1.4 模拟实验和分析方法

系统静置后在液面下 6 cm 处取水样 50 mL 测定作为初始值,为消除各系统之间溶解氧的差异,并且使系统处于相对稳定的状态,因此在不扰动底泥的前提下为每个系统 24 h 不间断充氧,通气 24 h 后,在同样深度取水样 50 mL 作为第 1 天数据,此后每隔 3d 以同样方法取同样体积的水样测定。取样、蒸发等原因损失的上覆水以双蒸水补充。采集的水样测定总氮(TN)、总磷(TP)、硝态氮(NO_3^- -N)、氨氮(NH_4^+ -N)和正磷酸盐(o-P) 5 项指标。TN 与 TP 采用碱性过硫酸钾联合消解法测定、 NO_3^- -N 采用紫外分光光度法测定、 NH_4^+ -N 采用纳氏比色法测定、o-P 采用钼酸铵法测定^[24]。同时,在实验第 1、10、20、30、40 天,为尽量避免扰动底泥,用药匙分别从两个处理组的 6 个平行中随机选择 3 个平行,取底泥约 30 g 左右,冰冻保存,实验结束后解冻风干一并用于测定沉积物总氮(TNs)、总磷(TPs)、烧失量(LOI)、叶绿素 a(Chl a)。TPs 采用硫酸-高氯酸消化,钼锑抗比色法测定^[25],TNs 采用 Thermo Flash 2000 元素分析仪测定,Chl a 采用分光光度法测定^[36-37],LOI 采用马弗炉灼烧法测定^[38]。

每个指标所得到的数据,在 Excel 中将相同时间的不同处理进行单因素方差分析,同时对一些指标进行线性回归分析以探究其随时间的变化趋势。

2 实验结果

2.1 水体 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N 和 TN 的变化

如图 2 所示,两处理组(18 °C 和 22.5 °C)水体 NO_3^- -N 的含量在实验第 4 天两组明显升高,分别为 3.09 mg/L 和 5.56 mg/L,相比之下 22.5 °C 处理组升高幅度更大并且达到整个实验周期的最高值($P < 0.01$),而 18 °C 处理组在第 7 天达到最高值,为 3.85 mg/L。两组的 NO_3^- -N 含量在达到各自最高值之后逐渐下降,从第 13 天开始保持相对稳定,18 °C 处理组约为 0.06 mg/L,22.5 °C 约为 0.40 mg/L。单因素方差分析表明,从第 16 天开始至实验结束,两个处理组间 NO_3^- -N 含量一直存在显著性差异,并且 22.5 °C 处理组中 NO_3^- -N 含量显著高于 18 °C 处理组($P < 0.01$)。两个处理组水体的 NH_4^+ -N 含量从第 4 天明显下降,22.5 °C 处理组下降速率较快,降至 0.51 mg/L,18 °C 处理组则降至 3.81 mg/L,第 10 天两组含量开始保持相对稳定,18 °C 处理组约为 0.20 mg/L,22.5 °C 则为 0.13 mg/L。实验开始至第 4 天两个处理组间存在显著差异($P < 0.01$),而从第 7 天开始实验结束,两处理组间基本无显著差异。实验开始后两处理组水体的 TN 含量均在持续下降,最终两组分别下降至 0.50 mg/L 和 0.49 mg/L,在整个实验过程中,除第 7 天存在差异外($P < 0.05$),其它各时段均无显著差异。

2.2 水体 o-P 和 TP 的变化

如图 3 所示,升温对水体磷浓度的影响较大,水体 o-P 初始含量均为 0.10 mg/L,之后 22.5 °C 处理水体中 o-P 呈现上升趋势,到第 13 天升至 0.55 mg/L 达到峰值,自第 26 天开始相对稳定在 0.27 mg/L 左右。18 °C 处理组最低值出现在第 13 天,为 0.07 mg/L,从 13d 至 22d 出现缓慢上升,自第 22 天开始相对稳定在 0.22 mg/L 左右。除实验初期两组无显著差异外,其余各时段 22.5 °C 处理的水体中 o-P 的含量显著高于 18 °C 处理($P < 0.01$)。两处理组水体中的 TP 初始含量均为 0.37 mg/L,22.5 °C 处理组最高值为 0.74 mg/L 同样出现在

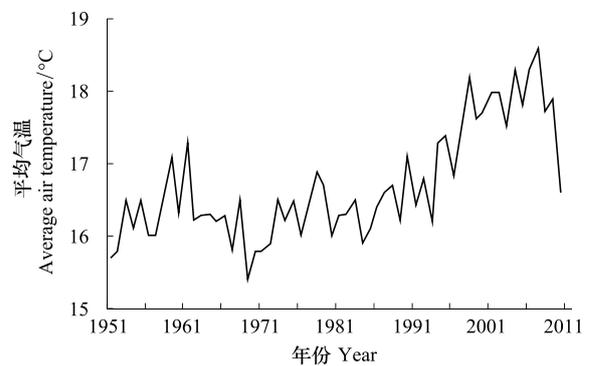


图 1 近 60 年武汉市年平均气温的变化趋势

Fig.1 Trend of the annual average temperature in Wuhan for nearly 60 years

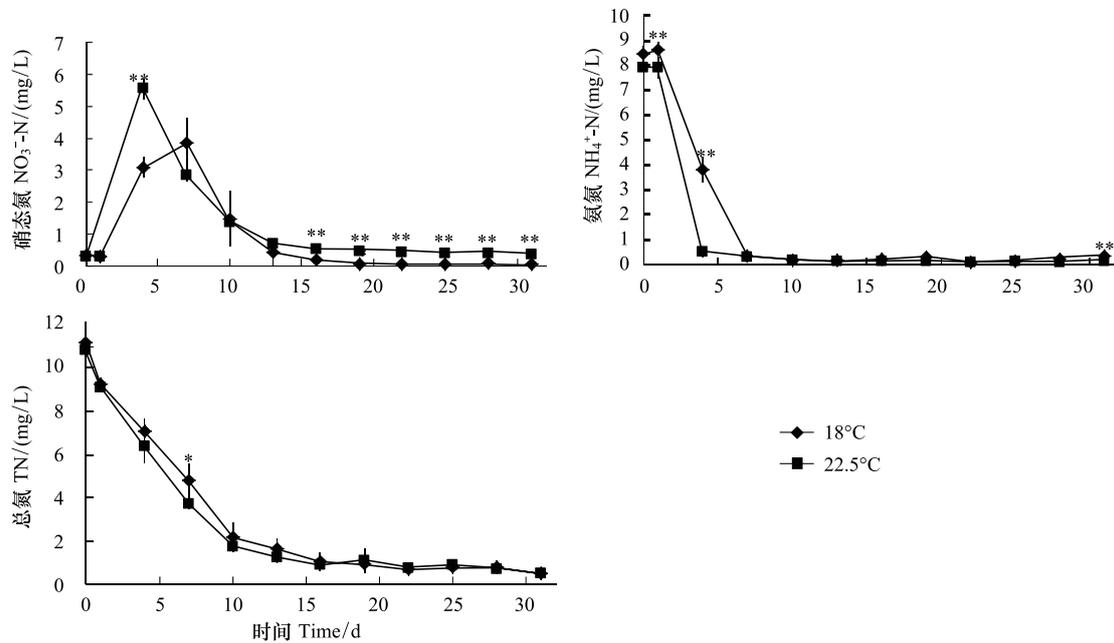


图2 水体中三种形态氮的浓度变化

Fig.2 Changes of three forms of nitrogen contents in water column

* 代表在 0.05 水平上存在显著差异, ** 代表存在 0.01 水平上存在显著差异; $\text{NO}_3\text{-N}$: 硝态氮 Nitrate nitrogen; $\text{NH}_4^+\text{-N}$: 氨氮 Ammonia nitrogen; TN: 总氮 Total nitrogen

第 13 天,从实验开始至第 13 天水体的 TP 明显增加,第 25 天开始保持相对稳定,含量约为 0.36 mg/L。18 °C 处理组最低值出现在第 10 天,含量为 0.18 mg/L,第 25 天开始相对稳定在 0.30 mg/L 左右。单因素方差分析表明,大多数时间点,22.5 °C 处理水体的 TP 显著高于 18 °C ($P < 0.05$)。

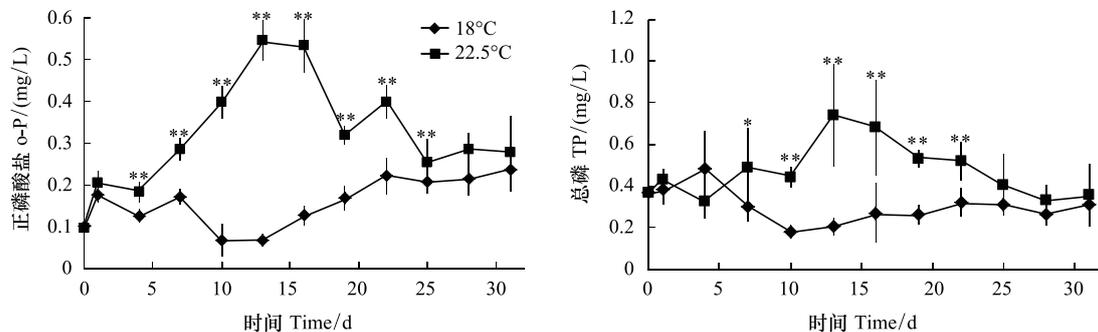


图3 水体中 o-P 和 TP 的浓度变化

Fig.3 Changes of orthophosphate and total phosphorus contents in water column

* 代表在 0.05 水平上存在显著差异, ** 代表存在 0.01 水平上存在显著差异;o-P: 正磷酸盐 Orthophosphate; TP: 总磷 Total phosphorus

2.3 TNs 和 TP 的变化

如图 4 所示,两个处理组 TNs 的含量,除第 20 天含量产生了差异($P < 0.05$),其余各时间 TNs 含量均无显著性差异,然而线性回归分析显示,两处理组 TNs 均具有显著下降的趋势($P < 0.05$),其中,18 °C 处理组的下降趋势更加显著($P = 0.03$)。同样,系统中 TP 的含量差异不大,只有实验第 40 天时产生了显著差异($P < 0.01$),线性回归显示两处理组的 TP 含量在整个实验阶段内没有显著变化的趋势,但如图 4 所示 18 °C 处理组呈现出了一种先上升,后下降的变化规律,而 22.5 °C 处理组的含量基本维持在了原水平。

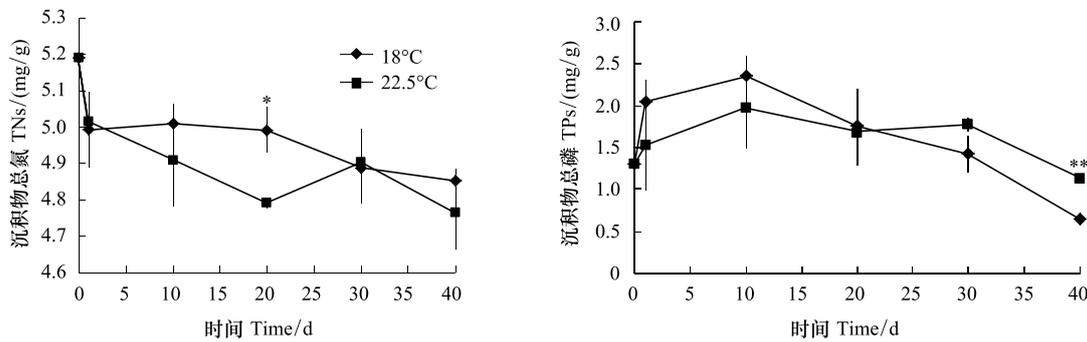


图4 TNs与TPs含量的变化

Fig.4 Changes of total nitrogen and total phosphorus contents in sediment

* 代表在 0.05 水平上存在显著差异, ** 代表存在 0.01 水平上存在显著差异; TNs: 沉积物总氮 Total nitrogen in sediment; TPs: 沉积物总磷 Total phosphorus in sediment

2.4 沉积物 Chl a 的变化

如图 5 所示, 两处理组沉积物 Chl a 含量在整个实验阶段没有显著性差异, 整体呈现出先下降后上升的规律, 实验初始值为 175.5 mg/g, 在实验第 20 天沉积物 Chl a 含量下降到最低, 分别为 77.2 mg/g (22.5 °C) 与 82.3 mg/g (18 °C), 最终第 40 天沉积物 Chl a 含量分别为 125.2 mg/g 与 126.4 mg/g。

2.5 沉积物 LOI 的变化

实验阶段中期, 两处理组的烧失量 (LOI) 大部分时间 22.5 °C 要高于 18 °C (图 6), 初始值 9.6%, 回归分析显示两处理组的沉积物烧失量没有显著上升或下降的趋势, 但 22.5 °C 的处理组在整个实验阶段的波动较大, 最终实验第 40 天依然高于 18 °C 处理组。

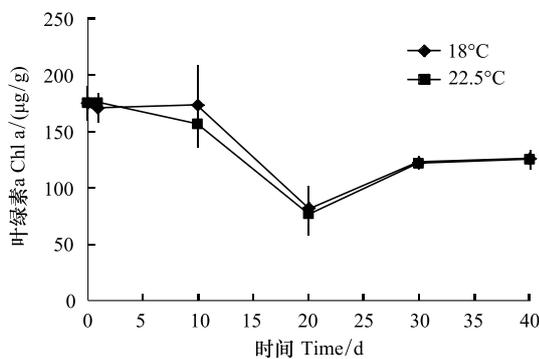


图5 沉积物 Chl a 含量的变化

Fig.5 Changes of chlorophyll a content in sediment

Chl a: 叶绿素 a Chlorophyll a

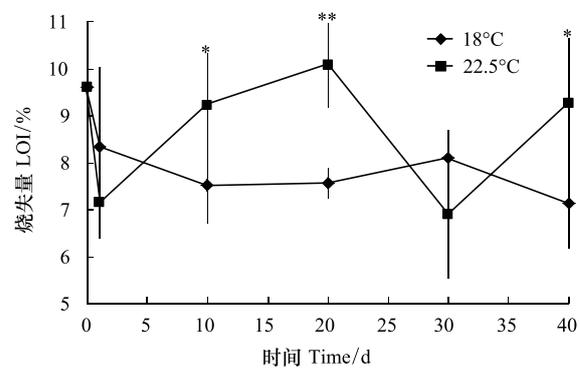


图6 沉积物 LOI 的变化

Fig.6 Changes of loss on ignition in sediment

* 代表在 0.05 水平上存在显著差异, ** 代表存在 0.01 水平上存在显著差异; LOI: 烧失量 Loss on ignition

3 讨论

3.1 升温对系统沉积物磷动态迁移的影响

本实验中, 水体中的 o-P 和 TP 的浓度变化说明了两个处理组中沉积物磷元素的迁移方向是从沉积物中向上覆水中释放, 释放的规律是先以一个相对快速的速率释放, 而后逐渐缓慢而达到平衡, 并且温度的升高能够促进这个释放的过程, 这与以往有关磷释放的研究结果相似^[39-40], 产生这种现象的原因有: (1) 各类磷酸盐矿物的溶解取决于水体中磷的溶解度, 而温度为影响饱和度的主要因素, 温度升高, 使水体中磷的饱和度增大, 物理化学反应的平衡向溶解、解析的吸热方向转移, 进而导致底泥释磷能力的提高, 无机磷的溶解释放反

应速率以及扩散速率增加^[40]。潘成荣等^[41]对瓦埠湖沉积物室内模式实验表明,在 30 °C 的条件下水体中最大 TP 浓度、底泥的最大释放量为 0.49 mg/L, 12.79 mg/kg, 分别约为 10 °C、20 °C 时最大浓度与最大释放量的 3.8 倍、1.5 倍;(2) 温度升高, 沉积物中微生物活力增强, 有机物分解矿化速度加快, 降低了氧化还原电位, 使 Fe^{3+} 还原为 Fe^{2+} , 使得部分与 Fe 结合的 PO_4^{3-} 得以释放^[42], 而且微生物的活动还可以将有机磷转化为无机磷向上覆水中释放^[43], 同样的现象其他湖泊中也有出现, 如西湖当温度为 30 °C 时底泥磷释放速率为 0.20 $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$, 10 °C 时仅为 0.05 $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$, 因而夏季释放速率明显增加, 春秋季节略低, 冬季则几乎为零^[44];(3) 有研究表明, 温度对含钙沉积物的影响最大, 因为水温的升高使有机质矿化作用增强, 产生大量的 CO_2 从而加速了含钙沉积物的溶解^[45], 钙结合态磷的释放也相应加快;(4) 本实验中, 22.5 °C 处理组水体中的 TP 和 o-P 浓度整体呈现先升高后降低最终稳定的变化规律, 一方面, 这与系统中沉积物有机质含量的变化有着较大的关系, 而对系统沉积物烧失量的测定就能够很好地反映沉积物有机质含量的变化^[46], 易文利^[39]研究表明, 有机质可以抑制沉积物溶解性活性磷的释放, 22.5 °C 处理组中系统的沉积物有机质含量出现不规则的波动, 但最终维持在了一个相对较高的水平(图 6), 这与前者的研究结果相同, 原因可能是虽然实验后期大量微生物死亡, 有机质中带来磷营养, 但能通过吸附机制将磷酸盐固定在沉积物颗粒中, 抑制其从水体中释放^[47]; 另一方面, 底栖附着藻类也同样能够影响沉积物磷与水界面的交换^[48], 沉积物 Chl a 含量的变化很好地反映了实验过程中底栖附着藻类的生物量^[49](图 5), 整个实验过程底栖藻类生物量呈现出先下降后上升的变化规律, 表明实验后期, 底栖附着藻类对于沉积物中的磷向水体中释放也起到了一定的抑制作用, 其原因是沉积物表层底栖藻类同化吸收了沉积物中释放出的大部分磷, 从而抑制了磷向上覆水中释放, Hansson^[50]利用放射性同位素 P 标记失踪法发现附着藻类吸收的磷中 84% 来自沉积物的释放。因此, 从整个实验过程看来, 气温升高可能导致沉积物中的磷向上覆水中大量释放, 从而使水体中溶解态磷含量快速提高, 加剧水体富营养化风险。

3.2 升温对系统沉积物氮动态迁移的影响

实验初期, 两处理组水体的 NO_3^- -N 迅速升高, 同时 NH_4^+ -N 的浓度迅速降低, 表明系统在充氧的作用下呈现较强的硝化作用, Pauer^[51]等的研究认为, 硝化作用主要在沉积物表面进行, 水体中的消化速率相当低, 接近于零, 而曾巾^[52]等利用东太湖和梅梁湾的底泥和水体构建微宇宙的研究表明, 沉积物和水体中都进行了剧烈的硝化作用。本实验中, 系统初期出现的剧烈硝化作用一方面是因为沉积物表面的硝化细菌在好氧环境下将 NH_4^+ -N 转化为 NO_3^- -N, 另一方面是因为沉积物水体中存在较高的氧化还原电位^[3, 53], 使系统中大量的 NH_4^+ -N 转化为 NO_3^- -N, 22.5 °C 处理组 NO_3^- -N 浓度升高更加剧烈, 说明在好氧环境下, 温度的升高对水体中的 NH_4^+ -N 向 NO_3^- -N 的转化起到了一定的促进作用, 然而与高浓度的溶解氧这一因素相比, 温度的升高对这一转化过程产生了多大程度的影响还有待实验进一步探讨。实验后期, 系统 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 的浓度达到了一定的稳定状态, 而 22.5 °C 处理组 NO_3^- -N 浓度维持在了较高水平, 总体高于 18 °C 处理组, 说明在好氧环境下, 温度的升高一定程度上影响了 NH_4^+ -N 向 NO_3^- -N 转化的平衡状态, 使得反应平衡向 NO_3^- -N 的方向移动。

有研究表明, 沉积物中向上覆水中释放氮, 其动力来自于浓度梯度, 主要释放形式是 NH_4^+ -N (来源于含氮有机物的降解)^[54], 这与本实验中水体 TN 和 NH_4^+ -N 浓度存在良好正相关关系的结果相吻合。而在湖泊生态系统中, 浮游植物等将氮素转化为自身生物量, 利用到的无机态氮主要为 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N^[55], 因此, 本实验中沉积物释放的 NH_4^+ -N 其中一大部分在有氧情况下被迅速转化为 NO_3^- -N, 而另一部分则被系统中生长的浮游植物和底栖藻类逐步吸收利用, 从而导致系统中 NH_4^+ -N 浓度持续降低, 最终保持在相对平衡的状态, 在此同时, 稳定状态的 NO_3^- -N 中一大部分来源于沉积物中 NH_4^+ -N 释放入水体中之后的转化。

实验结果显示, 两处理组沉积物 TN 在整个实验过程中都呈现下降的趋势 ($P < 0.05$), 说明沉积物当中氮元素迁移方向是从沉积物向上覆水中释放, 而水体的 TN 却在实验初期快速下降, 最终稳定在较低的状态(图 2), 这表明本实验中升温并没有对沉积物氮元素的释放产生显著影响, 而系统中氮营养盐的损失主要原因可能有两点:(1) 沉积物中释放到水体中的氮元素部分通过反硝化作用转化为 N_2 从系统中溢出, 目前已有

的研究表明,反硝化作用主要在沉积物中进行^[51],Seitzinger^[56]等认为,通过沉积物厌氧层内的反硝化作用,以 N_2O 、 N_2 等无机气体等形态去除的内源性氮负荷,可达湖泊外源性氮输入总量的一半以上。尽管反硝化被认为仅能在厌氧条件下发生,但也有很多报告证实在好氧条件下存在反硝化作用^[57-60],Mariotti 等人的研究认为地下水中特定的生态环境使反硝化成为减轻地下水 NO_3^- 污染的主要反应^[61]。富氧条件下,上覆水中的 NO_3^- -N 等能反向扩散进入沉积物的厌氧层中,经反硝化作用还原成 N_2O 、 N_2 等散逸入大气,有研究表明,这种脱氮过程是清除水体氮负荷的唯一最彻底的有效机制^[62]。但本实验中,系统中损失的大部分的氮元素是否通过此途径从系统中溢出,还有待进一步实验论证;(2)部分氮营养盐被系统沉积物表面底栖藻类和底栖动物利用,马沛明等研究证明,底栖藻类对污水中的氮营养有很好的去除效果^[63],而南湖沉积物的叶绿素 a 浓度较其它湖泊相对较高^[64-65],说明其底栖藻类生物量相对较高,因此对水体中氮的消耗起到了更强的作用,杨明生等对武汉南湖大型底栖动物生态功能的研究表明,南湖中大型底栖动物生物多样性降低,种类较少,主要为寡毛类和摇蚊幼虫,然而对南湖中的氮元素具有一定的清除能力^[66]。最终,系统中沉积物 N 素的释放与反硝化作用以及生物对 N 的利用三者之间的作用达到平衡,形成了实验后期水体 TN 浓度的稳定状态。综上所述,由于反硝化作用与底栖生物利用两个原因,造成本实验模拟系统中 N 的损失,同时未观察到升温对沉积物中氮的动态迁移产生显著影响。

4 结论

通过室内模拟控制实验可以初步得到以下结论:(1)在超富营养型浅水湖泊中,底层水温度的升高能够显著促进湖泊沉积物中磷元素的释放,使水体当中的磷浓度显著升高,从而加剧水体富营养化的风险;(2)由于反硝化作用与底栖生物利用两个原因,造成本实验模拟系统中氮的损失,本实验系统中未观察到升温对沉积物中氮的动态迁移产生显著影响,但温度的升高对于超富营养型浅水湖泊沉积物中氮元素营养盐动态迁移的影响依然有待进一步实验论证。

参考文献(References):

- [1] 李文霞,冯海艳,杨忠芳,阮晓红. 水体富营养化与水体沉积物释放营养盐. 地质通报, 2006, 25(5): 602-608.
- [2] 吴丰昌,万国江,黄荣贵. 湖泊沉积物——水界面营养元素的生物地球化学作用和环境效应: I. 界面氮循环及其环境效应. 矿物学报, 1996, 16(4): 403-409.
- [3] 于军亭,张帅,张志斌,王立鹏,魏垒垒,谭晓波. 环境因子对浅水湖泊沉积物中氮释放的影响. 山东建筑大学学报, 2000, 25(1): 58-61.
- [4] 姜爱霞. 水环境氮污染的机理和防治对策. 中国人口·资源与环境, 2000, 10(S1): 75-76.
- [5] 付春平,钟成华,邓春光. pH 与三峡库区底泥氮磷释放关系的试验. 重庆大学学报:自然科学版, 2004, 27(10): 125-127.
- [6] Reddy K R, Fisher M M, Ivanoff D. Resuspension and diffusive flux of nitrogen and phosphorus in a hypereutrophic lake. Journal of Environmental Quality, 2004, 25(1): 363-371.
- [7] Gibson C E. Nutrient limitation. Journal of the Water Pollution Control Federation, 1971, 43: 2436-2440.
- [8] Dorich R A, Nelson D W, Sommers L E. Availability of phosphorus to algae from eroded soil fractions. Agriculture, Ecosystems and Environment, 1984, 11(3): 253-264.
- [9] Detenbeck N E, Brezonik P L. Phosphorus sorption by sediments from a soft-water seepage lake. 2. Effects of pH and sediment composition. Environmental Science & Technology, 1991, 25(3): 403-409.
- [10] Yao W S, Millero F J. Adsorption of phosphate on manganese dioxide in seawater. Environmental Science & Technology, 1996, 30(2): 536-541.
- [11] Zhao H S, Stanforth R. Competitive adsorption of phosphate and arsenate on goethite. Environmental Science & Technology, 2001, 35(24): 4752-4757.
- [12] 陈田耕. 关于磷自沉积物的释放. 环境科学丛刊, 1988, 9(1): 36-42.
- [13] Gomez E, Dunllon C, Rofes G, Picot B. Phosphate adsorption and release from sediments of brackish lagoons: pH, O_2 and loading influence. Water Research, 1999, 33(10): 2437-2447.
- [14] 王晓蓉,华兆哲,徐菱,赵闯,吴重华. 环境条件变化对太湖沉积物磷释放的影响. 环境化学, 1996, 15(1): 15-19.

- [15] 张路, 范成新, 秦伯强, 杨龙元. 模拟扰动条件下太湖表层沉积物磷行为的研究. 湖泊科学, 2001, 13(1): 35-42.
- [16] 范成新, 张路, 秦伯强, 胡维平, 高光, 王建军. 太湖沉积物-水界面生源要素迁移机制及量化——1. 铵态氮释放速率的空间差异及源-汇通量. 湖泊科学, 2004, 16(1): 10-20.
- [17] Eckert W, Nishn A, Parparova R. Factors regulating the flux of phosphate at the sediment-water interface of a subtropical calcareous lake: A simulation study with intact sediment cores. Water, Air, & Soil Pollution, 1997, 99(1/4): 401-409.
- [18] Gonsiorczyk T, Casper P, Koschel R. Variations of phosphorus release from sediments in stratified lakes. Water, Air, & Pollution, 1997, 99(1/4): 427-434.
- [19] IPCC. Climate Change 2007: the physical sciences basis // Parry M L, Canziani O F, Palutikof J P, Linden P J, Hanson C E, eds. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK: Cambridge University, 2007: 7-22.
- [20] Houghton J. The science of global warming. Interdisciplinary Science Reviews, 2001, 26(4): 247-257.
- [21] Wynne R H, Lillesand T M. Satellite observation of lake ice as a climate indicator; initial results from statewide monitoring in Wisconsin. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 1993, 59(6): 1023-1031.
- [22] Boehrer B, Schultze M. Stratification of lakes. Reviews of Geophysics, 2008, 46(2): 745-722.
- [23] Winder M, Schindler D E. Climatic effects on the phenology of lake processes. Global Change Biology, 2004, 10(11): 1844-1856.
- [24] Seebens H, Straile D, Hoegg R. Population dynamics of a freshwater calanoid copepod: Complex responses to changes in trophic status and climate variability. Limnology & Oceanography, 2007, 52(6): 2364-2372.
- [25] Quinn T P, Adams D J. Environmental changes affecting the migratory timing of American shad and sockeye salmon. Ecology, 1996, 77(4): 1151-1162.
- [26] Jeppesen E, Kronvang B, Meerhoff M, Søndergaard M, Hasen K M, Andersen H E, Lauridsen T L, Liboriussen L, Beklioglu M, Özen A, Olesen J E. Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. Journal of Environmental Quality, 2009, 38(5): 1930-1941.
- [27] 卡尔夫. 湖沼学: 内陆水生态系统. 古滨河, 刘正文, 李宽意, 等, 译. 北京: 高等教育出版社, 2011: 176-178.
- [28] 秦伯强. 长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探. 湖泊科学, 2002, 14(3): 193-202.
- [29] 蔡永久, 姜加虎, 张路, 陈宇伟, 龚志军. 长江中下游湖泊大型底栖动物群落结构及多样性. 湖泊科学, 2010, 22(6): 811-819.
- [30] 秦伯强, 朱广伟. 长江中下游地区湖泊水和沉积物中营养盐的赋存、循环及其交换特征. 中国科学 D 辑, 2005, 35(S2): 1-10.
- [31] 徐影, 丁一汇, 赵宗慈. 长江中下游地区 21 世纪气候变化情景预测. 自然灾害学报, 2004, 13(1): 25-31.
- [32] 杨学芬, 熊邦喜, 杨明生. 武汉南湖水体及沉积物不同形态磷的季节变化. 应用生态学报, 2008, 19(9): 2029-2034.
- [33] 王银东, 熊邦喜, 杨学芬. 用大型底栖动物对武汉南湖水质的生物学评价. 环境污染与防治, 2006, 28(4): 312-314.
- [34] 邱炳文, 周勇, 周敏, 李学垣. 武汉市南湖富营养化现状、趋势及其综合整治对策. 华中农业大学学报, 2000, 19(4): 350-352.
- [35] 杨学芬. 武汉南湖营养盐动态及重金属污染的研究 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2010: 8-12.
- [36] 金相灿. 湖泊富营养化调查规范 (第二版). 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 55-60.
- [37] 吴以平, 刘晓收. 青岛湾潮间带沉积物中叶绿素的分析. 海洋科学, 2005, 29(11): 8-12.
- [38] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2002: 166-168.
- [39] 易文利. 湖泊沉积物中有机质含量对释放磷的影响. 科学技术与工程, 2011, 11(26): 6401-6404.
- [40] 李高金, 周杰. 环境因子对南四湖沉积物中磷释放的影响. 农业环境科学学报, 2006, 25(S2): 653-656.
- [41] 潘成荣, 张之源, 叶琳琳, 郑志侠, 汪家权. 环境条件变化对瓦埠湖沉积物磷释放的影响. 水土保持学报, 2006, 20(6): 148-152.
- [42] 汪家权, 孙亚敏, 钱家忠, 巫建光, 潘天声. 巢湖底泥磷的释放模拟实验研究. 环境科学学报, 2002, 22(6): 738-743.
- [43] 范成新, 张路, 秦伯强, 王苏民, 胡维平, 张琛. 风浪作用下太湖悬浮态颗粒物中磷的动态释放估算. 中国科学 D 辑, 2003, 33(8): 760-780.
- [44] 吴根福, 吴雪昌, 金承涛, 宣晓东, 李梅姿. 杭州西湖底泥释磷的初步研究. 中国环境科学, 1998, 18(2): 107-110.
- [45] 韩沙沙, 温琰茂. 富营养化水体沉积物中磷的释放及其影响因素. 生态学杂志, 2004, 23(2): 98-101.
- [46] 刘子婷, 余俊清, 张保华, 蔡伟, 张立莎. 烧失量分析在湖泊沉积与环境变化研究中的应用. 盐湖研究, 2006, 14(2): 67-72.
- [47] 张新明, 李华兴, 刘远金. 磷酸盐在土壤中吸附于解吸研究进展. 土壤与环境, 2001, 10(1): 77-80.
- [48] Wetzel R G. Benthic algae and nutrient cycling in lentic freshwater systems // Stevenson R J, Bothwell M L, Lowe R L, eds. Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems. San Diego: Academic Press, 1996: 642-667.
- [49] 李万会, 丁平兴. 滩涂沉积物中叶绿素 a 浓度与沉积特性的关系. 华东师范大学学报: 自然科学版, 2007, (4): 26-33.
- [50] Hansson L A. Effects of competitive interactions on the biomass development of planktonic and periphytic algae in lakes. Limnology & Oceanography, 1988, 33(1): 121-128.

- [51] Pauer J J, Auer M T. Nitrification in the water column and sediment of a hypereutrophic lake and adjoining river system. *Water Research*, 2000, 34(4): 1247-1254.
- [52] 曾巾, 杨柳燕, 肖琳, 尹大强, 秦伯强. 湖泊氮素生物地球化学循环及微生物的作用. *湖泊科学*, 2007, 19(4): 382-389.
- [53] 刘峰, 高云芳, 王立欣, 李秀启, 师吉华, 客涵, 王亚楠, 冷春梅, 王芳, 董双林. 水域沉积物氮磷赋存形态和分布的研究进展. *水生态学杂志*, 2011, 32(4): 137-144.
- [54] 范成新, 相崎守弘. 好氧和厌氧条件对霞浦湖沉积物——水界面氮磷交换的影响. *湖泊科学*, 1997, 9(4): 337-342.
- [55] Gu B H, Alexander V. Dissolved nitrogen uptake by a cyanobacterial bloom (*Anabaena flos-aquae*) in a Subarctic Lake. *Applied and Environmental Microbiology*, 1993, 59(2): 422-430.
- [56] Seitzinger S P. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnology & Oceanography*, 1988, 33(4 Part 2): 702-724.
- [57] Robertson L A, Van Neil E W J, Torremans R A, Kuenen J G. Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic chemostat cultures of *Thiosphaera pantotropha*. *Applied and Environmental Microbiology*, 1988, 54(11): 2812-2818.
- [58] Carter J P, Hsiao Y H, Spiro S, Richardson D J. Soil and sediment bacteria capable of aerobic nitrate respiration. *Applied and Environmental Microbiology*, 1995, 61(8): 2852-2858.
- [59] 丁爱中, 傅家谟, 盛国英. 好氧生物反硝化反应的实验证据. *科学通报*, 2000, 45(S): 2779-2782.
- [60] 吕锡武, 李锋, 稻森悠平, 水落元之. 氨氮废水处理过程中的好氧反硝化研究. *给水排水*, 2000, 26(4): 17-20.
- [61] Mariotti A, Landreau A, Simon B. ^{15}N isotope biogeochemistry and natural denitrification process in groundwater: application to the chalk aquifer of northern France. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1988, 52(7): 1869-1878.
- [62] 杨龙元, Gardner W S. 休伦湖 Saginaw 湾沉积物反硝化率的测定及其时空特征. *湖泊科学*, 1998, 10(3): 548-553.
- [63] 马沛明, 况琪军, 刘国祥, 胡征宇. 底栖藻类对氮、磷去除效果研究. *武汉植物学研究*, 2005, 23(5): 465-469.
- [64] 姚晓, 山口一岩, 邹立, 高会旺, 郭新宇. 黄河三角洲南部潮间带沉积环境对底栖叶绿素 a 分布特征的影响. *生态学杂志*, 2010, 29(9): 1762-1769.
- [65] 林慧, 苏玉萍, 庄一延, 钟厚璋, 林佳, 金华. 福建省山仔水库和杜塘水库沉积物叶绿素 a 比较研究. *亚热带资源与环境学报*, 2011, 6(4): 42-48.
- [66] 杨明生. 武汉市南湖大型底栖动物群落结构与生态功能的研究 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2009: 16-18.