

岱海表层沉积物中影响氨氮释放的模拟研究

孙 英, 何 江, 吕昌伟, 刘二东, 沈丽丽

(内蒙古大学生态与环境科学系, 内蒙古 呼和浩特 010021)

摘 要 以北方半干旱地区典型内陆封闭湖泊岱海为研究对象, 采用室内模拟实验方法, 开展了温度、pH、溶解氧及水生植物对湖泊沉积物中 NH_4^+-N 释放的影响研究。结果表明, 温度升高, 中性条件、厌氧条件均有利于 NH_4^+-N 的释放。狐尾藻对上覆水 NH_4^+-N 含量的有效控制作用是其抑制底泥释放、同化吸收作用和增强上覆水氧化条件等综合作用的结果, 植物修复是控制湖泊富营养化水平的有效措施。

关键词 沉积物 氨氮 释放 岱海

中图分类号 X524 **文献标志码** A **文章编号** 1672-2043(2009)07-1464-05

The Simulation Research of Ammonium Nitrogen Release from the Surface Sediments of the Daihai Lake

SUN Ying, HE Jiang, LV Chang-wei, LIU Er-dong, SHEN Li-li

(Department of Ecology and Environmental Science, Inner Mongolia University, Huhhot 010021, China)

Abstract The Daihai Lake is a typical inland lake in a semiarid region in Inner Mongolia, China. This research is mainly focus on the impact of temperature, pH values, dissolved oxygen, and hydrophyte (take *Myriophyllum spicatum* L. for example) on ammonium nitrogen release from the surface sediments of the Daihai Lake. The result indicated that higher temperature, neutral condition and anaerobic condition would improve the release of ammonium nitrogen. Furthermore, assimilation of *Myriophyllum spicatum* L. on the ammonium nitrogen could control ammoniacal nitrogen release from the surface sediments, and some of the ammonium nitrogen was oxidized to nitrate nitrogen by oxygen from photosynthesis of *Myriophyllum spicatum* L., which reduced the concentration of ammonium nitrogen in the overlying water. Therefore, phytoremediation could purify the water body and prevent the lake eutrophication.

Keywords sediments; NH_4^+-N ; release; Daihai Lake

沉积物中的氮是湖泊生态系统的重要生态因子, 也是引发江河湖泊等发生富营养化的重要因素之一。沉积物中能参与交换的生物可利用氮的量, 取决于沉积物中氮的赋存形态^[1-2]。沉积物发生氧化作用、有机质分解和矿化作用可产生大量 NH_4^+-N , 并以可溶相形式进入孔隙水, 进而在浓度梯度作用下向表面氧化层或上覆水体扩散迁移, 其中一部分 NH_4^+-N 被水体中生物同化吸收。随湖泊富营养化的发生, 有机质分解形成的 NH_4^+-N 不能全部被微生物同化吸收, 大量 NH_4^+-N 将重新释放到上覆水体中, 从而提高了水体的营养水平。由于 NH_4^+-N 特别是非离子氨 (NH_3)^[3] 对

鱼类及水生生物有很强的毒性, 控制水环境中 NH_4^+-N 的含量对农灌和渔业生产等至关重要。

岱海是典型的内陆封闭微咸水湖泊, 近年来湖水咸化程度逐渐增高, 湖泊富营养化进程日趋加剧。针对岱海的现状, 本文开展了岱海沉积物中氨氮的释放研究, 以期对湖泊水体富营养化的综合防治及湖泊湿地生态系统的恢复与重建提供科学依据。

1 研究区概况及样品采集

1.1 研究区概况

湖区 (40°29'27"~40°37'6"N, 112°33'31"~112°46'40"E) 位于内蒙古中部凉城县境内, 处于温带半干旱区向干旱区的过渡地带, 是西伯利亚干冷气团南下与热带海洋暖气团北上相交锋的敏感地带。岱海东西长约 25 km, 南北宽约 10 km, 平均水深约 7 m, 最大水深 18.4 m, 蓄水量 13.3 亿 m^3 , 湖水矿化度在 2.5 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, 流域面积约 2 084.4 km^2 , 是典型的断陷式内陆封闭构造微咸水湖泊, 具有调蓄洪涝、引水灌溉、水产

收稿日期 2008-11-05

基金项目 内蒙古自然科学基金“内蒙古自治区湖泊湿地环境地球化学研究” 内蒙古大学“513 人才计划”——“内蒙古草原区湖泊湿地生态系统环境健康研究”

作者简介 孙 英 (1981—), 女, 硕士, 内蒙古呼和浩特人, 主要研究方向为环境地球化学。

通讯作者 何 江 E-mail: hndjhe@imu.edu.cn

养殖和景观旅游等功能,素有塞上明珠的美誉。湖中有草、鲢、鲤、鲫等29种鱼类。近年来由于气候干旱,流入岱海的河流多数已干涸,目前已无河流补水,致使岱海水位逐年下降、水面不断缩小,湖水咸化程度逐渐增高,湖泊富营养化进程日趋加剧,对水资源、渔业资源、滩地资源、经济作物资源的进一步开发利用构成了极大威胁。

1.2 样品采集

按照国家环境保护总局“地表水和污水检测技术规范(HJ/T91—2002)”,于2007年8月对岱海进行了系统的现场监测和样品采集(图1)。沉积物样品视湖泊深度分别用挪威 Swedaq 公司产 KC mod A och B 型无扰动采样器或荷兰 Eijkkelkamp 公司产 SA Beeker 型沉积物原状采样器采集,同步采集上覆水并现场用 $0.45\ \mu\text{m}$ 滤膜过滤。沉积物样品装入封口聚乙烯塑料袋后冷藏保存,回实验室于 $-24\ ^\circ\text{C}$ 冷冻保存。采样站位用全球卫星定位系统(GPS)定位,同时结合地形图校正。

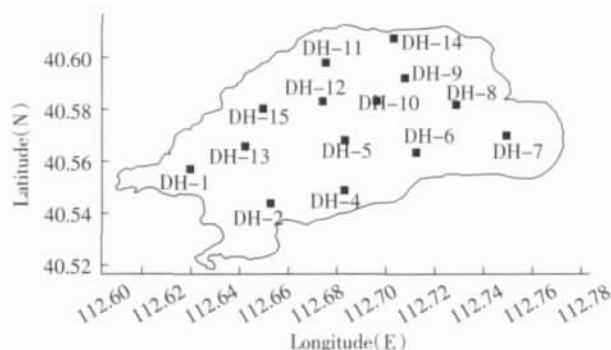


图1 采样站位分布图

Figure 1 Location of the samples

2 材料与方法

2.1 实验材料

沉积物 清除杂质的岱海表层沉积物(0~10 cm)。不同深浅湖区的水-沉积物界面具有不同的水动力、氧化还原、扰动强度以及沉积物性状等条件。DH-5、10、12、15等4个站位处于深水区, DH-1、2、4、6、7、8、9、11、13、14等10个站位处于浅水区,根据岱海的水深分布及现场采样的实际情况,分别将湖心区(DH-I,包括DH-5、10、12、15)和非湖心区(DH-II,包括DH-1、2、4、6、7、8、9、11、13、14)相应站位的表层沉积物均匀混合备用。

上覆水 研究岱海水质对营养盐释放影响所用的上覆水为现场经 $0.45\ \mu\text{m}$ 滤膜过滤的湖水(pH8.8, NH_4^+-N 浓度为 $0.0185\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 研究其他环境因子对

营养盐释放影响所用的上覆水均为去离子水(NH_4^+-N 浓度为 $0.000\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$),除 pH 对营养盐释放影响的实验外,其余实验所用的去离子水均用 $1\ \text{mol}\cdot\text{L}^{-1}\ \text{HCl}$ 和 $1\ \text{mol}\cdot\text{L}^{-1}\ \text{NaOH}$ 调节至 pH 值为 8.5。

2.2 实验方法

释放平衡时间实验:称取均化沉积物 $5.000\ 0\ \text{g}$ (湿重)于 $50\ \text{mL}$ 具塞锥形瓶中,加入 $25\ \text{mL}$ 上覆水(分别为湖水和 pH8.5 的去离子水),置于 $20\ ^\circ\text{C}$ 恒温振荡器中($R=60\ \text{r}\cdot\text{min}^{-1}$)。

温度对 NH_4^+-N 释放影响实验:称取均化沉积物 $5.000\ 0\ \text{g}$ (湿重)于 $50\ \text{mL}$ 具塞锥形瓶中,加入 $25\ \text{mL}$ pH8.5 的去离子水,置于恒温振荡器中($R=60\ \text{r}\cdot\text{min}^{-1}$),调节温度分别为 5 、 10 、 15 、 20 、 25 、 30 、 35 、 $40\ ^\circ\text{C}$ 。

pH 对 NH_4^+-N 释放影响实验:称取均化沉积物 $5.000\ 0\ \text{g}$ (湿重)于 $50\ \text{mL}$ 具塞锥形瓶中,加入 $25\ \text{mL}$ pH 分别为 3 、 4 、 5 、 6 、 7 、 8 、 9 、 10 的去离子水,置于 $20\ ^\circ\text{C}$ 恒温振荡器中($R=60\ \text{r}\cdot\text{min}^{-1}$)。

DO 对 NH_4^+-N 释放影响实验:称取均化沉积物 $5.000\ 0\ \text{g}$ (湿重)于 $50\ \text{mL}$ 具塞锥形瓶中,加入 $25\ \text{mL}$ 上覆水(pH8.5 的超纯水),分别通入氮气和空气调节厌氧($\rho\text{DO}<0.8\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)和好氧($\rho\text{DO}>5\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)环境,置于 $20\ ^\circ\text{C}$ 恒温振荡器中($R=60\ \text{r}\cdot\text{min}^{-1}$)。

上述实验均在密封避光条件下进行。取样后立即用 $0.45\ \mu\text{m}$ 微孔滤膜过滤, NH_4^+-N 用水杨酸-次氯酸盐光度法测定。

水生植物对营养盐释放影响实验 底泥为岱海表层沉积物(NH_4^+-N 含量为 $113.08\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),上覆水为现场经 $0.45\ \mu\text{m}$ 滤膜过滤的湖水(pH8.8, NH_4^+-N 浓度为 $0.0185\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)或去离子水(NH_4^+-N 浓度为 $0.000\ 0\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。实验在室内自然光照和温度条件下进行。将 $50\ \text{g}$ 沉积物鲜样(经烘干,折合为 $37.1\ \text{g}$ 干土)加于 $500\ \text{mL}$ 的白色半透明水桶中,加入适量水后植入水生植物,然后加满水,并记录液面位置。实验选用的沉水植物为狐尾藻(*Myriophyllum verticillatum* L.)。实验分底泥裸露和底泥包裹及湖水和去离子水等不同对照组。底泥裸露是将底泥直接装入水桶,再加入湖水或去离子水;底泥包裹是将底泥用黑色塑料袋包好后放入桶中,再将袋刺破。每处理3个重复。实验设计列于表1。

3 结果与讨论

3.1 平衡时间的确定

当上覆水为无氨水或湖水时,在实验进行前2

表 1 实验设计

Table 1 Design of the experiment

序号	处理方式	代号
1	湖水+底泥,底泥裸露,有植物	H1
2	湖水+底泥,底泥包裹,有植物	H2
3	湖水+底泥,底泥裸露,无植物	H3
4	湖水+底泥,底泥包裹,无植物	H4
5	清水+底泥,底泥裸露,有植物	Q1
6	清水+底泥,底泥包裹,有植物	Q2
7	清水+底泥,底泥裸露,无植物	Q3
8	清水+底泥,底泥包裹,无植物	Q4

h 内,沉积物中 NH_4^+-N 的释放量差别不大;2 h 后,无氨水中沉积物 NH_4^+-N 的释放量逐渐大于在湖水中的释放量,且无氨水中 NH_4^+-N 的最大释放量是湖水中的 1.4 倍(图 2)。沉积物向孔隙水释放 NH_4^+-N 的过程受释放速率控制^[4], NH_4^+-N 从孔隙水向沉积物表面并最终进入上覆水的扩散过程由浓度差决定^[5]。由于湖水中存在一定浓度的 NH_4^+-N ,而无氨水中不含 NH_4^+-N ,浓度差是导致沉积物在无氨水中 NH_4^+-N 释放量明显较大的主要原因。释放实验进行 6 h 后,无氨水和湖水中沉积物 NH_4^+-N 的释放量均达最大,故可将 6 h 确定为释放平衡时间。

3.2 温度对沉积物中氨氮释放的影响

随温度升高, NH_4^+-N 的释放量均呈明显上升趋势(图 3)。5℃时,DH-I 沉积物 NH_4^+-N 的释放量为 $0.13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,40℃时为 $1.10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,后者是前者的 8.6 倍;DH-II 沉积物在 5℃时的 NH_4^+-N 的释放量为 $2.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,40℃时为 $5.30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,后者是前者的 2.5 倍。沉积物中硝化速率、氧气含量等因素会随着温度的变化而变化,反硝化速率直接或间接受温度影响^[6-7]。反硝化反应的温度范围较宽,5~40℃范围内都可以进行,但当温度低于 15℃时,反硝化速率会明显

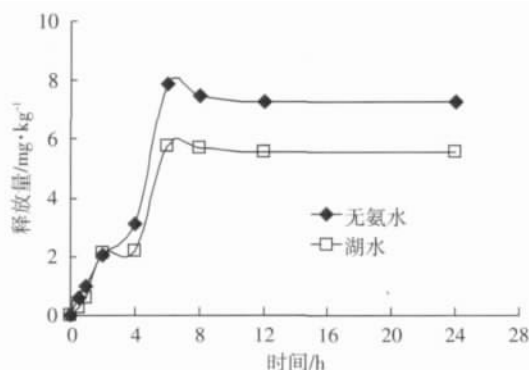
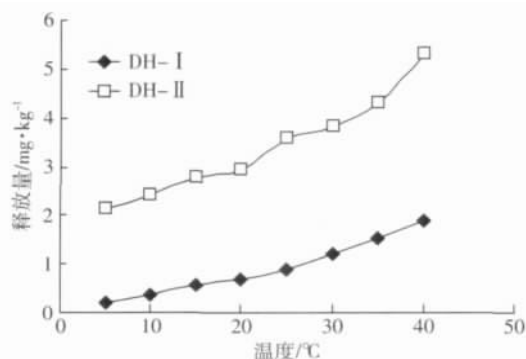


图 2 平衡时间的确定

Figure 2 Equilibrium time

下降。温度降低,微生物对基质的亲和性下降^[8],温度升高不仅增强了硝化细菌的活性,同时可使基质、溶解氧等扩散至酶活性中心的速度提高,表现出细菌对底物的亲和力增强^[9]。在温度较高的夏季,微生物的活动比较活跃,一方面导致矿化过程加速,另一方面氧气被快速耗尽,氧化层的深度小,阻止了硝化反应,沉积物中主要释放出氨氮。在温度低的冬季,微生物的活动降低,一方面矿化作用减缓,另一方面氧气的渗透深度加大,界面上硝化过程加快,沉积物中主要释放出硝态氮^[10]。

图 3 温度对 NH_4^+-N 释放的影响Figure 3 Impact of temperature on NH_4^+-N release

3.3 pH 对沉积物中氨氮释放的影响

酸性和碱性条件均不利于 NH_4^+-N 的释放,中性条件(pH7)下 NH_4^+-N 的释放量则明显增大(图 4)。pH=7 时,DH-I 的释放量最大($1.965 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),pH=5 时释放量最小($0.384 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),前者为后者的 5 倍;pH=7 时,DH-II 的释放量最大($4.011 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),pH=9 时释放量最小($0.857 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),前者为后者的 4.7 倍。一般情况下,沉积物中不同微生物有不同的 pH 适应范围,大多数微生物适宜中性和偏碱性(pH=6.5~7.5)环境^[11],强酸性或强碱性环境均不利于氨化细菌和硝化细菌的活动,而在中性条件下微生物活动的矿化作用较为强烈,将沉积物中有机氮转化为无机氮(首先是氨氮),使中性条件时 NH_4^+-N 的释放量显著增大。强碱性环境下, NH_4^+-N 很可能转化为 NH_3 从水体中逸出,从而减少水体中 NH_4^+-N 含量。因此 pH>8 时, NH_4^+-N 化学形态的转化可能是导致水体 NH_4^+-N 的含量较低的主要原因。

3.4 溶解氧对沉积物中氨氮释放的影响

厌氧条件下沉积物中 NH_4^+-N 的释放量大于好氧条件($\rho\text{DO}>5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),且均在 12 h 时基本达到平衡(图 5)。湖心区沉积物好氧条件下 NH_4^+-N 的最大释放量仅为厌氧时的 3/5,非湖心区沉积物好氧条件下

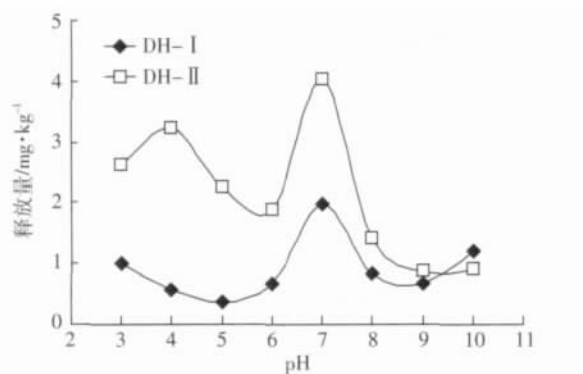


图4 pH对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放的影响
Figure 4 Impact of pH on $\text{NH}_4^+\text{-N}$ release

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的最大释放量为厌氧时的1/2。高溶解氧水平下,硝化细菌通过 $\text{NH}_4^+ + 1/2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$, $\text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{O}$, $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+$ 的硝化作用将水体中大量 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,使沉积物向上覆水的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放作用受到一定的抵消,水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度较低,且很快达到释放平衡;低溶解氧水平下,上覆水和沉积物中硝化作用减弱,沉积物中有机物的降解使上覆水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度升高。

3.5 水生植物对营养盐释放的影响

水生植物和根际微生物共生,通过植物直接吸收、微生物转化、物理吸附和沉降作用等协同效应去除氮、磷和悬浮颗粒^[12],净化水体。沉水植物具有较强的净化能力。沉水植物的茎、叶和表皮都与根一样具有吸收作用,且皮层细胞含有叶绿素,有进行光合作用的功能。沉水植物生长过程中可通过根部吸收湖底沉积物中的营养盐,又可通过茎叶吸收水中的营养盐,从而减少水体中的氮、磷等营养物质,在去除水体营养盐方面具有明显优势。

众多底泥修复技术中,植物修复具有投资少、操作简便、不易产生二次污染等特点。研究表明^[13-17],利用植物修复去除N、P具有明显的效果,可用于富营养化湖泊、河道等治理。

以湖水为上覆水且种植狐尾藻的模拟实验中,上覆水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量明显降低(图6);以去离子水为上覆水且种植狐尾藻的模拟实验中,上覆水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量维持在较低水平,并明显低于无狐尾藻模拟实验上覆水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的含量(图7),该结果揭示狐尾藻对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的同化作用有效抑制了底泥释放对上覆水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 营养水平的提高。在有狐尾藻的模拟实验中,前20 d内底泥裸露处理比底泥包裹处理的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放大,20 d后底泥裸露处理比底泥包裹处理的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放量大,但最终二者释放量相

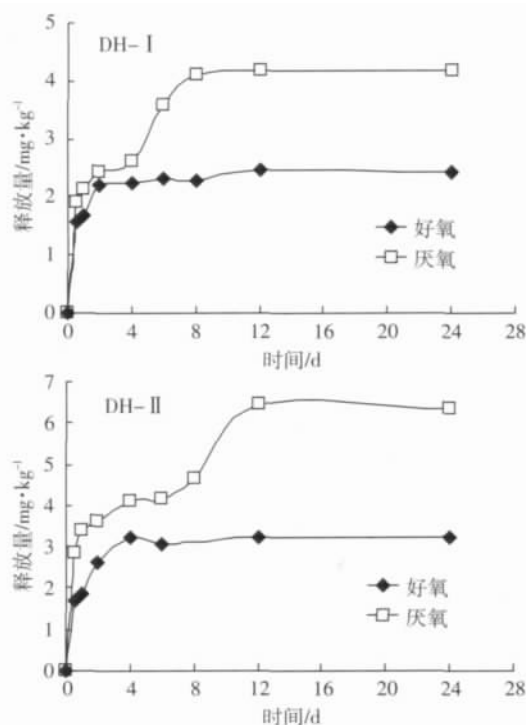


图5 DO对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放的影响
Figure 5 Impact of DO on $\text{NH}_4^+\text{-N}$ release

当在无狐尾藻的对照实验中,底泥裸露处理与包裹处理的差别不大,但总体上底泥的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放量大于有狐尾藻的模拟实验。

在无狐尾藻模拟实验的开始阶段,底泥包裹处理的DO高于底泥裸露处理^[18],使该阶段内底泥包裹处理的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放量较后者大,之后又低于后者,表明底泥包裹处理只能暂时缓解底泥中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的释放,并不能减少 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的总释放量。故底泥遮蔽处理对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放的控制效果是有限和短期的。另外,从本实验研究结果来看, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在上覆水为去离子水中的释放量小于在湖水中的释放量,但最终释放量在湖

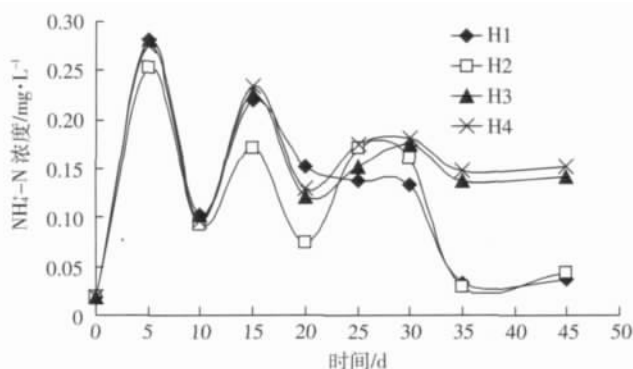
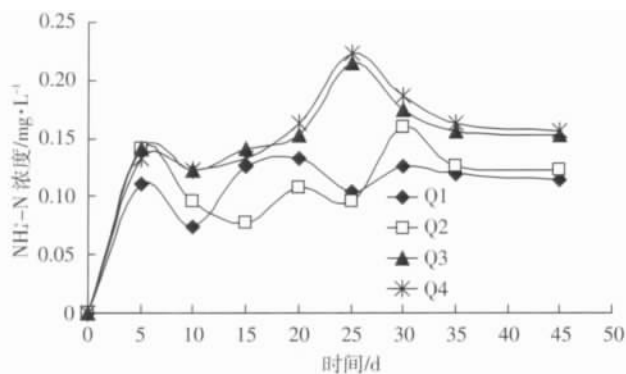


图6 狐尾藻对湖水沉积物 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放的影响
Figure 6 Impact of water milfoil on $\text{NH}_4^+\text{-N}$ release from sediments

图 7 狐尾藻对清水沉积物 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放的影响Figure 7 Impact of water milfoil on $\text{NH}_4^+\text{-N}$ release from sediments

水中反而小于去离子水中,表明换水工程对水体 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放的控制效果也不明显。

4 结论

室内模拟实验研究表明,温度升高,中性条件,厌氧条件均有利于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的释放。狐尾藻对上覆水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量的有效控制作用是其抑制底泥释放、同化吸收作用和增强上覆水氧化条件等综合作用的结果,这也表明植物修复是控制湖泊富营养化水平的有效措施。

参考文献:

- [1] 刘 敏,侯立军,许世远,等.河口滨岸潮滩沉积物-水界面 N, P 的扩散通量[J]. 海洋环境科学, 2001, 20 (3): 19-23.
LIU Min, HOU Li-jun, XU Shi-yuan, et al. Nitrogen and phosphorus diffusion fluxes across sediment-water interface in estuarine and coastal tidal flats[J]. *Marine Environmental Science*, 2001, 20 (3): 19-23.
- [2] 吕晓霞,宋金明,袁华茂,等.南海海表层沉积物中氮的潜在生态学功能[J]. 生态学报, 2004, 24 (8): 1635-1642.
LU Xiao-xia, SONG Jin-ming, YUAN Hua-mao, et al. The potential ecological roles of nitrogen in the surface sediments of the South Yellow Sea[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24 (8): 1635-1642.
- [3] Chen B, Bobert B T. A simulation model of organic matter and nutrient accumulation in mangrove wetland soils[J]. *Biogeochemistry*, 1999, 44: 93-118.
- [4] Baudo R, et al. Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants[J]. *Michigan Lewis Publishers*, 1990: 131-144.
- [5] Lerman A. Migational processes and chemical reactions in interstitial water[C]//Goldberg, et al. The Sea. Vol 6. New York: Wiley Inter-science, 1997: 695-738.
- [6] Nedwell D B, Jickells T D, Trimmer M, et al. Nutrients in estuaries[J]. *Advances in Ecological Research*, 1999, 29: 43-92.
- [7] Trimmer M, Nedwell D B, Sivyer D B, et al. Nitrogen fluxes through the lower estuary of the Great Ouse, England: the role of the bottom sediments[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 1998, 163: 109-124.
- [8] Nedwell D B, Rutter M. Influence of temperature on growth rate and

competition between two psychrotolerant antacid bacteria: low temperature diminishes affinity for substrate uptake [J]. *Appl Environ Microbiol*, 1994, 60 (6): 1984-1992.

- [9] 兰中仁. 温度对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 废水硝化动力学参数影响的实验研究[J]. 四川环境, 2005, 24 (3): 4-7.
LAN Zhong-ren. Experimental study on temperature to kinetic parameter of nitrification of water with $\text{NH}_4^+\text{-N}$ [J]. *Sichuan Environment*, 2005, 24 (3): 4-7.
- [10] Charles D Boatman, James W Murray. Modeling exchangeable NH_4^+ adsorption in marine sediments: process and controls of adsorption[J]. *Limnology and Oceanography*, 1982, 27 (1): 99-110.
- [11] 高廷耀,顾国维. 水污染控制工程(下册)[M]. 北京: 高等教育出版社, 1999: 64.
GAO Ting-yao, GU Guo-wei. Control engineering of water pollution [M]. Beijing: High Education Press, 1999: 64.
- [12] 唐建勋,陶晓敏,吴双贵,等. 金华江的水质状况及水生植物的防治对策[J]. 金华职业技术学院学报, 2006, 6 (1): 35-38.
TANG Jian-xun, TAO Xiao-min, WU Shuang-gui, et al. The situation of water quality and protective strategy with deleterious aquatic plant in Jinhua River[J]. *Journal of Jinhua College of Profession and Technology*, 2006, 6 (1): 35-38.
- [13] 吴振斌,邱东茹,贺 锋,等. 水生植物对富营养化水体水质净化作用研究[J]. 武汉植物学研究, 2001, 19 (4): 299-303.
WU Zhen-bin, QIU Dong-ru, HE Feng, et al. Purifying process of hydrophyte on eutrophication water[J]. *Wuhan Botany Research*, 2001, 19 (4): 299-303.
- [14] 由文辉,刘淑媛,钱晓燕. 水生经济植物净化受污染水体的研究[J]. 华东师范大学学报(自然科学版), 2001 (1): 99-102.
YOU Wen-hui, LIU Shu-yuan, QIAN Xiao-yan. A study on polluted water body purification with economical aquatic plants[J]. *Journal of East China Normal University (Natural Science)*, 2001 (1): 99-102.
- [15] 胡春华,濮培民,王国祥,等. 冬季净化湖水的效果与机理[J]. 中国环境科学, 1999, 19 (6): 561-565.
HU Chun-hua, PU Pei-ming, WANG Guo-xiang, et al. Effects and mechanism on purifying lake water quality in winter[J]. *China Environmental Science*, 1999, 19 (6): 561-565.
- [16] 郭 静,阮宜纶,林荣忱. 水生植物对地热水净化作用的研究[J]. 环境科学学报, 1995, 15 (2): 251-255.
GUO Jing, RUAN Yi-lun, LIN Rong-chen. Purification capacity of aquatic plants in treatment of geothermal wastewater[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1995, 15 (2): 251-255.
- [17] 齐玉梅,高伟生. 凤眼莲净化水质及其后处理工艺探讨[J]. 环境污染治理技术与设备, 1999, 7 (2): 136-139.
QI Yu-mei, GAO Wei-sheng. About the purifying water quality by Eichhornia crassipes & the aftertreatment technology for Eichhornia crassipes[J]. *Techniques and Equipment for Environ Poll Cont*, 1999, 7 (2): 136-139.
- [18] 童昌华,杨肖娥,濮培民. 富营养化水体的水生植物净化试验研究[J]. 应用生态学报, 2004, 15 (8): 1447-1450.
TONG Chang-hua, YANG Xiao-e, PU Pei-min. Purification of eutrophicated water by aquatic plant[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15 (8): 1447-1450.