

沉水植物伊乐藻光合放氧对水体氮转化的影响

赵安娜^{1,2}, 冯慕华¹, 李文朝^{1*}, 潘继征¹, 柯凡^{1,2}

1. 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 江苏 南京 210008; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049

摘要: 实验室内利用聚乙烯容器于光照培养箱内开展开放和封闭实验, 研究沉水植物伊乐藻 (*Elodea nuttallii*) 光合放氧对水体氮转化的影响及其对水体氮的净化效果和机理。结果表明, 伊乐藻光合放氧使水体 DO 和 pH 值升高, 促进了开放系统氨氮的挥发, 同时水体较低的氨氮含量及较高的 pH 值抑制了氨氮向硝氮的转化。封闭系统通过阻止氨氮的挥发降低了总氮的去除作用, 但并不影响氨氮向硝氮的转化。另外, 高的 DO 和 pH 环境不利于反硝化细菌的存活, 使反硝化作用比较微弱或不存在。

关键词: 沉水植物; 伊乐藻; 光合放氧; 氮转化; 净化效果; 净化机制

中图分类号: X173

文献标识码: A

文章编号: 1674-5906 (2010) 04-0757-05

沉水植物是自然水体中的初级生产者, 具有较高的初级生产力, 能阻留大量的营养物质, 并对水体的污染做出敏感反应, 对水体的净化功能具有非常重要的作用^[1-2]。近年来, 越来越多的研究开始关注于采用沉水植物重建的方式对富营养化浅水湖泊进行恢复^[3-4]。研究表明, 自然水体中沉水植物区 ($0.096 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 氨氮含量低于非沉水植物区 ($0.262 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)^[5]。吴振斌等^[6]在武汉东湖建立大型的实验围隔系统, 结果亦表明沉水植物重建后, 水体 N 和 P 的营养水平显著降低。沉水植物对水体的净化作用包括直接作用和间接作用, 而其间接作用之一就是沉水植物的光合放氧作用, 为水体提供氧化环境, 改变水体 $\text{CO}_2\text{-HCO}_3^-\text{-CO}_3^{2-}$ 平衡, 影响水体 pH 值^[7], 进而影响水体的净化功能。

以往研究着重于沉水植物区能够提高水体 DO 水平、降低各态氮含量等^[5-6,8], 但该研究结果仅表明了沉水植物系统对水体氮去除的一个综合效应, 并不能确切地阐述氮去除的机理。因此, 本研究将以沉水植物系统三要素 (沉水植物、水体和沉积物) 中的沉水植物伊乐藻和水体为研究对象, 探讨伊乐藻光合放氧过程中是否导致了水体环境条件的改变, 进而影响水体的氮转化及其净化效果和机制。本研究为更好地发挥沉水植物在水生生态系统的自净作用和对污染水体的净化作用提供了理论基础和参考, 具有一定的理论和现实意义。

1 实验材料与方法

1.1 实验材料

伊乐藻 (*Elodea nuttallii*) 种苗自太湖采集, 清洗表面附着物。同时采集表层 10 cm 沉积物置于塑料容器, 添加足够自来水、搅拌, 用空气泵曝气一

昼夜, 静置。虹吸法排尽上清液。之后 100 目湿筛过滤沉淀物。将过滤后沉淀物放入小塑料花盆, 选择生长状况良好的伊乐藻顶枝插入花盆, 然后将小花盆放入水族箱中自然光照下培养, 新生枝条用作实验材料。

向编号为 1、2 和 3 的透明聚乙烯箱 (30 cm×25 cm×20 cm) 中分别加入 10 L 自来水, 自然光照下静置两天, 而后空气泵曝气一夜以去除自来水中的余氯, 备用。

1.2 实验方法

实验用水体准备: 水处理 1: 伊乐藻放氧过饱和和水, 于聚乙烯箱 1 和 2 中分别悬浮培养 140 g 鲜重的伊乐藻离体枝条, 于 25 °C、10 000 lx 的光照培养箱中培养至水体 DO 稳定后, 取出伊乐藻; 水处理 2: 与对照含氧量相当的伊乐藻放氧水, 首先, 于聚乙烯箱 3 中悬浮培养 140 g 鲜重的伊乐藻离体枝条, 于 25 °C、10 000 lx 的光照培养箱中培养至水体 DO 稳定后, 取出伊乐藻; 其次, 用 DO 微电极测定对照的 DO 含量, 然后对聚乙烯箱 3 中的伊乐藻过饱和和放氧水曝 99.99% 的氩气、搅拌, 同时用微电极测定 DO 含量, 直至与对照的 DO 含量相当; 对照: 对聚乙烯箱 2 中的伊乐藻过饱和和放氧水充氩气、搅拌, 同时用 DO 微电极监测水体 DO, 当 DO 小于 $15 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, 视为无氧状态^[9]。停止充氩气, 改用空气泵曝空气, 使水体 DO 不再升高, 与空气中 DO 达到平衡。

将各水体过 250 目筛以去除水体中的藻类, 然后虹吸法分别吸取 1 L 的水处理 1、水处理 2 和对照水体各 2 份于透明的聚乙烯容器 ($\phi_{\text{上}}=9 \text{ cm}$, $\phi_{\text{下}}=7.5 \text{ cm}$, $h=25 \text{ cm}$) 中, 1 份做封闭处理 (聚乙烯

基金项目: 国家高技术研究发展计划 (863) 项目 (2006AA06Z325); 国家重点基础研究发展规划 (973) 项目 (2008CB418005); 国家水专项资助项目 (2008ZX07101-007-05)

作者简介: 赵安娜 (1982 年生), 女, 博士研究生, 主要研究方向为水环境生态修复。E-mail: zhao_anna@163.com

***责任作者**

收稿日期: 2010-03-17

杯盖上密封盖), 另外 1 份做开放处理(聚乙烯杯不盖上密封盖), 且各处理及对照均有 2 个平行样, 实验设计见表 1。向各处理及对照水体中加入 $2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 氨氮溶液 1 mL, 置于 25°C 、 $10\,000 \text{ lx}$ 的光照培养箱中进行培养, 该实验于 2009 年 8 月 21 日开始, 6 d 后结束。

表 1 实验设计及处理
Table 1 Experimental design and treatments

实验系统状态	水处理		对照
	1	2	
开放	k-1	k-2	k-c
封闭	f-1	f-2	f-c

注: k: 开放处理; f: 封闭处理; 水处理 1: 伊乐藻过饱和放氧水; 水处理 2: 与对照 DO 量相当的伊乐藻放氧水; C: 对照, 伊乐藻过饱和放氧水用氮气赶尽 DO 之后, 再曝空气至 DO 不再升高的水体(下同)

1.3 测定项目及方法

以实验开始的当天作为第 1 天, 每天早上 8:00 测定各处理 DO 和 pH 值, 同时取水样测定氨氮、硝氮和总氮含量。DO 用德国 PreSens 公司生产的 NTH-PS11-L5-TS-NS40/0.4-YOP 型 DO 微电极测定, pH 用 PH110 便携式 PH/orp 计测定, 氨氮采用纳氏试剂法, 硝氮采用紫外分光光度法, 总氮采用碱性过硫酸钾氧化紫外分光光度法^[10]。

1.4 数据分析方法

数据分析采用 Excel 2007 及 SPSS 16.0 统计软件。正态分布样本采用两独立样本 T 检验, 非正态分布样本则采用 Mann-Whitney U 检验。本实验连续测量 7 d, 以第 n 天两个平行样的测量数据计算第 n 天氮的平均去除量或增加量, 则每个处理可以得到连续的 6 个数据, 以此 6 个数据进行不同处理之间的统计分析, 而以平行样的平均值作图。

2 结果与分析

2.1 伊乐藻光合放氧对水体 DO 和 pH 影响

从图 1-a 可以看出, k-2 和 k-c 的初始 DO 均为 $8.63 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 随着实验的进行, 二者的 DO 逐渐降低, 但一直维持在 $8.17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上; k-1 为伊乐藻过饱和放氧水, DO 在第 2 天从 $13.36 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低到 $8.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 之后保持稳定。f-2 和 f-c 的 DO 也仅仅略有降低, 最大降低量为 $0.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, f-1 处理 DO 亦是第 2 天的降低量最大, 为 $5.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 之后维持平衡。

比较开放和封闭系统, 水处理 2 和对照之间 DO 的变化趋势比较接近, 而封闭系统水处理 1 的平衡 DO 略高于开放系统, 约为 $0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。推测原因, 由于水处理 1 初始 DO 含量最高, 开放和封闭系统分别为 $13.36 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $13.40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 封闭处理阻止了过饱和的 DO 向空气中挥发。

开放和封闭系统各对应处理的 pH 均表现出一致的规律性(图 1-b)。水处理 1 和 2 的 pH 值比较接近, 开放系统分别介于 9.35~10.03 和 9.40~9.95, 封闭系统则为 9.80~10.05 和 9.72~9.97。随着实验的进行, pH 逐渐降低。开放系统水处理 1 和 2 的 pH 值降低量分别为 0.61 和 0.55, 封闭系统则为 0.25 和 0.25; 开放和封闭系统对照的 pH 值分别介于 7.42~7.81 和 7.54~7.88 之间, 均表现为先降低后增加趋势, 开放系统降低量为 0.23, 封闭系统则和初始 pH 值相同。各水处理及对照均为开放系统, pH 降低量大于封闭系统, 因为开放系统暴露于空气中, 空气中 CO_2 溶于水, 使 pH 降低量较大。

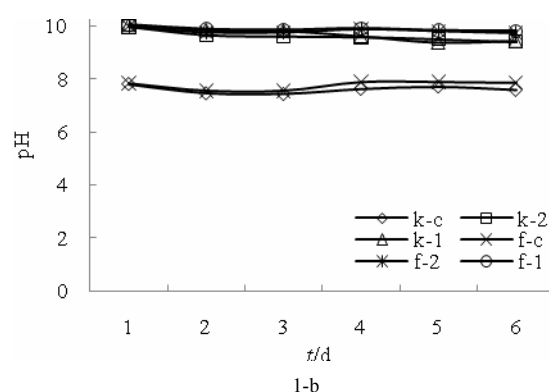
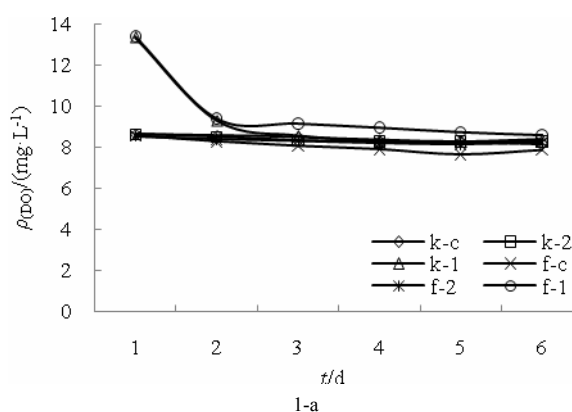


图 1 各处理 DO 和 pH 的变化趋势

Fig.1 Change trend of DO and pH between different treatments

2.2 伊乐藻光合放氧对水体氮转化的影响及氮的去除效果和机制

2.2.1 氨氮的挥发与转化

从图 2-a 可以看出, 开放系统 k-1 ($0.83 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 和 k-2 ($0.76 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 对氨氮的去除率差别不大, 但均明显高于对照 k-c ($0.32 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。T 检验(表 2)表明 k-c 与 k-1 和 k-2 氨氮去除量之间存在极显著差异, 这说明伊乐藻放氧水对氨氮的去除作用明显高于空气中氧气溶入的水体(对照)。k-1 和 k-2 初始 DO 水平相差 $4.73 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 但二者对氨氮的去除作用差异并不显著 ($\alpha=0.05$, $P=0.626$)。k-c 和

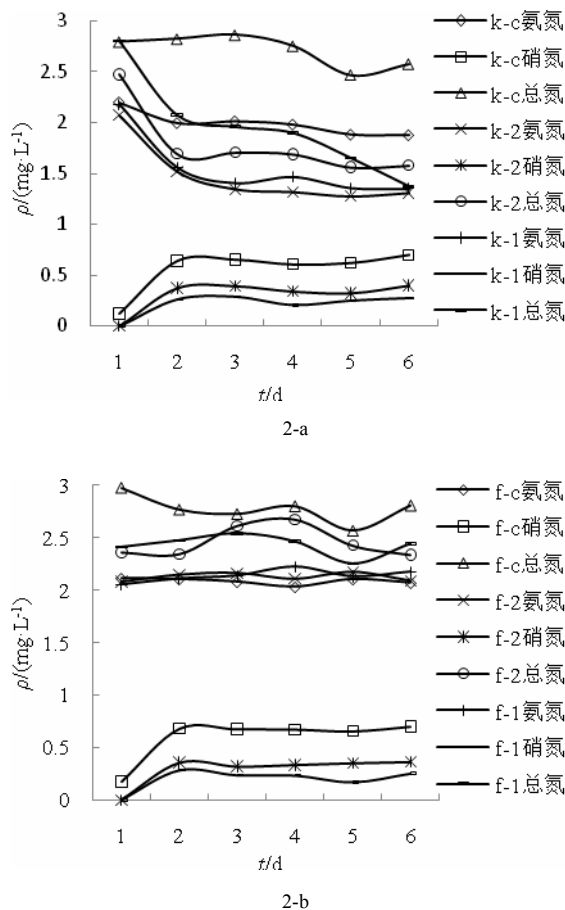


图2 开放和封闭系统各态氮的变化趋势
Fig. 2 Change trend of nitrogen in open and close system

表2 不同处理氮去除量的 *T* 检验 *P* 值
Table 2 *P* value of nitrogen removal *T* test between different water treatments

营养盐	系统状态	处理	处理	
			2	c
氨氮	开放	1	0.626	0.008**a
		2		0.008**a
	封闭	1	0.089	0.578
		2		0.128
硝氮	开放	1	0.001**	0.008**
		2		0.000**
	封闭	1	0.001**	0.008**
		2		0.008**
总氮	开放	1	0.019*	0.000**
		2		0.001**
	封闭	1	0.168	0.110
		2		0.079

注：*代表差异显著；**代表差异极显著；a 代表 Mann-Whitney U 检验 *P* 值

k-2 含氧量相当，但对氨氮的去除作用却存在极显著差异 ($\alpha=0.01$, $P=0.008$)，说明两者水体氧气的来源不同，导致了水体某些理化指标的改变，从而间接影响氨氮的去除。

监测水体 pH 值发现，虽然 k-1 和 k-2 的 DO 差别较大，但 pH 值比较接近，分别介于 9.35~10.03 和 9.40~9.95，这是因为在培养伊乐藻的过程中，伊乐藻光合作用消耗水体中游离的 CO_2 ，改变了水体的 $\text{CO}_2\text{-HCO}_3^-\text{-CO}_3^{2-}$ 平衡^[2]，使水体 pH 升高；k-c 的 pH 值介于 7.42~7.81，因为 k-c 虽然亦为伊乐藻培养水，但它是先将伊乐藻放氧过饱和水曝气气至无氧状态，之后再曝空气使其 DO 达到饱和而得，而在曝空气的过程中空气中的 CO_2 使水体 pH 值降低。研究表明，氨氮可以直接从水体中以挥发的形式而去除^[11-12]，且氨氮的去除率和 pH 呈极显著的正相关性^[13]。所以 pH 值偏高的 k-1 和 k-2 对氨氮去除作用高于 pH 值偏低的 k-c。

从图 2-b 中可以看出，封闭系统各处理及对照氨氮含量保持稳定，因为实验系统的封闭处理阻止了氨氮挥发，特别是 pH 较高的水处理 1 和 2 所受影响更为明显。

氨氮的去除除了挥发的形式之外，氨氮在硝化细菌的作用下还能够转化为亚硝氮。从图 2-a 中可以看出，随着实验的进行，开放系统各处理氨氮的含量逐渐降低，且第 2 天的降低量最大。而硝氮在第 2 天的增加量也最为明显，随后保持稳定。硝氮的增加源于亚硝氮的氧化，而实验初各处理亚硝氮含量低于 $0.01\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，可以忽略不计，所以硝氮的增加量来自于氨氮转化成的亚硝氮。对于封闭系统各处理，氨氮含量保持不变，而硝氮含量却有所增加，这说明水体中部分有机氮转化成了氨氮。

对于处理 k-1，氨氮的挥发量 ($0.55\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 大于氨氮转化为亚硝氮的量 ($0.27\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)，处理 k-2，氨氮的挥发量 ($0.39\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 仅为略高于氨氮转化为亚硝氮的量 ($0.37\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)，因为处理 k-1 最高的 pH (10.03) 略高于处理 k-2 (9.95)，较高的水体 pH 有利于氨氮的挥发，但却对硝化细菌产生抑制作用。另外，k-1 和 k-2 处理 DO 第二天的降低量分别为 $4.07\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.13\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (图 1-a)，而水体中氧气的挥发亦有利于氨氮的挥发，所以 k-1 和 k-2 处理氨氮的含量在第二天的降低量分别为 $0.62\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.55\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。对照 k-c，硝氮的增加量 ($0.58\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 大于氨氮的去除量 ($0.32\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)，这说明对照中的氨氮主要以转化为硝氮的形式而去除。即：氨氮在高 DO ($8.26\sim12.36\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 和高 pH (9.35~10.0) 条件下，主要以氨氮挥发的形式去除，而在低 DO ($8.17\sim8.63\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 和 pH (7.42~7.81)，主要以转化为硝氮的形式而去除。

2.2.2 氨氮向硝氮的转化及硝氮的反硝化

从图 2 中可以看出，开放和封闭系统对应处理均表现出一致趋势，各处理硝氮增加量由大到小依

次为对照>水处理 2>水处理 1, 且彼此之间均存在极显著差异(表 2)。而相同处理条件下开放和封闭系统硝氮增加量之间差异不显著(表 3), 即硝氮含量的增加和实验系统的开放或封闭无关, 因为水体中硝氮的增加主要是硝化细菌作用的结果。

表 3 开放和封闭系统营养盐去除量的 *T* 检验 *P* 值
Table 3 *P* value of nutrient removal *T* test between open and close systems

营养盐	处理	<i>P</i>
氨氮	1	0.008 ** ^a
	2	0.008 ** ^a
	c	0.001 **
硝氮	1	0.460
	2	0.278
	c	0.295
总氮	1	0.000 **
	2	0.001 **
	c	0.148

注: *代表差异显著; **代表差异极显著; a 代表 Mann-Whitney U 检验 *P* 值

硝化作用的强弱主要受硝化细菌的活性和作用底物氨氮的质量浓度来控制。研究表明, 硝化细菌比较适宜的 pH 值介于 7.9~9.0^[14], 对照的 pH 介于 7.42~7.88 之间, 相对于处理 1 (9.35~10.05) 和处理 2 (9.40~9.97) 较适于硝化细菌的生长。另外, 对照氨氮含量高, 所以硝氮增加量最高。

水体中硝氮含量的高低不但与硝化作用有关, 还与硝氮的反硝化作用有密不可分的联系。研究表明, DO 和 pH 是影响好氧反硝化过程的两个重要参数, 一般认为反硝化细菌最适宜的 DO 水平介于 2~6 mg·L⁻¹, DO 过高或过低均使反硝化细菌的活性减弱^[15]。但亦有少量好氧反硝化细菌的反硝化速率不受 DO 水平的影响^[16]。反硝化细菌可生长的 pH 为 6.5~10.5^[17], 最适 pH 为 8.0^[18]。本实验对照 (8.17~8.63 mg·L⁻¹)、处理 1 (8.26~13.40 mg·L⁻¹) 和处理 2 (8.14~8.63 mg·L⁻¹) 的 DO 均大于 6 mg·L⁻¹, 特别是处理 1, 而对照 pH 介于 7.42~7.88, 处理 1 介于 9.35~10.05, 处理 2 介于 9.40~10.03, 综合分析各处理的 DO 和 pH 推测, 对照相对适于反硝化作用的进行, 处理 2 次之, 处理 1 最不适于反硝化细菌的生存。然而即使各处理存在反硝化细菌, 其反硝化作用也极其微弱或不存在。

2.2.3 总氮的去除效果及机制

开放系统各处理总氮去除量由大到小依次为 k-1>k-2>k-c。k-1 和 k-2 与 k-c 氨氮去除量之间的极显著差异, 亦导致了总氮去除量之间的极显著差异。而 k-1 与 k-2 氨氮去除量之间差异不显著, 但总氮去除量之间却存在显著性的差异, 即 k-1 总氮

的去除量明显高于处理 k-2。水体中总氮主要通过氨氮的挥发和硝氮的好氧反硝化产生 N₂O 或 N₂ 而去除。2.2.2 的推测表明各处理的好氧反硝化作用极其微弱, 特别是处理 1 更不适于反硝化细菌的生存。所以 k-1 总氮去除量高于 k-2, 主要在于氨氮的挥发前者高于后者。2.2.1 的数据分析亦表明, k-1 的氨氮挥发量 (0.55 mg·L⁻¹) 大于 k-2 的氨氮挥发量 (0.39 mg·L⁻¹)。

封闭系统阻止了可溶性的氨氮挥发, 但并不影响硝氮的好氧反硝化。但封闭系统的监测数据表明, f-1、f-2 和对照 f-c 对总氮的去除量极低, 且彼此之间差异不显著(表 2), 这也说明在封闭系统内, 反硝化作用极其微弱。所以封闭系统内只存在有机氮向氨氮的转化及氨氮向硝氮的转化, 而氮并没有真正地脱离实验系统。因此, 处理 1 和处理 2 的开放和封闭系统总氮的去除量的差异极显著(表 3)。对照的开放和封闭系统总氮去除量之间差异不显著是因为对照中的氨氮主要是以转化为硝氮的形式而去除, 但总氮量并没有改变。

3 结论

伊乐藻的光合作用提高了水体的 DO 和 pH 水平, 促进了开放系统氨氮的挥发, 但却抑制了硝化细菌及反硝化细菌的活性。

开放系统的氨氮在高 DO (8.26~12.36 mg·L⁻¹) 和高 pH (9.35~10.0) 条件下, 主要以氨氮挥发的形式去除, 而在低 DO (8.17~8.63 mg·L⁻¹) 和 pH (7.42~7.81), 主要以转化为硝氮的形式而去除。

各处理 DO 均大于 8.26 mg·L⁻¹, 再加之碱性的 (pH 9.35~10.05) 环境不利于硝化细菌的存活, 所以推测硝氮的反硝化作用极其微弱或不存在。

封闭系统通过阻止氨氮的挥发降低了总氮的去除量, 但它并不影响氨氮向硝氮的转化。

参考文献:

- [1] 吴振斌, 邱东茹, 贺锋, 等. 水生植物对富营养水体水质净化作用研究[J]. 武汉植物学研究, 2001, 19(4): 299-303.
WU Zhenbin, QIU Dongru, HE Feng, et al. Studies on eutrophicated water quality improvement by means of aquatic macrophytes[J]. Journal of Wuhan Botanical Research, 2001, 19(4): 299-303.
- [2] JAMES W F, BARKO J W, BUTLER M G. Shear stress and sediment resuspension in relation to submersed macrophyte biomass[J]. Hydrobiologia, 2004, 515: 181-191.
- [3] GULATI R D, VAN DONK E. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review[J]. Hydrobiologia, 2002, 478: 73-106.
- [4] HILT S, GROSS E M, HUPFER M, et al. Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes-a guideline and state of the art in Germany[J]. Limnologia-Ecology and Management of Inland Water, 2006, 36(3): 155-171.

- [5] 雷泽湘, 徐德兰, 黄沛生, 等. 太湖沉水和浮叶植被及其水环境效应研究[J]. 生态环境, 2006, 15(2): 239-243.
LEI Zexiang, XU Delan, HUANG Peisheng, et al. Submersed and floating-leaved macrophytes in Taihu Lake and their water environmental effect[J]. Ecology and Environment, 2006, 15(2): 239-243.
- [6] 吴振斌, 丘东茹, 贺峰, 等. 沉水植物重建对富营养化水体氮磷营养水平的影响[J]. 应用生态学报, 2003, 14(8): 1351-1353.
WU Zhenbin, QIU Dongru, HE Feng, et al. Effects of rehabilitation of submerged macrophytes on nutrient level of a eutrophic lake[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2003, 14(8): 1351-1353.
- [7] NURDOGAN Y, OSWALD W J. Enhanced nutrient removal in high-rate ponds[J]. Water Science and Technology, 1995, 31(12): 33-43.
- [8] 黄文成, 徐廷志. 试论沉水植物在治理滇池草海中的作用[J]. 广西植物, 1994, 14(4): 334-337.
HUANG Wencheng, XU Tingzhi. On effect of using submerged plants to harness the inner lake of Dianchi Lake[J]. Guihaia, 1994, 14(4): 334-337.
- [9] SORRELL B K, ARMSTRONG W. On the difficulties of measuring oxygen release by root systems of wetland plants[J]. Journal of Ecology, 1994, 82: 177-183.
- [10] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. 第4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 254-279.
State of Environmental Protection Agency. Methods of Monitoring and Analyzing Water and Wastewater[M]. 4th edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 254-279.
- [11] CAMARGO VALERO M A, MARA D D. Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds[J]. Water Science and Technology, 2007, 55(11): 87-92.
- [12] ZHOU Q, HE S L, HUANG X F, et al. Nutrient removal mechanism in high algal pond treating rural domestic sewage in East China[J]. Water Science and Technology, Water Supply, 2006, 6(6): 43-50.
- [13] PICOT B, MOERSIDIK S, CASELLAS C, et al. Using diurnal variation in a high rate algal pond for management pattern[J]. Water Science and Technology, 1993, 28(10): 169-175.
- [14] 王新为, 孔庆鑫, 金敏, 等. pH 值与曝气对硝化细菌硝化作用的影响[J]. 解放军预防医学杂志, 2003, 21(5): 319-322.
WANG Xinwei, KONG Qingxin, JIN Min, et al. Effect of pH and aeration on nitrification of nitrobacteria[J]. Journal of Preventive Medicine of Chinese People's Liberation Army, 2003, 21(5): 319-322.
- [15] HUANG H K, TSENG S K. Nitrate reduction by citrobacter diversus under aerobic environment[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2001, 55: 90-94.
- [16] PATUREAU D, BERNET N, DELGENÈS J P, et al. Effect of dissolved oxygen and carbon nitrogen loads on denitrification by an aerobic consortium[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2000, 54: 535-542.
- [17] 吴松维, 孙华, 吴伟祥, 等. 好氧反硝化脱氮作用研究进展[J]. 科技通报, 2008, 24(5): 727-730, 737.
WU Songwei, SUN Hua, WU Weixiang, et al. The study progress of nitrogen removal by aerobic denitrification process[J]. Bulletin of Science and Technology, 2008, 24(5): 727-730.
- [18] GUPTA S K, GUPTA A B. Thiosphaera pantotroph a sulphur bacterium capable of simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification[J]. Enzyme and Microbial Technology, 1997, 21(8): 589-595.

Effect of photosynthesis oxygen evolution of submerged macrophyte *Elodea nuttallii* on nitrogen transformation in water

ZHAO Anna^{1,2}, FENG Muhua¹, LI Wenchao¹, PAN Jizheng¹, KE Fan^{1,2}

1. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Science, Nanjing 210008, China; 2. Graduate school of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: Open and close experiments were carried out in light incubator to study the effect of photosynthesis oxygen evolution of submerged macrophyte *Elodea nuttallii* on nitrogen transformation in water, and its consequent influence on nitrogen purification effect and mechanism by using polyethylene vessel. The results showed that, the photosynthesis oxygen evolution of *Elodea nuttallii* caused high water DO and pH, which accelerated ammonia volatilization in open system, meanwhile, low ammonia nitrogen content and high pH inhibited the transformation of ammonia to nitrate. In addition, high DO and pH didn't favor the survival of denitrification bacteria, which made denitrification weak or inexistent.

Key words: submerged macrophyte; *Elodea nuttallii*; photosynthetic oxygen evolution; nitrogen transformation; purification effect; purification mechanism