

浮萍塘中氮归趋模式模拟分析

彭剑峰^{1,2}, 宋永会¹, 袁鹏¹, 王宝贞²

(1. 中国环境科学研究院, 北京 100012; 2. 哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 哈尔滨 150090)

摘要: 通过模拟分析浮萍塘中氮的循环迁移过程, 考察了 N 主要迁移途径对各形态氮的去除贡献, 并确定了水环境季节变化对氮循环过程影响。模拟结果显示: 浮萍塘中氮的去除主要通过硝化/反硝化作用实现, 而有机氮沉降以及氨氮挥发作用对 TN 去除贡献仅为 2.1%。浮萍塘中氨氮和硝态氮的变化主要受硝化和反硝化作用影响; 有机氮主要受藻类腐败以及氨化作用影响; 底泥中氮的变化主要由有机氮沉降和底泥中氮氨化过程控制。此外, 浮萍塘能有效去除水体中藻类, 并维持藻类的较低含量; 浮萍主要通过促进硝化/反硝化速率来提高系统对 TN 的去除能力。

关键词: N 循环迁移; 转化机制; 动力学模型; 硝化/反硝化; 浮萍塘

中图分类号: X799.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2006)10-1963-06

Study on Nitrogen Cycling and Transformations in a Duckweed Pond by Means of Modeling Analysis

PENG Jian-feng^{1,2}, SONG Yong-hui¹, YUAN Peng¹, WANG Bao-zhen²

(1. Chinese Research Academy of Environmental Science, Beijing 100012, China; 2. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: Based on the simulated results from N cycling and transformation model of duckweed pond, the influences of different major transfer pathways on various nitrogen removal performances are investigated. The effects of seasonal variations of water conditions on nitrogen transformations are determined. The simulated results show that nitrification and denitrification were the major removal pathways for nitrogen in duckweed pond, and the removal contributions of organic nitrogen sedimentation and ammonia volatilization for total nitrogen removal were less than 2.1%. Furthermore, in duckweed pond, nitrification and denitrification decided the removal efficiencies of ammonia and NO_x , respectively; both algae decaying and organic nitrogen ammonification controlled primarily the organic nitrogen removal performances; both organic nitrogen sedimentation and mineralization of sedimentary nitrogen determined the variations of sedimentary nitrogen. Duckweed pond with duckweed growing largely can increase sharply algae mortality and keep the low content of algae in effluent. Besides, through accelerating the nitrification and denitrification rate, duckweed can evidently improve the removal efficiencies of total nitrogen.

Key words: N cycling; transformation mechanisms; dynamics model; nitrification/denitrification; duckweed pond

稳定塘中氮的循环迁移通常涉及氮的多种组成形态及其多条循环途径, 但氮的去除却仅有氨氮挥发、硝酸盐反硝化和水生植物吸收这 3 条转化途径^[1~3]。只有通过改变稳定塘的环境因子, 促进系统中氮的循环向这 3 条转化途径偏移才能提高系统对总氮去除率, 优化处理系统运行效果^[3]。因而环境因子对稳定塘内各形态氮的归趋模式影响分析一直是稳定塘研究的核心问题之一。

在稳定塘中氮的循环迁移过程复杂, 尤其在生物相丰富的水生植物塘中, 随水生植物种类和塘内水环境的季节变化, 生态处理系统对氮的去除效果通常具有明显的周期差异^[4]。生态处理系统中常规的 N 变化监测仅能确定环境因子变化对氮的综合效应, 无法直接反映各种迁移途径对 N 的去除贡献^[5]; 而对各迁移途径的直接测定不仅分析过程复杂, 干扰因素多, 工作量大, 环境因子间的依变关系

也导致难以确定各种因素对 N 迁移途径的影响。此外, 采用此种方法仅能了解稳定塘中氮的实际变化过程, 无法对可能出现的情况进行预测, 因而该法在 N 循环研究中应用相对较少^[6]。而通过少量具有代表性的氮迁移过程分析试验, 建立相对完善的 N 迁移转化模式, 再通过数学模型对该模式进行验证和校正, 能有效降低实际监测强度, 并保证模型具有较高的预测精度。

本文主要利用数学模型对浮萍塘中各形态氮的迁移转化过程进行定量分析, 确定系统中各形态 N 的主要迁移转化机制。此外, 还考察了浮萍塘中环境因子季节差异对 N 循环迁移过程的影响。

收稿日期: 2005-09-16; 修订日期: 2005-11-28

基金项目: 黑龙江省重大科技攻关项目(GA02C201)

作者简介: 彭剑峰(1977~), 男, 博士后, 主要研究方向为水环境生态工程及氮磷生物控制。

1 材料与方法

1.1 N 迁移转化模型

为定量分析复杂生态处理系统中 N 的循环迁移过程,并对系统内各形态 N 的去除能力进行预测,根据浮萍塘中氮的实际循环情况^[7],研究中提出了一种新型的 N 归趋模式.该模式中不仅考虑了 N_{am} ($NH_3 + NH_4^+$)、 N_{ox} ($NO_2^- + NO_3^-$)、 N_{org} (水体中有机氮)、 N_{algae} (藻类所含氮) 和 N_{dw} (浮萍中有机氮) 等 5 种形态 N 之间的迁移转化,还考虑了 pH、DO、温度、水力停留时间等环境因子对 N 各迁移过程的影响,并融入了 N 在水体和底泥间 (N_{sed}) 的迁移过程,因而整个模型包含水体、水生植物和底泥 3 种存在空间.此外,在充分考虑 N 归趋模式与浮萍塘自身变化特点的基础上,模型中包含了 N_{am} 的挥发/硝化, N_{ox} 的反硝化,浮萍以及藻类对 N_{am} 、 N_{ox} 的吸收/释放, N_{org} 的氨化/沉降, N_{sed} 的氨化等 12 个循环过程.具体迁移模式如图 1 所示.

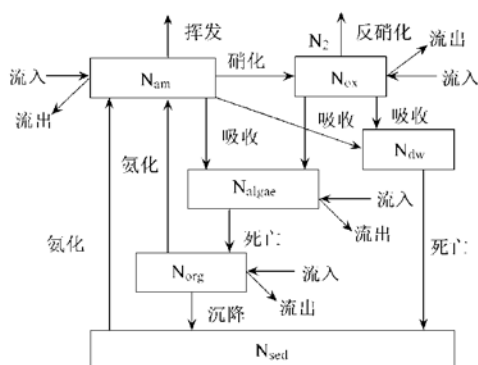


图 1 浮萍塘中氮迁移基本模式

Fig. 1 Nitrogen transformation, transfer and removal in duckweed pond

根据此归趋模式,建立 N 迁移转化的微分方程组:

$$\frac{d(N_{am})}{dt} = \frac{Q}{V}(N_{am,i} - N_{am}) - r_{nitri} \cdot N_{am} - r_{volat} \cdot N_{am} - r_{1uptake} \cdot N_{am} - r_{2uptake} \cdot N_{am} + r_{ammoni} \cdot N_{org} + r_{ammoni} \cdot N_{sed} \quad (1)$$

$$\frac{d(N_{ox})}{dt} = \frac{Q}{V}(N_{ox,i} - N_{ox}) - r_{denitri} \cdot N_{ox} - r_{1uptake} \cdot N_{ox} - r_{2uptake} \cdot N_{ox} + r_{nitri} \cdot N_{am} \quad (2)$$

$$\frac{d(N_{org})}{dt} = \frac{Q}{V}(N_{org,i} - N_{org}) - r_{ammoni} \cdot N_{org} - r_{sedim} \cdot N_{org} + r_{mortali} \cdot N_{algae} \quad (3)$$

$$\frac{d(N_{algae})}{dt} = \frac{Q}{V}(N_{algae,i} - N_{algae}) + r_{1uptake} \cdot N_{am} + r_{1uptake} \cdot N_{ox} - r_{mortali} \cdot N_{algae} \quad (4)$$

$$\frac{d(N_{dw})}{dt} = r_{2uptake} \cdot N_{am} + r_{2uptake} \cdot N_{ox} - r_{mortali} \cdot N_{dw} \quad (5)$$

$$\frac{d(N_{sed})}{dt} = r_{sedim} \cdot N_{org} + r_{mortali} \cdot N_{dw} - r_{ammoni} \cdot N_{ox} \quad (6)$$

式中, Q 为处理单元实际流量 (m^3/d); V 为浮萍塘有效容积 (m^3); N_{am} , $N_{am,i}$ 分别为塘内及其进水氨氮 ($NH_3 + NH_4^+$) 浓度 (mg/L); N_{ox} , $N_{ox,i}$ 分别为塘内及其进水硝态氮 ($NO_2^- + NO_3^-$) 浓度 (mg/L); N_{org} , $N_{org,i}$ 分别为塘内及其进水有机氮浓度 (mg/L); N_{algae} , $N_{algae,i}$ 分别为塘内及其进水藻类中所含氮含量 (mg/L); N_{dw} 为塘内浮萍有机氮含量 (mg/L); N_{sed} 为塘内底泥有机氮含量 (mg/L); r 为氮反应速率,具体表达式及其参数选择详见文献 [7].

微分方程组的求解采用 4 阶龙格-库塔法.模型参数一部分采用经验数值,其余通过最小二乘法最优优化确定.模型校正所需运行数据采用 2002 年浮萍塘单元各形态 N 变化测定结果,模型验证采用 2003 年系统运行结果.在模型校正和验证过程中为了减小偶然误差,简化计算,实验输入/输出数据均为相邻两周均值,因而全年共 24 组数据.

1.2 试验地点

试验地点选择在山东某组合生态处理系统的浮萍塘处理单元,该单元主要用以去除水体中的氮和磷.该浮萍塘水深仅 1.0m,水质清澈,阳光可以直接透射到塘底部,水体全年维持好氧状态.3~11 月单元内生长着大量的浮萍 (*duckweed*) 和金鱼藻 (*Ceratophyllum L.*),它们常覆盖塘表面达 80% 以上,这一定程度上抑制了水中藻类的生长,并导致该单元 DO 从春季的高于 15 mg/L 逐渐降低到夏秋季的 4~8 mg/L .此外,该单元内底泥厚约 6cm,表层黄褐色,呈好氧状态.

将上述 N 归趋模型 (公式 1~6) 应用于浮萍塘处理单元,并对浮萍塘中 N 循环迁移模型的精确性和可靠性进行验证.模拟结果显示,模型中各形态氮预测值与检测值之间的相关系数在 0.61~0.89 之间,该模型能够有效反映浮萍塘中各形态氮的实际变化趋势,模型整体表现为一个稳健的系统,具有较优的预测可靠性,这就为该模型的实际应用奠定了坚实的基础^[8].因而本文以此模型作为浮萍塘内 N 归趋过程模拟工具是可行的.

1.3 各项指标测定方法

浮萍塘中 N_{am} 、 N_{org} 的测定采用 APHA (1995) 标准方法, 而 N_{ox} 采用戴氏合金法测定以消除 Cl^- 的干扰. 水体中藻类含量用叶绿素 (Chl-a) 表示, 其中 Chl-a 与藻类中氮的转化关系采用经验值 $R_{N/Chl-a} = 13^{[5]}$.

实验用泥样采自浮萍塘表层底泥 ($< 3\text{ cm}$), 为减小偶然误差, 每个泥样为 5~10 次取样的混合样. 底泥中氮含量的测定采用凯式氮的分析方法.

浮萍含量表示为浮萍覆盖面积与其密度的乘积. 单位面积浮萍湿重取 $0.4 \sim 0.8\text{ mg/m}^2$, 浮萍含水率为 $92\% \sim 94\%^{[9]}$. 浮萍中氮含量不仅与浮萍种类有关, 还受水体中 N_{am} 浓度影响. 本研究中采用 Leng 等人的试验结果, 通过对不同浓度下浮萍中氮含量加权平均可知随 N_{am} 从 0 mg/L 升高到 20 mg/L , 浮萍中氮含量相应从 4.7% 升高到 $5.2\%^{[9]}$.

2 各形态氮循环迁移过程分析

2.1 N_{am} 的循环迁移

在浮萍塘中, N_{am} 的挥发、硝化以及水生植物的同化吸收作用能降低水体中 N_{am} 的浓度; 而 N_{org} 和 N_{sed} 的氨化作用却又一定程度上促进了 N_{am} 含量的升高, 最终水体中 N_{am} 的变化趋势取决于这 2 种变化的综合效应, 如图 2 所示.

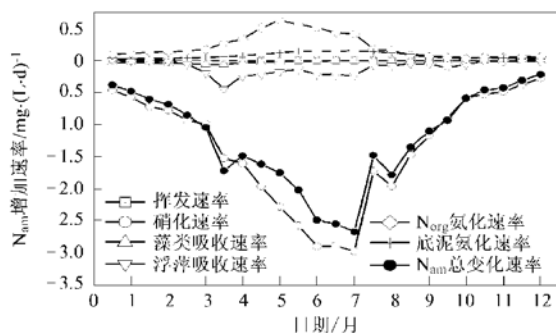


图2 浮萍塘 N_{am} 变化速率分布

Fig. 2 Increased rate variation of N_{am} in duckweed pond

模拟结果显示, 浮萍塘中 N_{am} 硝化速率年均为 $1.36\text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, 是类似环境条件下好氧塘中硝化速率的 5~7 倍左右^[10]. 浮萍塘中硝化作用对 N_{am} 的去除贡献为 113%, 也远高于其余各反应途径对 N_{am} 约 $-31.4\% \sim 25.9\%$ 的去除贡献. 这说明相对于好氧塘而言, 浮萍塘能有效提高处理单元中 N_{am} 的硝化能力, 并促使硝化过程最终成为 N_{am} 的主导去除机制.

此外, 图 2 也显示浮萍和藻类对 N_{am} 的去除贡献存在明显依变关系. 1~2 月份, 藻类吸收对水体中 N_{am} 的去除贡献维持在 $5.8\% \sim 8.9\%$ 之间, 而浮萍对 N_{am} 的去除贡献小于 2.9% ; 而 3~5 月, 随浮萍大量生长, 浮萍对 N_{am} 的去除贡献迅速增长到 $7.0\% \sim 25.9\%$ 之间, 远高于藻类对 N_{am} 约 3.5% 的去除贡献; 6~10 月浮萍和藻类对 N_{am} 的去除贡献保持相对稳定, 平均分别为 0.6% 和 7.6% ; 11~12 月, 随浮萍生物量的逐渐降低, 藻类对 N_{am} 的去除贡献又逐渐回升到 9.4% 左右. 浮萍和藻类对 N_{am} 去除贡献的这种依变关系来源于浮萍对藻类生长的抑制作用. 当浮萍大量生长后会逐渐覆盖大部分水表, 抑制藻类的光合作用, 并导致藻类死亡, 进而抑制藻类对 N_{am} 的去除能力. 因而在浮萍塘中, 水生植物对 N_{am} 的去除主要通过浮萍的吸收作用实现, 而藻类对 N_{am} 的去除率仅在低温期相对较高.

2.2 N_{ox} 的循环迁移

图 3 为浮萍塘中 N_{ox} 去除速率的变化曲线. 从图 3 可以看出, 全年藻类和浮萍对 N_{ox} 的同化吸收速率分别为 $0.03\text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $0.087\text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, 远低于 N_{ox} 约为 $1.29\text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 的反硝化速率. 反硝化作用对 N_{ox} 的去除贡献高达 91% , 因而是 N_{ox} 的主要去除途径.

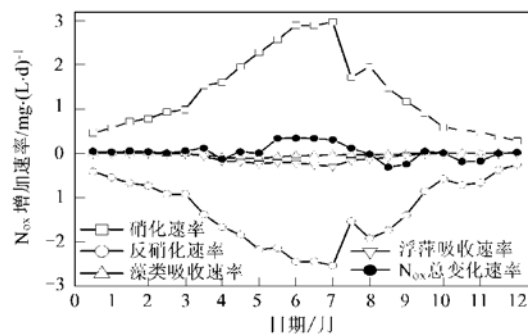


图3 浮萍塘 N_{ox} 变化速率分布

Fig. 3 Increased rate variation of N_{ox} in duckweed pond

从图 3 还可以看出, 在浮萍塘中硝化和反硝化反应速率的变化规律接近, 且年均差值小于 $0.1\text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, 这种较小的速率差异导致水体中 N_{ox} 的全年速率维持在 $\pm 0.3\text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 之间. 这是由于在浮萍塘中, 相对于反硝化菌而言, 硝化菌的世代期长, 硝化速率制约着硝化/反硝化过程的整体速率, 因而全年硝化速率和反硝化速率相接近.

2.3 N_{org} 的循环迁移

稳定塘中有机氮主要来源于藻类、细胞等的生

物残骸以及底泥的再悬浮;其去除途径主要有 N_{org} 氨化及有机颗粒在底泥表层的沉降^[11]. 从图 4 可以看出,在浮萍塘中有机颗粒沉降和氨化作用对 N_{org} 的去除贡献率分别为 25.9% 和 74.1%;而藻类死亡/释放对 N_{org} 的去除贡献率为 -66.7%. 因而在浮萍塘中 N_{org} 的变化主要受 N_{org} 的氨化以及 N_{algae} 死亡/释放作用的影响,而 N_{org} 的沉降作用也在一定程度上影响着系统中 N_{org} 的变化规律.

此外,从图 4 还可以看出,浮萍塘整体表现为对 N_{org} 的去除,但 N_{org} 去除速率季节差异明显. 1~4 月以及 8~12 月,由于水温相对较低,有机物的分解速率慢,因而 N_{org} 的总去除速率仅有 $0.06 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$;而高温期,随微生物生物量及其活性的迅速增长,有机物降解速率加快, N_{org} 的去除速率亦相应升高到 $0.52 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 左右.

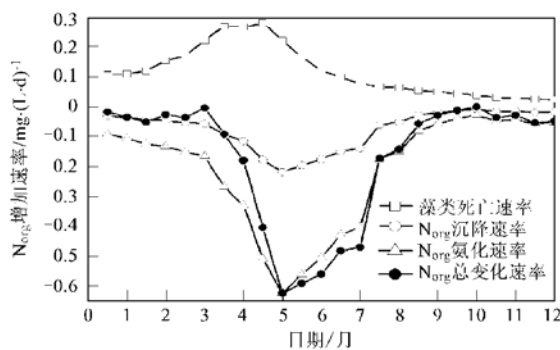


图 4 浮萍塘中 N_{org} 变化速率分布

Fig. 4 Increased rate variation of N_{org} in duckweed pond

2.4 N_{algae} 的循环迁移

传统的好氧塘中藻类生长旺盛,尤其在夏季藻类的大量滋生常导致出水 TSS 的升高,并促进受纳水体中“水华”的产生,而浮萍塘能有效去除水体中的藻类,因而国外常把浮萍塘作为稳定塘系统的末端处理单元来降低出水中藻类含量^[12].

图 5 为浮萍塘中 N_{algae} 的变化速率分布曲线,它反映了藻类在浮萍塘中的去除过程. 可以看出,在浮萍塘中对藻类变化过程影响最大的是藻类的死亡速率. 随 4~5 月份浮萍逐渐覆盖绝大部分塘水面,藻类光合作用被抑制,其死亡速率明显升高,最高可达 $0.28 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$;而 5~12 月随藻类含量的降低,其死亡速率亦相应减小到 $0.03 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$;全年浮萍塘对藻类的去除效率可达 $0.12 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$. 正是浮萍塘中较高的藻类死亡速率导致藻类无法大量生存,进而能够有效控制生态处理系统出水藻类

含量.

从模拟结果还可知,浮萍塘中藻类的生长主要来自于藻类对水体中 N_{am} 的吸收,而受 N_{ox} 的影响相对较小. 尤其在 1~4 月份,藻类对 N_{am} 的吸收速率平均为 $0.045 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$,为藻类总变化速率的 -39.5% 左右,明显高于藻类对 N_{ox} 约 $0.005 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 的吸收速率. 因而在浮萍塘中藻类吸收对 N_{ox} 的去除能力有限.

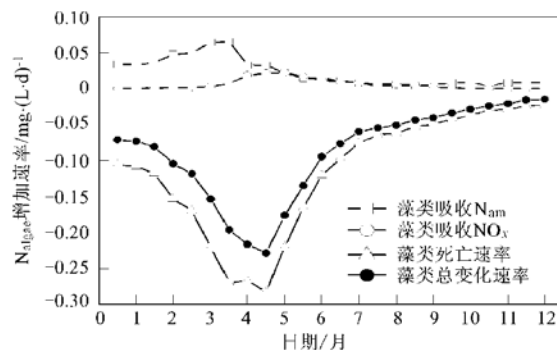


图 5 浮萍塘 N_{algae} 变化速率分布

Fig. 5 Increased rate variation of N_{algae} in duckweed pond

2.5 N_{sed} 的循环迁移

稳定塘底泥中的氮通常来源于藻类等微生物残骸以及污水所携带的有机颗粒沉降. 常规好氧塘中 N_{org} 沉降速率受季节变化影响较小,但在浮萍塘中 1~3 月以及 8~12 月 N_{org} 沉降速率小于 $0.05 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$,而 4~7 月 N_{org} 的沉降速率平均为 $0.17 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$,季节差异明显(见图 6). 这是由于浮萍塘进水所携带有机颗粒相对较少,单元内 N_{org} 主要来源于藻类的分解及释放,因而随浮萍塘中藻类生物量的变化, N_{org} 的沉降速率季节差异明显.

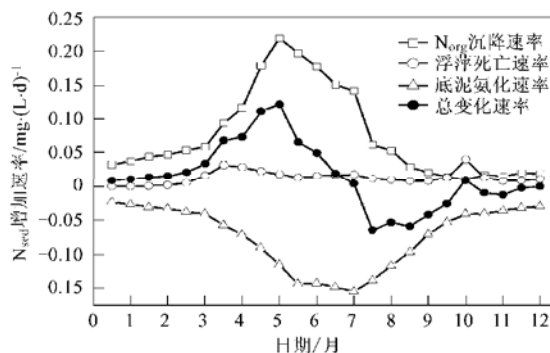


图 6 浮萍塘 N_{sed} 变化速率分布

Fig. 6 Increased rate variation of N_{sed} in duckweed pond

此外,图 6 显示底泥氮的氨化速率季节差异也

较明显. 这是由于随着水温的升高, 作为吸附载体的底泥中微生物生物量迅速增长, 这必将加速底泥中有机物的分解速率. 因而 1~ 4 月和 10~ 12 月, 水温相对较低时, 底泥有机物的分解速率较小, 氮的释放量低; 而 5~ 9 月随温度升高, 底泥有机物分解速率明显增加, 氮的释放量最高可达 $0.15 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$.

可以看出, 浮萍塘中浮萍死亡/ 沉降对底泥中氮的含量影响较小, N_{sed} 的变化主要受 N_{org} 沉降和 N_{sed} 氨化过程影响. 因而 1~ 6 月份, 受水体中藻类大量死亡/ 沉降的影响, N_{sed} 表现为逐渐积累的过程; 而 7~ 12 月随藻类含量及其死亡速率逐渐降低, 底泥表现为 N_{sed} 的逐渐释放过程.

2.6 N_{dw} 的循环迁移

在营养物、光照和水温等环境因素合适的条件下, 浮萍生物量可以在 16~ 24h 内迅速增长 1 倍. 因而在生长密度较高、收获频繁的浮萍塘中, 浮萍的同化吸收也是 N 的重要去除途径.

从图 7 可见, 浮萍对氮的吸收速率最高可达 $0.44 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, 远高于藻类 $0.06 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 的最高吸收速率. 此外, 浮萍对氮的吸收主要集中在 4~ 10 月, 其中 N_{am} 对浮萍的生长贡献率为 79%, 而 N_{ox} 对浮萍生长贡献率为 21%, 远高于 N_{ox} 对藻类生长 2.8% 的贡献率. 因而浮萍能够有效去除 N_{am} 和 N_{ox} , 比藻类更适合用于强化提高生态处理系统脱氮能力.

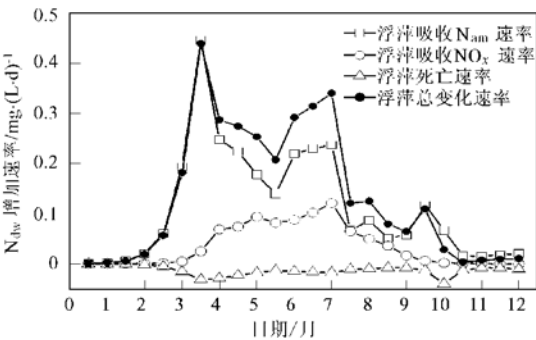


图 7 浮萍中 N_{dw} 变化速率分布
Fig. 7 Increased rate variation of N_{dw} in duckweed pond

3 氮循环过程季节差异比较

受浮萍塘水环境季节变化影响, 塘内氮的循环过程存在明显季节差异. 低温期(1~ 2 月)进水 N 负荷中有近 73% 未经任何转化而直接流出该单元; 高温期(7~ 8 月)进水 N 负荷中所有氮都参与了氮的循环过程, 并以其它形态脱离系统. 此外, 从表 1 还

可以看出, 不管在低温期还是高温期, 浮萍塘中氮的物质流动主要集中在 N_{am} 和 N_{ox} 之间.

表 1 浮萍塘氮循环对其去除贡献/ %
Table 1 Contributions of nitrogen transformation to N removal in duckweed pond/ %

N 循环途径	低温期	高温期
N_{am} 挥发	0.01	0.06
NO_x 反硝化	10.18	38.79
N_{am} 硝化	10.84	44.2
藻类吸收 NO_x	0.01	0.07
藻类吸收 N_{am}	0.65	0.15
N_{algae} 死亡	2.06	1.49
N_{org} 氨化	1.96	5.92
底泥氨化	0.49	2.49
N_{org} 沉降	0.69	2.07
浮萍吸收 NO_x	0	1.51
浮萍吸收 N_{am}	0.12	2.99
浮萍死亡	0.01	0.26
直接出水	72.98	0

在浮萍塘中, 氮各变化速率的季节差异直接影响到系统对氮的表观和实际去除效果. 如将水体和底泥作为一个统一体, 则系统对 TN 的去除效果仅取决于反硝化和挥发速率. 在低温期, 这 2 个反应过程对 TN 的去除贡献为 10.0%; 在高温期, 反硝化和挥发对 TN 的去除贡献为 38.9%. 如仅将水体作为研究对象, 则 TN 的去除除了取决于反硝化和挥发作用外, 还受 N_{org} 沉降、底泥氨化和浮萍死亡沉降过程影响. 低温期和高温期, 它们对 TN 的去除贡献分别为 10.4% 和 38.7%, 略高于实际检测的 6.7% 和 36.1%, 其中 N_{org} 沉降和 N_{am} 挥发对 TN 的去除贡献全年小于 2.1%. 此外, N_{am} 是水体中氮的主要存在形态, 而硝化、藻类/ 浮萍同化吸收和 N_{sed} 氨化作用直接影响到水体中 N_{am} 去除速率. 模拟实验显示低温期和高温期, 它们对 N_{am} 的去除贡献为 9.17% 和 39.0%, 与实际检测的 9.23% 和 34.9% 也较接近.

此外, 从表 1 还可以看出即使在浮萍生长旺盛的高温期, 浮萍对 TN 的去除贡献也仅有 3.25%, 远低于反硝化对 TN 约 38.8% 的去除贡献, 因而浮萍直接吸收 N_{am} 和 N_{ox} 对 TN 的去除贡献较小. 但浮萍的大量生长能够为硝化菌生长提供有效载体, 保证水体中硝化菌具有较高的密度, 这在一定程度上促进了水体中硝化和反硝化速率, 因而大量生长的浮萍能通过促进微生物生长密度来间接促进系统对 TN 的去除.

4 结论

(1) 浮萍塘系统中氮的迁移转化主要集中在 N_{am} 和 N_{ox} 之间, 该处理单元内 TN 主要通过硝化/反硝化作用去除, 而 N_{org} 沉降及 N_{am} 挥发对 TN 去除贡献较低。

(2) 浮萍塘中低温期和高温期分别约有 27% 和 100% 的氮以不同形式参与到单元内氮的各种循环过程中。

(3) 浮萍吸收对系统 TN 去除能力提高幅度有限, 浮萍主要通过提高系统的硝化和反硝化速率来间接提高系统对 TN 的去除率。

(4) 在浮萍塘中, N_{am} 的变化主要受硝化作用控制; N_{ox} 变化主要受硝化/反硝化作用影响; N_{org} 主要受藻类死亡/腐败以及 N_{org} 氨化作用影响; 藻类表现出较高的死亡速率; N_{sed} 的变化主要受 N_{org} 沉降和 N_{sed} 氨化过程影响; 而浮萍的变化主要来源于对 N_{am} 和 N_{ox} 的吸收。

参考文献:

- [1] Zimmo O R, Van D S, Gijzenb H J. Comparison of ammonia volatilisation rates in algae and duckweed-based waste stabilization ponds treating domestic wastewater [J]. Water Research, 2003, **37**(19): 4587~ 4594.
- [2] Silva S A, Oliverira R D, Soares J. Nitrogen removal in pond systems with different configurations and geometries [J]. Water Science Technology, 1995, **12**(32): 321~ 330.
- [3] Pano A, Middlebrooks E J. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds [J]. Water Pollution Control Federation, 1982, **54**(4): 344~ 351.
- [4] John A H. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds [J]. Aquaculture, 1998, **166**(3~ 4): 181~ 212.
- [5] Annie C, Alain M, Jean M D P, *et al.* Modelling nitrogen, primary production and oxygen in a mediterranean lagoon. Impact of oysters farming and inputs from the watershed [J]. Ecological Modelling, 2000, **127**(2~ 3): 161~ 181.
- [6] Zimmo O R, Van D S, Gijzenb H J. Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilization ponds [J]. Water Research, 2004, **38**(4): 913~ 920.
- [7] Peng J F. Study on performance of pollutants removals and mechanisms of an integrated ponds/ wetland ecological treatment system [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2005.
- [8] Burford M A, Lorenzen K. Modeling Nitrogen Dynamics in shrimp ponds: the roles of sediment remineralization [J]. Aquaculture, 2004, **229**(1~ 4): 129~ 145.
- [9] Leng R, Stamboli J, Bell R. Duckweed a potential high protein feed resource for domestic animals and fish [J]. Livestock Research for Rural Development, 1995, **1**(7): 1~ 3.
- [10] Soares J, Silva S, De O R. Ammonia removal in a pilot-scale WSP complex in northeast Brazil [J]. Water Science Technology, 1996, **33**(7): 165~ 171.
- [11] Timothy J H, Michael A C. Nitrogen removal from wastewater treatment lagoons [J]. Water Science Technology, 1999, **39**(6): 191~ 198.
- [12] Youngchul K, Wan J K. Roles of water hyacinths and their roots for reducing algal concentration in the effluent from waste stabilization ponds [J]. Water Research, 2000, **13**(34): 3285 ~ 3294.