

水动力条件下苦草对沉积物氮释放的影响

耿楠, 王沛芳*, 王超, 祁凝, 王智源

河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 江苏 南京 210098

摘要: 在浅水湖泊中, 沉积物易受到水流的扰动释放出原本沉降于其中的氮营养盐。沉水植物一方面能够减少水动力的作用, 一方面又能够吸收沉积物中的和已经释放到上覆水中的氮营养盐供其生长同时改善水质。因此, 研究沉水植物对沉积物中氮营养盐释放的影响具有很重要的实际意义。借助自主开发的生态水槽, 研究苦草 (*Vallisneria spiralis* L.) 在动、静水条件下对沉积物氮的释放的影响。实验装置包括四组水槽, 两组动水槽中的一组只铺沉积物, 另一组在沉积物上种植苦草, 两组静水槽也如此设置。在 40 d 的实验周期内, 我们在实验始末采集沉积物样品, 在每一个采样时间点 (0、1、3、6、12、20、30、40 d) 采集水样, 并测定沉积物中总氮含量, 原水样中的总氮含量以及过滤水样中的总氮、氨氮、硝氮和亚硝氮的含量。研究表明: 没有苦草的实验组 0~1 cm 沉积物层总氮下降幅度较大, 有苦草的实验组表面 0~1 cm 沉积物层氮含量较高。苦草从根系周围沉积物中吸收氮, 1~4 cm 沉积物层的吸收量多于 4~8 cm 沉积物层。各水槽上覆水中总氮含量在第 1 天就有较大的增加, 从 0.09 mg·L⁻¹ 分别升到 0.60、0.50、0.379、0.36 mg·L⁻¹ 在水动力影响下的增加更显著, 后缓慢上升。动水槽中进入到上覆水的氮中 80% 以上是以溶解态氮形式存在, 静水槽中这个比例高达 90% 以上。苦草对溶解态和颗粒态氮的去除率最高可达 27.6% 和 84.3%。3 种氮形态中硝态氮的含量比重较大, 在动水条件下, 苦草对氨氮, 硝氮和亚硝氮的去除率最高可达 30.0%、25.0% 和 60.0%。但苦草对水中氮形态的比例的影响并不明显。以上结果说明水动力条件明显促进沉积物中氮的释放, 沉水植物苦草通过保护表层沉积物, 吸收下层沉积物中氮, 去除进入上覆水中的氮, 特别是颗粒态氮和溶解态中的亚硝态氮来减少水环境中的氮含量。该研究旨在为沉水植物对湖泊沉积物营养盐释放量的影响估算及水环境质量评价提供科学依据。

关键词: 苦草; 沉积物; 氮; 水动力; 释放

中图分类号: X173

文献标志码: A

文章编号: 1674-5906 (2014) 07-1193-06

引用格式: 耿楠, 王沛芳, 王超, 祁凝, 王智源. 水动力条件下苦草对沉积物氮释放的影响[J]. 生态环境学报, 2014, 23(7): 1193-1198.

GENG Nan, WANG Peifang, WANG Chao, QI Ning, WANG Zhiyuan. The Impact of *Vallisneria spiralis* L. on the Release of Nitrogen from Sediment [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(7): 1193-1198.

长江中下游地区经济社会发展迅猛, 湖泊开发利用过度, 多数已富营养或正富营养化 (秦伯强, 2002)。日益严重的湖泊水环境恶化及富营养化问题, 越来越成为制约经济社会可持续发展的瓶颈。氮不仅是湖泊富营养化的主要营养元素, 而且往往是湖泊水质的最主要污染物质 (Torre 等, 1992)。湖泊沉积物作为水环境的重要组成部分, 是氮营养盐的主要存储仓库, 承担着对上覆水的净化功能。同时, 在控制外源向湖泊输入氮营养盐的基础上, 作为内源的湖泊沉积物, 将不断地向水体中释放氮 (罗玉兰, 2007)。对于浅水湖泊而言, 由于水体较浅, 湖泊沉积物易受波浪、湖流、疏浚以及船只航行等外力扰动的共同作用而发生再悬浮, 悬浮过程中由于吸附-解吸作用造成营养盐在悬浮颗粒物和

水体间迁移, 导致上覆水中氮浓度突然上升 (Achman 等, 1996; Domagalski 和 Kuivila 等, 1993; Schneider 等, 2007)。

大型水生植物可减小风浪等动力扰动, 抑制湖泊沉积物的再悬浮、改善沉积物的特性、吸收一定数量的水体污染物, 从而减少营养盐向上覆水的释放 (杨荣敏等, 2007; 朱斌等, 2002; 董昌华等, 2003)。水生植物在生长过程中需要吸收大量的氮, 如每公顷香蒲 (*Typha orientalis*) 每年可吸收氮 2 630 kg (贺锋和吴振斌, 2003)。王旭明 (1999) 利用水芹 (*Oenanthe decumbens*) 在室内净化污水, 3 d 内水芹对总氮的吸收率分别达到 66.7%, 而且净化率随温度的提高还会增加。目前植物对氮吸收的静态试验研究已比较成熟。由文辉等 (2000) 在富营养化水体中, 利用人工基质无土栽培水生植物净化水质的静态试验结果表明, 在 5—10 月, 水蕹菜

基金项目: 国家“973”重点基础研究 (2008CB418203); 国家“水体污染控制与治理”科技重大专项 (2008ZX07101008)

作者简介: 耿楠 (1986 年生), 女, 博士研究生, 主要研究方向为水环境保护和生态修复。E-mail: nancygeng.hhu@gmail.com; 573187527@qq.com

*王沛芳 (1973 年生), 女, 教授, 博士, 主要研究方向为水环境保护和生态修复。E-mail: pfwang2005@hhu.edu.cn

收稿日期: 2014-04-11

(*Ipomoea aquatica* Forsk) 对总氮的去除率分别为 81.32%。研究表明水生植物都可以降低水体的富营养化水平, 尤其对去除氨氮有显著效果(何池全等, 1999; 刘淑媛, 1997; Fraser 等, 2004; Sooknah 和 Wilkie, 2004; 何蓉等, 2004)。动态试验研究也有丁廷华(1992)所用的芦苇(*Phragmites australis*) 湿地系统示范工程, 在处理水量为 $500 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, 水力负荷为 $5 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$ 的条件下, 对总氮的去除率达到 64.6%。Kern (1999) 用芦苇床处理生活污水试验中, 总氮的去除率变化在 80%~99%。但是水动力条件下水生生物对沉积物氮磷再释放的影响研究还不够充分。而苦草(*Vallisneria spiralis* L.) 由于是长江中下游湖泊常见的除氮沉水植物物种而备受关注(王沛芳等, 2008; 姚瑶等, 2011; 李雪梅等, 2013)。因此, 在水动力作用下, 研究有(无)苦草覆盖两种环境下, 沉积物-水界面的氮释放, 对评价沉积物中氮营养盐的动态循环、分析大型水生植物对湖泊底泥氮营养盐环境作用, 把握湖泊水污染发生机制, 控制水体富营养化均具有重要的意义。

1 材料与方法

1.1 试验装置与材料

1.1.1 试验装置

本实验采用自主开发的生态水槽装置来模拟了自然水体环境并设置静态水槽作为对比, 本组水槽由 D1 槽、D2 槽、J1 槽、J2 槽, 其中 D1 槽、D2 槽为水可独立循环的动水槽, J1 槽、J2 槽为静水槽。动水槽结构如图 1 所示。

每组动水槽包括 3 个水箱(底部水箱 I、右侧水箱 II 及左侧水箱 III)、上部 3 个平行水槽(平行试验, 保证数据准确性)和一个水泵组成。水箱 II 中的水同时流经 3 个平行水槽, 能够使平行水槽的水流条件一致, 达到平行试验的要求。上部水槽长 2.4 m, 宽 1.0 m(每个平行水槽宽 0.3 m), 高 0.4 m, 底部水箱为蓄水箱, 体积为 1 m^3 , 水泵的最大流量为 $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ 。上部水槽的出水端设有叶栅式尾门, 与水泵共同作用来调节水体的流速和液位。水流通过水泵从水箱 I 中抽出, 流经右侧的 II 号水箱, 再

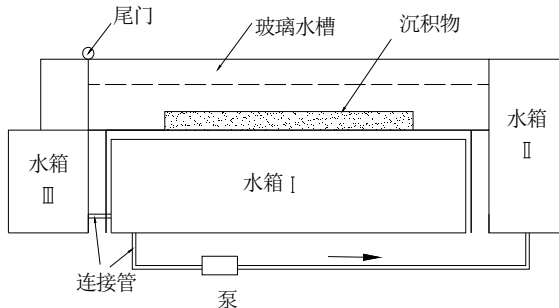


图 1 试验装置图

Fig.1 experimental set-up

同时经过上部的 3 个平行水槽, 通过出水端的尾门, 最后经左部的回流水箱 III 流回底部水箱 I, 如此循环。水箱 II 中的水同时流经 3 个平行水槽, 能够使平行水槽的水流条件一致, 达到平行试验的要求。当装置运行稳定后, 可用 ADV 流速仪来测定水体流速, 并通过调节流量和尾门以达到期望的流速。静水槽每个水槽长 2 m, 宽 1 m, 里面放置 3 个长 0.85 m 宽 0.17 m 的泥槽(用于铺放沉积物, 保证静水槽和动水槽泥水比及水深一致), 各泥槽用挡板隔开, 互为平行。

1.1.2 试验材料

由全太湖采样的数据发现, 近年来梅梁湾湾底泥营养盐含量较高, 这有利于实验的进行, 故底泥取自太湖梅梁湾, 用彼得森采泥器采集表层泥, 采集的样品保存于洁净的聚乙烯袋中(排出空气), 迅速带回实验室。取少量底泥作背景值分析, 其理化性质见表 1。

表 1 梅梁湾沉积物的理化性质
Table 1 The sediment geochemistry of Meiliang Bay

指标	pH	ORP/ mV	b(CEC)/ ($\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$)	w(OM)/ %	b(碱度)/ ($\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$)	w(黏粒)/ %
测定值	7.39	59	1.14	2.34	12.78	9.26

受试沉水植物由杭州清清水环境修复技术有限公司提供。采回后静水槽驯养 30 d。期间保持曝气。30 d 后取少量室内分析, 其余均匀种植于各槽所铺沉积物上。

1.2 试验设计与方法

为了更好地接近于自然环境, 实验装置置于顶楼的玻璃房内, 有自然条件下的通风与光照。实验周期内, 室温在 $28 \sim 35 \text{ }^\circ\text{C}$ 。在动水槽 D1 和静水槽 J1 中只铺沉积物, 动水槽 D2 和静水槽 J2 中铺上沉积物后种植苦草, 八株一簇(图 2)。为了给水流预留缓冲带, 将采集的底泥均匀的铺在动水槽平行水槽中间位置, 长度约为 1.5 m, 厚度 8 cm, 两端用挡板固定(图 1)。静水槽中的沉积物铺于小泥槽中。实验用水采用除氯自来水。没有种植苦草前用 ADV 流速仪调试流速一致, 种植枯草装置开始运行时, 再次测流速。

设定装置运行前的时间为第 0 天, 并采集水样和泥样, 测定的值分别表示为自来水和沉积物中的

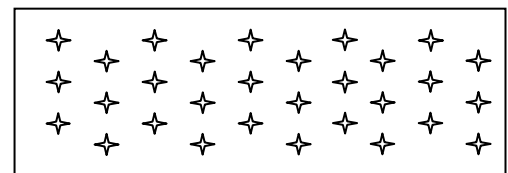


图 2 苦草种植分布示意图

Fig.2 Distribution diagram of *Vallisneria spiralis* L.

氮含量。静沉 1 d 后开始运行并采样（动水槽水储存在水槽下的水箱中）。采样时间：0、1、3、6、12、20、30、40 d。每次采样时间固定为早上 9 点。沉积物和水总氮采用碱性过硫酸钾氧化法测定，水中氮形态（硝氮、氨氮、亚硝氮）用 AA3 流动分析仪测定。

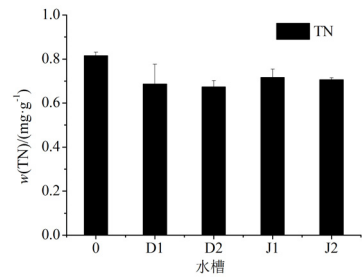
1.3 质量控制与数据分析

本研究试验所用玻璃及聚乙烯器皿均以 30% 的 HCl 溶液充分浸泡 24 h 以上后,以超纯水充分清洗。试剂为分析纯和优级纯,实验用水为超纯水 (>18 M Ω)。每个样品测定时设置 3 个平行样,取平均值作为结果。试验数据处理均采用 Excel 2010, Origin 8.5 和 SPSS 13.0 for Windows 统计分析。

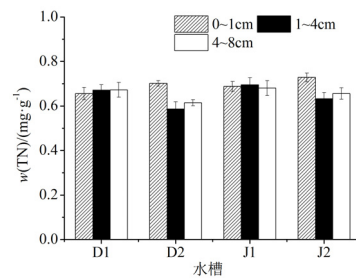
2 结果与分析

2.1 水动力条件下植物对沉积物营养盐的影响

本实验中,为了保证实验过程中沉积物不受到扰动,我们只采集了实验初始和实验末的沉积物,并对沉积物柱状样进行了分层分析。四组实验水槽中沉积物初始浓度为 $0.815 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,底泥中总氮的平均含量经过 40 d 的实验后都有所下降(图 3)。D1 水槽总体 0~1 cm 层沉积物总氮下降幅度较大,这是上层沉积物受到水动力的影响最大。但 D2 和 J2 水槽 0~1 cm 表层沉积物总氮含量明显较 D1 和 J1 高,并且 1~4 cm 和 4~8 cm 沉积物层氮素下降较明显。本研究中,有无沉水植物处理组沉积物中总氮含量动水条件下都低于对照组,说明水动力可以加强沉积物总氮的释放。而有植物处理的水槽中,沉积物分层检测总氮可以看出表层 0~1 cm 沉积物总氮含量较高,以下层沉积物含量较低,造成该现象有可能是:种植有植物的水槽减少了水动力的作用,降低了总氮从表层沉积物中的释放,苦草在生长期能够直接吸收沉积物中的氮作为营养物质,从而减少其在下层沉积物中的含量。另外,实验过程中苦草枯萎的叶片沉降到沉积物表面,也造成表层沉积物总氮含量较高(潘慧云等, 2008)。沉水植物的根及其地上部分都有吸收矿质营养的能力,但根、茎、叶对营养元素的选择性有所不同。



(a) 沉积物 TN 平均含量始末变化



(b) 沉积物 TN 分层含量

图 3 4 个实验组 (D1, D2, J1 和 J2) 沉积物总氮平均含量 (第 0 天和第 40 天) 以及分层 (0~1、1~4、4~8 cm) 含量 (第 40 天)

Fig.3 Total nitrogen concentrations (Day 0 and Day 40) in four groups (D1, D2, J1 and J2) and concentrations in different layers (0-1, 1-4, 4-8 cm) at day 40

研究表明沉水植物生长所需要的氮营养主要是通过根系吸收,尤其通过根系从沉积物中吸收氮是植物氮营养的最重要的来源 (Chambers 等, 1989)。本试验所选取的苦草在实验期间处于生长旺盛期间 (熊秉红和李伟, 2000), 需要吸收大量的营养来满足自身的需要, 导致了植物根际沉积物中总氮含量的减少。并且苦草对于 1~4 cm 沉积物层的氮源吸收更多。此外, 苦草根部周围特有共生菌, 其可以促进植物对氮的吸收并增进植物生长 (Wigand 等, 1997)。

2.2 水动力条件下植物对上覆水营养盐的影响

水中氮是水体重要的营养盐之一,它是生物体氨基酸的重要组成成分。沉水植物苦草可以在一定程度上缓解上覆水中营养盐的含量。本实验测得了上覆水总氮和总溶解态氮的含量,上覆水总颗粒态氮可以由总氮和总溶解态氮之差得到(图 4)。上覆

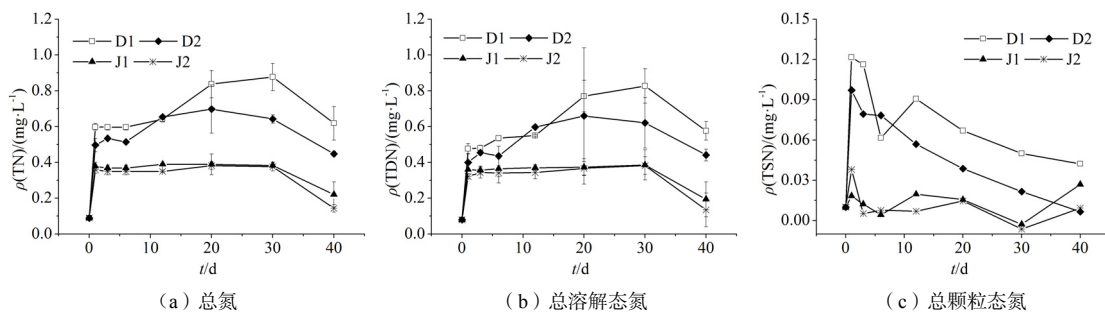


图 4 上覆水总氮、总溶解态氮、总颗粒态氮随时间的变化

Fig.4 The concentrations of total nitrogen, Total dissolved nitrogen and total suspended nitrogen in overlying water over time

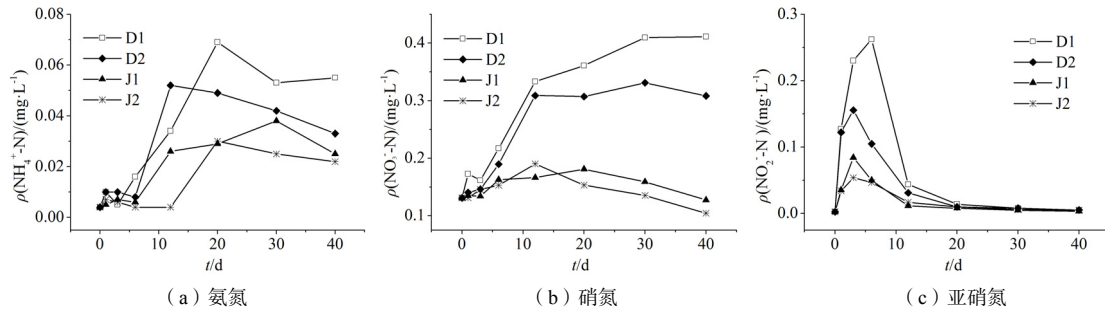


图5 上覆水3种氮形态随时间的变化

Fig.5 The concentrations of three forms of nitrogen in overlying water over time

水总氮和溶解态总氮随时间的变化规律相似。2个动水槽的总氮和总溶解态氮均明显大于静水槽,说明水动力条件能大大促进氮从底泥中的释放。4个水槽在第1天上覆水中总氮就有较大的增加,从 $0.09\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 分别升到 0.60 、 0.50 、 0.379 、 $0.36\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在孙小静等(2007)的水动力实验中,没有植物的情况下,总氮也在第一天快速上升,达到 $2.106\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。D2水槽总氮,溶解态总氮和颗粒态总氮含量比D1水槽稍小,这是由于D2水槽水生植物的截留作用,减少了水动力对沉积物扰动作用。D1水槽的总氮和总溶解态氮含量在第30天达到最大值,总氮和总溶解态氮分别到达 0.88 、 $0.70\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,之后又下降,第40天后接近于第1天的含量。D2水槽在第20天达到最大值,总氮和总溶解态氮分别到达 0.70 、 $0.66\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,之后又下降,直至小于第1天的含量值。颗粒态氮基本都在第1天就达到最大值,后下降。D2水槽下降最明显,到第40天,颗粒态氮下降到第0天水平。D1水槽总颗粒态氮含量第3天后明显下降,后较平稳,第40天后达到 $0.04\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。静水槽颗粒态氮变化不明显。沉积物中的可溶解态氮在实验初始大量释放,造成水中溶解态氮在第1天内大量增加。由于水动力条件的影响,沉积物中氮不断向上覆水中释放,水中氮缓慢增加至平衡。静水槽由于没有水动力的扰动,较早达到平衡。而颗粒态氮随着悬浮颗粒在实验初始进入到上覆水,然后部分又沉降到沉积物中。实验的40d内总溶解态相对于总颗粒态氮占有相当大的比例,尤其是静水槽,平均占总氮含量的90%以上。动水槽总溶解态氮也占有80%以上。这说明氮从沉积物中释放大部分是通过间隙水释放,少量通过悬浮颗粒释放。苦草对上覆水中颗粒态和溶解态氮均有明显的减少作用,在动水条件下,苦草对溶解态和颗粒态氮的去除率最高可达27.6%和84.3%。沉积物中的总氮首先通过水中悬浮颗粒进入上覆水中,后逐渐从沉积物表层或者间隙水中进入上覆水。通过悬浮物进入上覆水是一个很迅速却较短的过程,而通过间隙水和沉积物的释放是一个较缓慢

的过程,但具有持久性。

水中溶解态的氮并不是单一形态的,而是通过多种形态表示的。它主要以分子态氮,有机态氮,氨氮,硝态氮,亚硝态氮及硫酸盐和氰化物等多种形态存在。而氨氮,硝态氮和亚硝态氮是其在水体中的主要存在形态,也是植物吸收的主要氮形态。4个水槽上覆水氮形态随时间变化差别较大(图5)。氨氮含量在前6d变化不明显,D1水槽持续上升到第20天达到最大值 $0.069\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,第40天时降到 $0.055\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;D2水槽在第12天达到最大值 $0.052\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,第40天时降到 $0.033\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;静水槽变化较缓慢,J1水槽持续上升到第30天达到最大值 $0.038\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,第40天时降到 $0.025\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;J2第20天达到最大值 $0.03\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,第40天时降到 $0.022\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。硝氮含量在第3天后,动静水槽中上覆水含量便开始出现显著差别,动水槽中上覆水硝氮含量持续增加到第12天,后缓慢增加。D1水在第40天达到最大值 $0.41\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,D2水槽在第30天达到最大值 $0.33\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。静水槽上覆水硝氮含量变化不明显。4个水槽上覆水亚硝氮含量在实验初始阶段即有明显的增加,且经过一个峰值后,在第12天各水槽上覆水亚硝酸盐含量降低到较低水平。D1水在第6天达到最大值 $0.26\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,在第12天降到 $0.04\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;D2水槽在第3天达到最大值 $0.16\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,在第12天降到 $0.03\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;静水槽上覆水亚硝氮含量变化不显著,J1水槽上覆水亚硝氮含量上升到第3天达到最大值 $0.08\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,在第12天降到 $0.01\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;J2也第3天达到最大值 $0.05\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,在第12天降到 $0.02\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。而到了第20天,4个水槽的上覆水亚硝氮含量都处于相近的水平,约 $0.01\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在动水条件下,苦草对氨氮,硝氮和亚硝氮的去除率最高可达30.0%、25.0%和60.0%。

4个水槽上覆水中,不同形态氮的比例变化相似(图6)。其中硝态氮的含量比重较大,氨态氮含量比例在试验后期增大并较稳定,亚硝氮含量比例先增加最大比例均出现在第3天,后逐渐降低至初

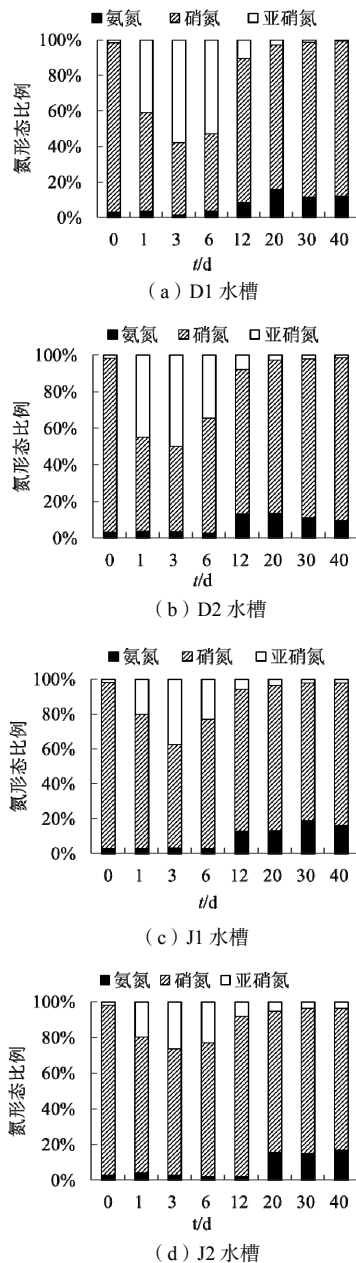


图6 上覆水氮形态比例随时间的变化

Fig.6 The proportion of three forms of nitrogen in overlying water over time

始比例值。2个动水槽亚硝氮含量在实验初始阶段增加的比例较大,说明沉积物中亚硝氮更容易受水动力的影响进入到上覆水中,而有植物的两组水槽则减缓了这个过程。20天稳定后的比例与王沛芳等(2008)的研究结果相似。水体各个形态的氮之间的转化是一个较复杂的过程。有机态氮经过细菌的分解(矿化作用 mineralization)产生氨(HN_3)或铵(NH_4^+),氨再经细菌的代谢(硝化作用 nitrification)先形成亚硝酸盐再氧化成硝酸盐,硝酸盐可直接被植物吸收利用,或再经细菌的代谢(去氮作用 Denitrification)形成 N_2 或 N_2O 而散于大气中。本实验中,实验开始从沉积物间隙水中释放

出的主要是硝氮和亚硝氮,氨氮含量较少。主要因为铵态氮较容易被植物和微生物吸收利用(Nayar等,2010;徐昇等,2012)。亚硝氮在大量释放后,在第12天后大部分被氧化为硝氮,存在于上覆水中。植物的存在减缓了释放的过程,但对于形态的转化没有太大的影响。

3 结论

1) 在水动力条件下,沉积物氮有明显的释放。水动力加速了表层沉积物总氮的释放速率,使表层沉积物氮含量降低,但是对于底层沉积物的氮含量影响并不显著。

2) 苦草的存在减少了水槽水流紊动,使得表层沉积物的氮含量受到水动力较小的扰动,使溶解态和颗粒态氮释放量均减少。枯萎腐烂的苦草叶片落在沉积物表层,在一定程度上增加氮含量。由于的苦草生长的需要,其根系从周围沉积物中吸收氮磷,1~4 cm沉积物层的吸收量大于4~8 cm沉积物层。

3) 受水动力影响,进入到上覆水的氮中80%以上是溶解态氮,故氮从沉积物中释放大部分是通过间隙水释放,少量通过悬浮颗粒释放。沉积物中的总氮首先通过水中悬浮颗粒进入上覆水中,后逐渐从沉积物表层或者间隙水中进入上覆水。通过悬浮物进入上覆水是一个很迅速却较短的过程,而通过间隙水的释放是一个较缓慢的具有持久性的过程。苦草对上覆水中颗粒态和溶解态氮均有明显的减少作用。

4) 3种氮形态中,硝态氮的含量比重较大,动水条件下,沉积物中亚硝氮较容易进入到上覆水中,苦草对其的去除也较显著,但苦草对水中各氮形态的比例的影响并不明显。

参考文献:

- ACHMAN D R, BROWNAWELL B J, ZHANG L. 1996. Exchange of Polychlorinated biphenyls between sediment and water in the Hudson River Estuary [J]. *Estuaries*, 19(4): 950-965.
- CHAMBERS P A, PREPAS E E, BOTHWELL M L et al. 1989. Roots versus shoots in nutrient uptake by aquatic macrophytes in flowing waters [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46: 435-439.
- DOMAGALSKI J L, KUIVILA K M. 1993. Distribution of pesticides and organic contaminants between water and suspended sediment, San Francisco Bay, California [J]. *Estuaries*, 16(3A): 416-426.
- KERN J. 1999. Treatment of domestic and agricultural waste water by reed bed systems [J]. *Ecological Engineering*, 12: 13-25.
- LAUCLAN H F, SPTING M C, DAVID S. 2004. A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms [J]. *Bioresource Technology*, 94: 185-192.
- NAYAR S, COLLINGS G J, MILLER D J, et al. 2010. Uptake and resource allocation of ammonium and nitrate in temperate seagrasses *Posidonia* and *Amphibolis* [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 60(9): 1502-1511.

- RECTA D S, ANN C W. 2004. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobic ally digested flushed dairy manure waste water [J]. *Ecological Engineering*, 22: 27-42.
- SEHNEIDER A, PORTER E, BAKER A. 2007. Polychlorinated biphenyl release from resuspended Hudson River sediment [J]. *Environmental Science and Technology*, 41(4): 1097-1103.
- TORRE M, REBILLARD J P, AYPHASSORHO H, et al. 1992. In situ assessment of denitrification in running waters: example of the Charente river [J]. *Annales de Limnologie-international Journal of Limnology*, 28: 263-271.
- WIGAND C, STEVENSON C J, CORNWELL J C. 1997. Effects of different submersed macrophytes on sediment biogeochemistry [J]. *Aquatic Botany*, 56: 233-244.
- 丁廷华. 1992. 污水芦苇湿地处理系统示范工程的研究[J]. *环境科学*, 13(2): 8-13.
- 董昌华, 杨肖娥, 蹇培民. 2003. 水生植物控制湖泊底泥营养盐释放的效果与机理[J]. *农业环境科学学报*, 22(6): 673-676.
- 何池全, 赵魁义, 叶居新. 1999. 石菖蒲净化富营养化水体的研究[J]. *南昌大学学报: 理科版*, 23(1): 73-76.
- 何蓉, 周琪, 张军. 2004. 表面流人工湿地处理生活污水的研究[J]. *生态环境*, 13(2): 180-181.
- 贺锋, 吴振斌. 2003. 水生植物在污水处理和水质改善中的应用[J]. *植物学通报*, 20(6): 641-647.
- 李雪梅, 马长乐, 张绍龙, 等. 2013. 苦草对水体氨氮的净化作用[J]. *贵州农业科学*, 41(5): 155-157.
- 刘淑媛, 任长久, 由文辉. 1997. 利用人工基质无土栽培经济植物净化富营养化水体的研究[J]. *北京大学学报: 自然科学版*, 35(4): 518-522.
- 罗玉兰. 2007. 城市内河沉积物营养盐污染特性及释放规律研究[D]. 南京: 河海大学: 15-20.
- 潘慧云, 徐小花, 高士祥. 2008. 沉水植物衰亡过程中营养盐的释放过程及规律[J]. *环境科学研究*, 21(1): 64-68.
- 秦伯强. 2002. 长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探[J]. *湖泊科学*, 14(3): 193-202.
- 孙小静, 秦伯强, 朱广伟, 等. 2007. 持续水动力作用下湖泊底泥胶体态氮、磷的释放[J]. *环境科学*, 28(6): 1223-1229.
- 王沛芳, 王超, 王晓蓉, 等. 2008. 苦草对不同浓度氮净化效果及其形态转化规律[J]. *环境科学*, 29(4): 890-895.
- 王旭明. 1999. 水芹菜对污水净化的研究[J]. *农业环境保护*, 18(1): 34-35.
- 熊秉红, 李伟. 2000. 我国苦草属(*Vallisneria spiralis* L.)植物的生态研究[J]. *武汉植物学研究*, 18(6): 500-508.
- 徐昇, 李欣, 钟萍等. 2012. 苦草根系对硝氮和氨氮的吸收[J]. *生态科学*, 31(3): 312-317.
- 杨荣敏, 李宽意, 王传海, 等. 2007. 大型水生植物对太湖底泥磷释放的影响研究[J]. *农业环境科学学报*, 26(增刊): 274-278.
- 姚瑶, 黄立章, 陈少毅, 等. 2011. 不同沉水植物对水体氮磷的净化效果[J]. *浙江农业科学*, (4): 789-792.
- 由文辉, 刘淑媛, 钱晓燕. 2000. 生经济植物净化受污染水体研究[J]. *华东师范大学学报*, 3(1): 99-102.
- 朱斌, 陈飞星, 陈增奇. 2002. 利用水生植物净化富营养化水体的研究进展[J]. *上海环境科学*, 21(9): 564-567.

The Impact of *Vallisneria spiralis* L. on the Release of Nitrogen from Sediment

GENG Nan, WANG Peifang*, WANG Chao, QI Ning, WANG Zhiyuan

Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China

Abstract: In shallow lakes, the nitrogen will release from sediments to the water column when the sediment got disturbed. Submerged plants can not only reduce the hydrodynamic force, but also absorb nitrogen from sediment to improve the water quality in the lake. Therefore, it is very important to study the impact of submerged plants on the hydrodynamic process and the release of nitrogen from the sediment. In this paper, the impacts of *Vallisneria spiralis* L. on the release of nitrogen from the sediment under static and dynamical conditions were studied in flumes. The sediments were paved along the bottom of the flumes. Two static conditions and two dynamical conditions with or without planting *Vallisneria spiralis* L. in the flume were designed to generate different turbulence on the sediment surface. The sediment samples were taken in the first and last day during the 40 day long experimental period for determining total nitrogen concentration only. The water samples were taken at eight different days, such as 0, 1, 3, 6, 12, 20, 30, 40 d for determining dissolve nitrogen, ammonia, nitrate and nitrite in filtered water. The results showed that the total nitrogen in the surface layer (0~1 cm) of the sediment without *Vallisneria spiralis* L. were smaller than that with *Vallisneria spiralis* L. The plants absorbed more nitrogen from the middle layer (1~4 cm) of sediment than from the deep layer (4~8 cm). The total nitrogen in the water column dramatically increased since the first day from 0.09 mg·L⁻¹ to 0.60, 0.50, 0.379, 0.36 mg·L⁻¹ respectively, and dynamical condition enlarged this increment. Dissolved nitrogen in the water column took 80% of total nitrogen in hydrodynamic conditions and 90% in static ones. The *Vallisneria spiralis* L. reduced both dissolved and particular nitrogen by 27.6% and 84.3%, respectively. The nitrate took a large proportion of total nitrogen in overlying water. The *Vallisneria spiralis* L. reduced ammonia, nitrate and nitrite in the water under hydrodynamic condition by 30.0%, 25.0% and 60.0%, respectively. The proportion of tree kinds of nitrogen in overlying water changed few with the impact of *Vallisneria spiralis* L. Results indicated that the hydrodynamic force enhanced the release of nitrogen from sediment dramatically. The *Vallisneria spiralis* L. protected the surface sediment from being disturbed by hydrodynamic forces and absorbed nitrogen from deep layer of sediment and water column, especially decreased particular nitrogen and dissolved nitrite. The results of this study could provide scientific tools for estimating the impact of submerged plants on the release of nitrogen from sediment and the Water Environmental Quality Assessment.

Key words: *Vallisneria spiralis* L.; sediment; nitrogen; hydrodynamic force; release