

苦草 (*Vallisneria natans*) 生长期对沉积物磷形态及迁移的影响*

王立志^{1,2}, 王国祥^{1**}, 俞振飞¹, 周贝贝¹, 葛绪广³, 陈秋敏⁴, 李振国⁵

(1: 南京师范大学地理科学学院江苏省环境演变及生态建设重点实验室, 南京 210046)

(2: 临沂大学山东省水土保持与环境保育重点实验室, 临沂 276000)

(3: 湖北师范学院地理科学学院, 黄石 435002)

(4: 福建省长乐高级中学, 长乐 350200)

(5: 湖南科技大学建筑与城乡规划学院, 湘潭 411201)

摘要: 模拟湖泊系统构建了“沉积物-水-苦草”(*Vallisneria natans*)系统,研究了在苦草生长期沉积物、水和苦草三相中磷含量的变化。结果表明:苦草在生长期,能显著降低沉积物中各形态磷的含量,沉积物总磷(TP)、NaOH提取磷(NaOH-P)、HCl提取磷(HCl-P)、无机磷(IP)和有机磷(OP)含量分别降低了65.71、39.06、11.65、52.86和11.28 mg/kg。苦草对沉积物磷中IP的吸收效率要大于OP,对NaOH-P的吸收效率要大于HCl-P。水中总磷浓度下降至0.04 mg/L。沉积物中氧化还原电位(Eh)显著升高,而pH呈下降趋势。沉积物TP、NaOH-P、HCl-P、IP和OP之间呈极显著正相关,沉积物各形态磷含量与Eh呈不同程度的负相关,与pH呈显著正相关,与苦草根系表面积呈显著负相关。实验结束时,苦草富集的磷为292.24 mg,沉积物、苦草和水中磷总量百分比分别为92.04%、7.85%和0.12%。实验结果表明:苦草在生长期通过对沉积物Eh升高和pH降低的方式影响沉积物中磷的含量,将沉积物和水中的磷聚集于植物体内,以降低沉积物磷向上覆水释放的风险。苦草对沉积物各形态磷的吸收率排序为NaOH-P > HCl-P; IP > OP。

关键词: 沉积物;形态磷;苦草

Effects of *Vallisneria natans* on sediment phosphorus fractions and transfer during the growth period

WANG Lizhi^{1,2}, WANG Guoxiang¹, YU Zhenfei¹, ZHOU Beibei¹, GE Xuguang³, CHEN Qiumin⁴ & LI Zhen-guo⁵

(1: College of Geographical Science, Nanjing Normal University, Jiangsu Key Laboratory of Environmental Change and Ecological Construction, Nanjing 210046, P. R. China)

(2: Shandong Provincial Key Laboratory of Soil Conservation and Environmental Protection, Linyi University, Linyi 276000, P. R. China)

(3: Department of Geographical Science, Hubei Normal University, Huangshi 435002, P. R. China)

(4: Changle Senior School of Fujian Province, Changle 350200, P. R. China)

(5: School of Architecture and Urban Planning, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan 411201, P. R. China)

Abstract: Sediment-Water-*V. natans* in a simulated lake system was built to study phosphorus concentrations in sediment, water and *V. natans* during the growth period of *Vallisneria natans*. Simulation results indicated that different phosphorus concentrations in sediment were reduced significantly during the growth period of *V. natans*. Total phosphorus (TP), NaOH extracted phosphorus (NaOH-P), HCl extracted phosphorus (HCl-P), inorganic phosphorus (IP) and organic phosphorus (OP) were decreased by 65.71, 39.06, 11.65, 52.86 and 11.28 mg/kg, respectively. The IP absorption efficiency of *V. natans* was higher than that of OP, and the NaOH-P absorption efficiency was higher than that of HCl-P. The concentration of TP in water was decreased to

* 国家自然科学基金项目(40873057)和江苏省重大科技支撑项目(BE2008677)联合资助。2010-10-08 收稿;2011-01-11 收修改稿。王立志,男,1980年生,博士研究生;E-mail: wlzlyj@163.com.

** 通讯作者;E-mail: wangguoxiang@njnu.edu.cn.

0.04 mg/L. Redox potential (Eh) was increased significantly but pH was decreased in sediment. There were significantly positive correlations among TP, NaOH-P, HCl-P, IP and OP. Different phosphorus fractions were negatively correlated with Eh at different levels, significantly positive-correlated with pH, and significantly negative-correlated with *V. natans* root area. Phosphorus absorbed by *V. natans* was 292.24 mg at the end of the experiment. The phosphorus in sediment, *V. natans* and water were 92.04%, 7.85% and 0.12%, respectively. The result indicated that *V. natans* affected the concentrations of phosphorus in sediment through increasing redox potential and decreasing pH. *V. natans* reduced phosphorus release risk through uptaking phosphorus from water and sediment. The rank from high to low order of phosphorus absorption ratio by *V. natans* was NaOH-P, HCl-P, IP, and OP.

Keywords: Sediment; phosphorus fractions; *V. natans*

浅水湖泊沉积物中的磷释放是引起湖泊发生富营养化和形成蓝藻水华的重要因素^[1]. 沉积物是湖泊营养物质的重要储蓄库. 来自湖泊外部的营养物质, 经物理、化学以及生物作用后, 部分沉积于湖泊底部, 成为湖体营养物的内负荷. 在有效控制外源磷进入水体后, 湖泊富营养化未能明显改善, 水华现象仍有发生, 这主要是由于在一定条件下, 湖泊沉积物中的营养元素向水中重新释放, 使水中营养负荷增加. 因此, 在一定条件下, 沉积物中的营养盐可能成为湖泊富营养化的主导因子^[2].

磷作为水生生物所必需的大量营养元素, 已被认为是影响湖泊富营养化的关键性因素之一. 磷在沉积物-水界面的迁移和转化等过程对于湖泊的营养水平起着不可忽视的作用^[3]. 研究表明: 大型水生植物能够有效去除沉积物和水中的氮、磷, 其主要方式是通过根部和茎叶的吸收^[4]. 目前大量研究多针对沉水植物对沉积物和水体氮、磷的去除, 对于机理性问题虽然进行了一定的研究^[5-6], 但是尚存在不足. 沉水植物在生长过程中对沉积物各形态磷的影响, 以及磷在“沉积物-水-沉水植物”之间分配和迁移尚不明确. 本研究通过模拟湖泊系统, 选择根系发达的沉水植物苦草为实验材料, 建立了“沉积物-水-苦草”系统, 探讨苦草在生长长期对沉积物中磷形态的影响及磷在沉积物-水-苦草之间的迁移分配关系.

1 实验方法

1.1 实验材料

底泥取自南京富营养化水华暴发池塘(32°06'10.36"N, 118°54'13.75"E), 采用彼得森采泥器于2008年8月采集. 采集后样品低温风干后过100目筛, 去除粗粒及动植物残体, 然后充分混匀. 将混匀后的底泥加入高密度聚乙烯桶(顶直径×底直径×高为55 cm×45 cm×75 cm, 预先经过5%的HCl处理后用蒸馏水冲洗干净), 底泥平均厚度为10 cm, 底泥干重为4821 g. 然后缓慢注入经阳光暴晒三天后的自来水100 L. 并测定注入前自来水中总磷含量(0.02 mg/L).

实验设置为苦草组和对照组, 均设三个平行. 沉水植物苦草采集自南京固城湖(31°14'N, 118°53'E), 并经驯化培养半年. 实验所种植的为苦草球茎的幼苗, 以避免附生生物等因子对实验结果产生影响. 选择性状均匀的球茎幼苗, 均匀种植于实验桶内(20 g(FW)/桶).

实验在玻璃温室内进行, 实验时间为2009年1月到7月. 1月实验室内水体表面晴天和阴天平均光照强度分别为108和85 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, 测定时间为13:00. 7月晴天和阴天平均光照强度为1092和357 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, 测定时间为13:00. 水温按照室外的温度控制在5~25℃, 各桶间水温差异小于2℃.

1.2 取样与分析

取样间隔时间为60 d, 实验水深为55 cm, 水样采集采用虹吸法, 每次采集水面以下5、20和45 cm处的等体积水(50 ml)混匀. 并每隔30 d补充一定量的蒸馏水, 以弥补蒸发和采样带来的水量损耗. 沉积物采用微型柱状采泥器采集, 沉积物样品每次均匀采集5个微型柱状样(横切面直径2 cm), 采集后的样品室温(25℃)风干. 对风干前后的样品称重, 以计算由采样带来的总体磷和水量的损耗. 将风干后沉积物样品与植物根系分离, 过100目筛后充分混匀, 然后进行沉积物中各形态磷分析. 采集沉积物样品的同时采集植物样品, 测定生物量及根系分布状况, 并测定根长及根直径, 根长采用分度值为1 mm的刻度尺测量, 根直径采用显微镜下标尺测量. 沉积物磷形态分析采用国际通用的SMT(Standards Measurements and Testing)法^[7]. 植

物和水中磷含量按照相关标准分析^[8-10].

1.3 数据处理

实验所得数据采用 SPSS 13.0 统计软件进行方差分析,处理组和对对照组之间采用单因素方差分析法, $P < 0.05$,具有显著差异,实验数据用平均值 \pm 标准差表示.

2 实验结果

2.1 苦草生物量和根系变化

在实验期间 1-5 月为苦草缓慢生长期,5-7 月为苦草快速生长期(图 1a). 苦草根系平均长度在 5-7 月迅速增加. 1-5 月和 5-7 月苦草根系平均生长速率分别为 0.16 和 0.45 mm/d. 由于苦草的无性繁殖方式,在实验期间苦草的株数并不是固定的,在实验开始时苦草株数为 22 株/桶(145 株/ m^2),到实验结束苦草株数为 97 株/桶(610 株/ m^2). 苦草在 3-5 月份出现大量的无性繁殖体,株数开始迅速增加(图 1b),5 月份苦草株数为 76 株/桶(479 株/ m^2). 实验装置内苦草根系的平均表面积在 1-5 月份变化较缓慢(0.71-15.84 m^2/m^3),在 5 月份苦草根系的平均表面积开始迅速增加,由 15.84 m^2/m^3 增加到 7 月份的 44.07 m^2/m^3 . 1-4 月份苦草根系表面积增长速率为 0.06 $m^2/(m^3 \cdot d)$,5-7 月为 0.31 $m^2/(m^3 \cdot d)$,因此苦草根系表面积在 5-7 月份迅速增大(图 1b).

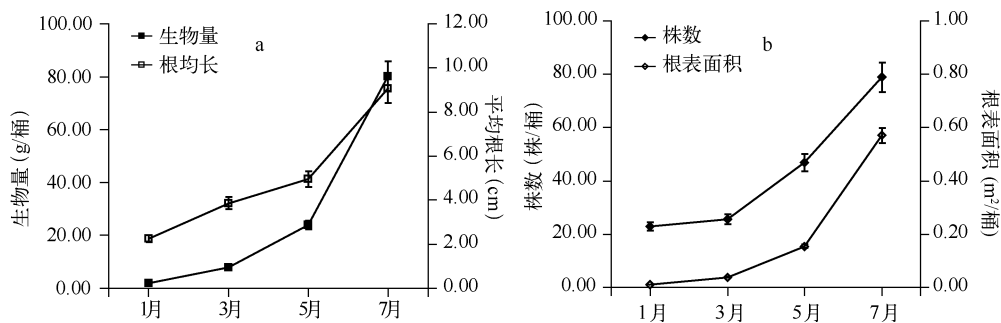


图 1 实验期间苦草生物量(干重)及根系平均长度变化(a)及苦草株数与根系表面积变化(b)

Fig. 1 Changes of biomass (dry weight) and average root length (a), individuals and root area (b) of *V. natans* during the experiment

2.2 沉积物和上覆水中各形态磷含量变化

实验期间沉水植物苦草不同程度地降低了沉积物中各形态的磷含量. 苦草在不同生长阶段对沉积物中各形态磷产生不同影响. 在苦草生长早期 1-3 月份,和对照组相比沉积物中 TP、NaOH-P 和 IP 的差异性并不显著($P > 0.05$),在 5-7 月苦草旺盛生长期中,沉积物中 TP、NaOH-P 和 IP 的含量和显著小于对照组($P < 0.05$). 实验结束时,苦草组沉积物中三种形态磷的含量和实验开始时相比分别降低了 65.71、39.06 和 52.86 mg/kg,分别下降了 8.53%、19.26% 和 11.85% (图 2a、图 2b 和图 2d). 对照组各形态磷含量也随着时间的推移而呈略下降趋势,但是下降幅度较小. 7 月沉积物中 TP 的含量与 1 月份相比仅降低了 0.01% (7.89 mg/kg).

HCl-P 和 OP 在 1-5 月与对照组差异性不显著($P > 0.05$),7 月 HCl-P 和 IP 含量显著低于对照组($P < 0.05$). 到实验结束时 HCl-P 和 OP 的含量分别降低了 11.65 和 11.28 mg/kg,分别下降了 4.29% 和 4.09% (图 2c 和图 2e). 因此,苦草对沉积物磷中 IP 的吸收效率要显著大于 OP,对 NaOH-P 的吸收效率要明显大于 HCl-P.

苦草组上覆水各形态磷的含量随着培养时间的增加而降低,7 月份上覆水 TP 浓度由 1 月份的 0.10 mg/L 降至 0.04 mg/L. 溶解性总磷(DTP)和溶解性活性磷(SRP)的含量也相应随着时间的增加而降低. 对照组上覆水中各形态磷的含量随着时间的推移而逐渐升高,7 月份上覆水 TP 浓度由 1 月份的 0.04 mg/L 上升至 0.30 mg/L. SRP 和 DTP 的浓度也随着时间的推移而升高(图 3).

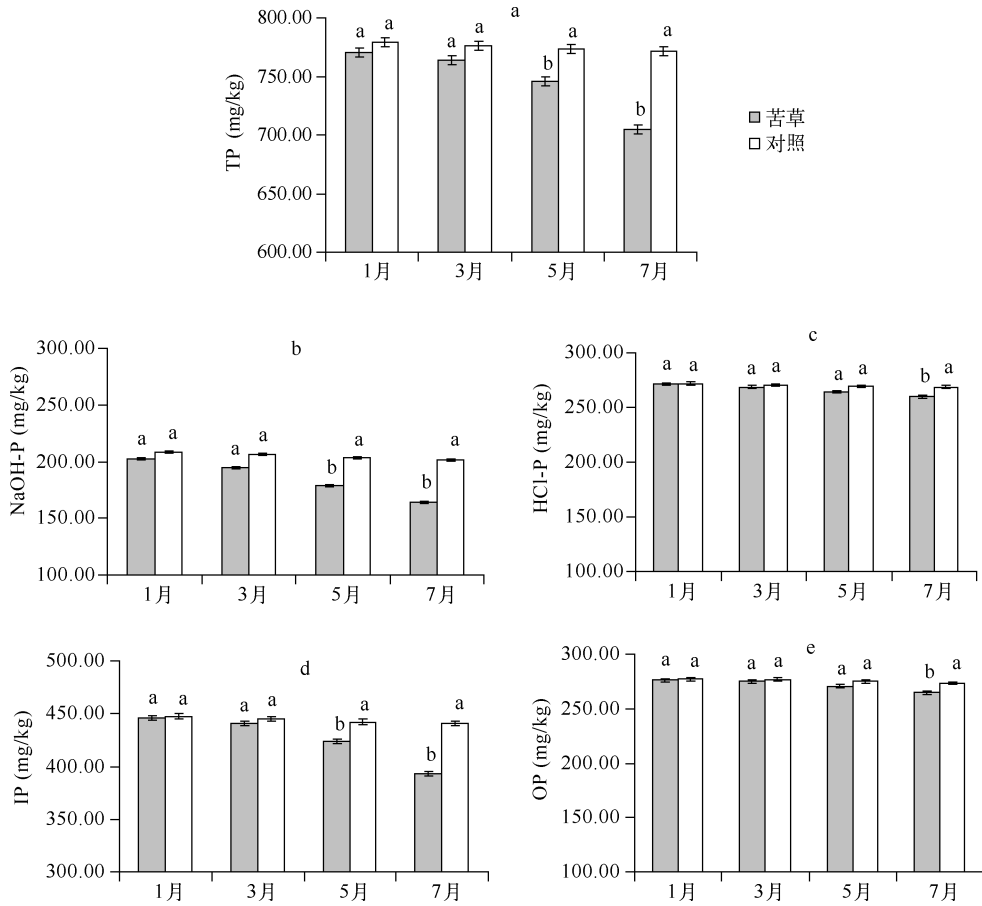


图2 苦草对沉积物不同形态磷含量的影响(上标字符不同表示差异显著, $P < 0.05$)

Fig. 2 Effect of *V. natans* on different phosphorus fractions in sediment (Different letters indicate significant difference among treatments, $P < 0.05$)

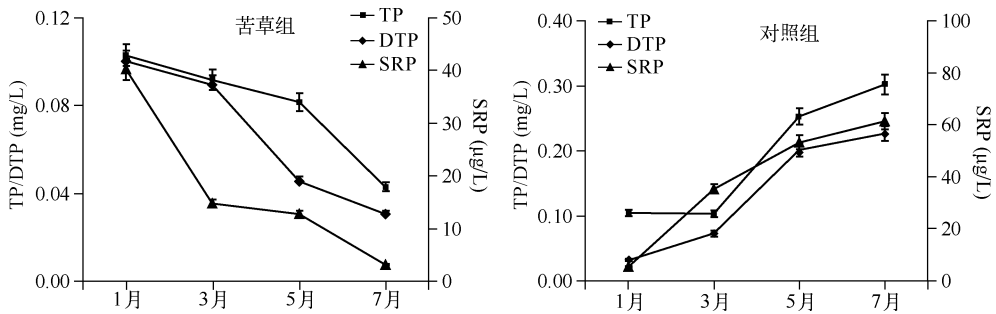


图3 实验期间上覆水各形态磷含量随时间的变化

Fig. 3 Changes of concentrations of different phosphorus species in overlying water during the experiment

3 讨论

3.1 苦草对沉积物各形态磷的影响

在无机磷的变化中,NaOH-P 的含量变化幅度大于 HCl-P,这主要和沉积物磷的结合性质有关. NaOH-P 是与沉积物中易发生还原作用的铁、铝氧化物或氢氧化物结合的磷. 通常认为这部分磷是较易于释放的,同时被认为是可被生物所利用的磷^[2,11]. 沉水植物苦草在生长过程中,其根系的生长发育过程几乎全部是在沉积物中进行的,由于沉水植物根系的输氧作用增加了根系周围的溶解氧^[12],引起底泥氧化还原条件的变化,并对根系周围的沉积物进行氧化作用,从而使得沉积物 Eh 提高. 苦草生长过程中根系有机酸类物质的分泌,导致了根系周围 pH 值的降低,而 pH 值的变化必然影响到沉积物 NaOH-P 的释放^[13]. 研究表明较高的氧化还原电位和较低的 pH 条件均能促进 NaOH-P 的释放^[14-15],由于 NaOH-P 的易析出性,所以 NaOH-P 在沉积物中能够被大量释放,进而被苦草所吸收利用. 在本实验中苦草组沉积物 Eh 明显高于对照组,而 pH 值却低于对照组(图 4a 和图 4b). 这可能是导致沉积物中 NaOH-P 含量明显降低的一个重要原因. 因此在实验期间,NaOH-P 的含量随着苦草培养时间的增加而逐渐降低.

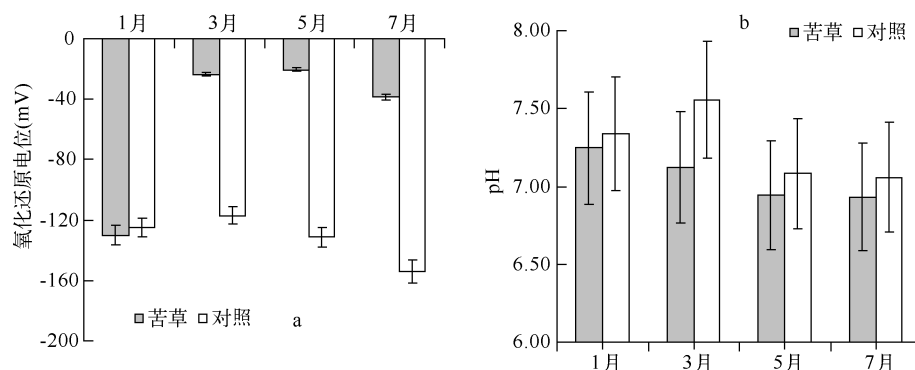


图 4 实验期间沉积物中氧化还原电位和 pH 的变化

Fig. 4 Changes of redox potential and pH in sediment during the experiment

HCl-P 主要指与自生磷灰石、沉积碳酸钙以及生物骨骼等的含磷矿物有关的沉积磷存在形态,主要来自于生物颗粒的沉积和早期成岩作用形成的氟磷灰石^[16]. 它是沉积物中较为稳定的磷形态,但是在 pH 值较低的情况下 HCl-P 也可以从沉积物中释放出来^[13],苦草根系周围 pH 值的降低(图 4b)可能是导致沉积物中 HCl-P 降低的主要原因,由于 HCl-P 的难析出性,所以在 7 月份当生物量较大时沉积物中 HCl-P 的含量才呈现较低值,此时苦草根系表面积达到最大($44.07 \text{ m}^2/\text{m}^3$),较大的根系表面积能增加沉积物和苦草根系接触的机会,从而增大苦草影响沉积物的能力,这可能是沉积物中 HCl-P 在 7 月份出现明显下降的原因之一.

胡俊等^[17]通过野外和室内实验相结合的方式研究表明,在室内实验中 NaOH-P 和 HCl-P 更易受到植物的影响,在野外实验中 HCl-P 含量也呈明显的下降趋势. 这一结果与受试植物、种植密度以及野外受外界干扰更大等因素有关. 事实上,沉水植物根系的放氧作用不仅改变生物化学环境,影响到金属和营养盐的改变,而且还影响着微生物活动^[18],并且不同的植物根系会分泌出不同的有机物质,这些都影响着根系周围的生物化学环境,进而影响沉积物中磷的释放和吸收^[19]. 赵海超等^[5]通过室内培育黑藻的方式研究根系相对退化的沉水植物黑藻对沉积物中各无机磷含量的影响,所得结论与本实验结果一致. 可见根系发达与根系退化的沉水植物对沉积物无机磷的含量具有一致的影响效果.

OP 包括由陆源性排放物质组成的难降解性有机磷部分和由死亡的水生生物尸体组成的可降解性有机磷部分. 其中可降解有机磷部分可以在早期成岩过程中随有机质的降解而释放,甚至向其它结合态磷转化^[20]. 湖泊沉积物中 OP 具有部分的活性,但是 OP 结构相对较稳定,植物较难利用^[21],OP 的释放速度也相对较小^[21-22]. 这可能是 OP 在实验过程中变化较小的主要原因之一.

沉积物 OP 多数以磷酸酯(包括肌醇六磷酸)、磷脂、核酸、磷蛋白和磷酸糖类以及一些未知的化合物等

形态存在^[23]. 其中肌醇六磷酸是沉积物中有机磷的重要形态, 含量为 30 - 150 $\mu\text{g/g}$, 在需氧降解过程中肌醇六磷酸被有效地矿化成无机磷^[23-25], 其矿化程度和速率与氧化还原条件极为相关^[25]. 在本实验中苦草组沉积物氧化还原电位显著高于对照组, 导致沉积物中肌醇六磷酸被有效地矿化成无机磷, 从而使得 OP 向 IP 方向迁移^[26], 这也可能是沉积物中 OP 降低的另一个原因. 周小宁等^[6] 在研究根系退化的沉水植物黑藻对有机、无机磷形态及潜在可交换性磷的影响时发现, 黑藻对 OP 含量具有一定的降低作用. 可见, 根系退化和根系发达的沉水植物均能影响 OP 的含量.

沉积物各形态磷与环境因子和苦草根系表面积相关分析结果(表 1)表明, 沉积物各形态磷与 Eh 呈不同程度的负相关而与 pH 则呈极显著正相关, 苦草根系表面积与 Eh 呈正相关而与 pH 呈负相关. 可见随着苦草根系表面积逐渐增大, 呼吸作用的增强, 沉积物中 Eh 升高, pH 降低, 而较高的 Eh 和较低的 pH 促进了沉积物中无机磷的释放, 从而被苦草生长所吸收利用. 这可能是苦草影响沉积物中无机磷含量的一个重要机理.

表 1 沉积物各形态磷与沉积物环境因子和苦草根系表面积之间相关系数矩阵

Tab. 1 Matrix of the correlation coefficients among different phosphorus fractions, environmental factors and root area of *V. natans*

	TP	NaOH-P	HCl-P	IP	OP	Eh	pH	根表面积
TP	1.00							
NaOH-P	0.97 **	1.00						
HCl-P	0.95 **	0.96 **	1.00					
IP	0.92 **	0.97 **	0.98 **	1.00				
OP	0.94 **	0.95 **	0.97 **	0.96 **	1.00			
Eh	-0.42	-0.60 *	-0.60 *	-0.45	-0.45	1.00		
pH	0.82 **	0.94 **	0.93 **	0.84 **	0.86 **	-0.78 *	1.00	
根表面积	-0.95 **	-0.93 **	-0.93 **	-0.92 **	-0.95 **	0.64	-0.74 *	1.00

* 相关性在 0.05 水平显著 (双侧检验); ** 相关性在 0.01 水平显著 (双侧检验).

沉积物中 NaOH-P 和 HCl-P 均与 IP 呈极显著正相关, 沉积物 IP 的降低主要是由 NaOH-P 和 HCl-P 含量的降低所导致的. NaOH-P 和 HCl-P 是 IP 的主要组成, 所以 NaOH-P 和 HCl-P 含量的变化必然影响 IP 的含量变化. 沉积物中 TP 与其它各形态磷的含量均呈显著正相关, 可见 TP 的变化受沉积物各形态磷含量的综合影响. 沉积物中各形态磷之间的关系与王圣瑞等^[2,14] 在研究长江中下游沉积物各形态磷及释放与吸收特性中得到的结论一致. 植物在生长期必然吸收大量的磷, 因此沉积物中 TP 含量的降低是可以理解的, 但是由于根系的作用非常复杂, 并且不同形态的磷也存在相互转换的过程, 沉水植物对不同形态磷的具体影响机制还需进一步研究.

3.2 苦草对“沉积物-水-苦草”三相磷总量的影响

沉积物与上覆水中磷的源、汇关系可相互转化^[27-28]. 在本实验中苦草生长期沉积物和上覆水磷含量均随着时间的推移出现明显的降低, 因此在实验期间沉积物和上覆水中磷为苦草所富集. 通过对“沉积物-水-苦草”中磷总量的计算(图 5)可知, 苦草中磷的总量随着培养时间的增加呈上升趋势, 上覆水和沉积物中磷的总量呈明显的下降趋势. 从系统平衡的观点, 在苦草组系统中 7 月份与 1 月份相比上覆水磷总量下降了 6.00 mg, 而沉积物磷总量下降了 287.88 mg, 苦草中磷总量为 292.24 mg, 因此苦草中磷总量与水与沉积物中磷下降总量基本持平. 但实际情况下沉积物和水之间存在磷的源、汇关系可相互转化^[11,28-29], 因此实际状况下要比室内模拟复杂的多, 尚需要进一步研究. 但是基于此可以充分说明沉水植物苦草在生长过程中对沉积物磷和水中磷的含量具有较大的影响, 并且在生长期将沉积物和水中的大量磷富集于体内^[24,30]. 对照组沉积物中磷总量逐渐降低, 上覆水中逐渐升高. 因此在整个实验过程中对照组沉积物一直向水中缓慢释放磷.

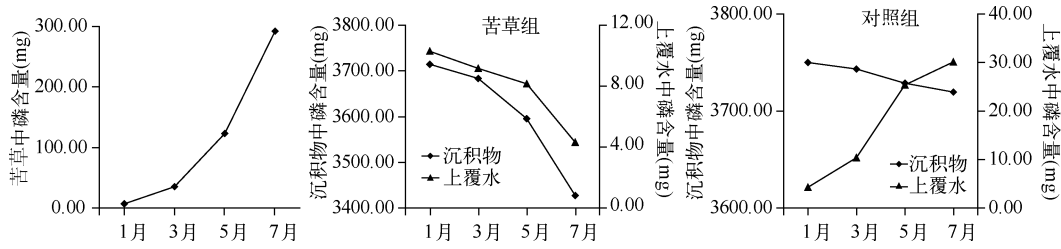


图5 实验期间苦草、沉积物和上覆水中磷总量的变化

Fig.5 Changes of phosphorus in *V. natans*, sediment and overlying water during the experiment

实验开始时沉积物、苦草和水中磷总量百分比分别为 99.55%、0.17% 和 0.28%。到实验结束时,沉积物、苦草和水中磷总量百分比为 92.04%、7.85% 和 0.12%。因此,苦草在生长过程中降低了沉积物和水中磷在系统中的百分比,而通过以上讨论可知苦草生长所吸收的磷主要为沉积物中活性较强的无机磷,因此,苦草通过将沉积物中活性较强的无机磷富集于植物体内的方式降低了沉积物和水之间磷的迁移速率,延长了迁移的环节。

本文通过室内模拟的方法研究了沉水植物苦草对沉积物各形态磷迁移的影响,由于实验条件的限制仅采用一种污染程度相对较高的沉积物进行研究,高污染的沉积物中的还原条件(较低的氧化还原电位)对苦草根系的生长具有一定的毒性影响,这方面的机理尚需要进一步探讨。在不同污染负荷下,苦草对沉积物中磷的迁移的影响是否一致也需要进一步研究。在苦草影响下沉积物各形态磷之间迁移转化过程及机理有待进一步研究。

4 参考文献

- [1] 张敏,谢平,徐军等. 大型浅水湖泊——巢湖内源磷负荷的时空变化特征及形成机制. 中国科学(D辑:地球科学), 2005, **35**: 63-32.
- [2] Wang SR, Jin XC, Zhao HC *et al.* Phosphorus fractions and its release in the sediments from the shallow lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River area in China. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2006, **273**(1-3): 109-116.
- [3] Sundareshwar PV, Morris JT, KoePfler EK *et al.* Phosphorus limitation of coastal ecosystem Processes. *Science*, 2003, **299**: 563-565.
- [4] Gao JQ, Xiong ZT, Zhang JD *et al.* Phosphorus removal from water of eutrophic Lake Donghu by five submerged macrophytes. *Desalination*, 2009, **242**(1-3): 193-204.
- [5] 赵海超,赵海香,王圣瑞等. 沉水植物对沉积物及土壤垂向各形态无机磷的影响. 生态环境, 2008, **17**(1): 74-79.
- [6] 周小宁,王圣瑞,金相灿. 沉水植物黑藻对沉积物有机、无机磷形态及潜在可交换性磷的影响. 环境科学, 2006, **27**(12): 2421-2425.
- [7] Ruban V, López-Sánchez JF, Pardo P *et al.* Harmonized protocol and certified reference material for the determination of extractable contents of phosphorus in freshwater sediments—A synthesis of recent works. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 2001, **370**: 224-228.
- [8] 刘鸿亮. 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: 208-239.
- [9] Liu ZF, Fu BJ, Zheng XX *et al.* Plant biomass, soil water content and soil N:P ratio regulating soil microbial functional diversity in a temperate steppe: A regional scale study. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, **42**(3): 445-450.
- [10] Zhao YJ, Liu B, Zhang WG *et al.* Effects of plant and influent C:N:P ratio on microbial diversity in pilot-scale constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 2010, **36**(4): 441-449.
- [11] Sun SJ, Huang SL, Sun XM *et al.* Phosphorus fractions and its release in the sediments of Haihe River, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2009, **21**(3): 291-295.
- [12] Sorrell BK, Dromgoole FI. Oxygen transport in the submerged freshwater macrophyte *Egeria densa* planch. I. Oxygen pro-

- duction, storage and release. *Aquatic Botany*, 1987, **28**(1): 63-80.
- [13] Jin XC, Wang SR, Pang Y *et al.* Phosphorus fractions and the effect of pH on the phosphorus release of the sediments from different trophic areas in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, 2006, **139**(2): 288-295.
- [14] Wang SG, Jin XC, Pang Y *et al.* Phosphorus fractions and phosphate sorption characteristics in relation to the sediment compositions of shallow lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River region, China. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2005, **289**(2): 339-346.
- [15] Barlow K, Nash D, Turrill H *et al.* Phosphorus uptake and release in surface drains. *Agricultural Water Management*, 2003, **63**(2): 109-123.
- [16] Kaiserli A, Voutsas D, Samara C. Phosphorus fractionation in lake sediments - Lakes Volvi and Koronia, N. Greece. *Chemosphere*, 2002, **46**(8): 1147-1155.
- [17] 胡俊, 丰民义, 吴永红等. 沉水植物对沉积物中磷赋存形态影响的初步研究. 环境化学, 2006, **25**(1): 28-31.
- [18] 周易勇, 李建秋, 张敏. 湿地中碱性磷酸酶的动力学特征与水生植物的关系. 湖泊科学, 2002, **14**(2): 134-138.
- [19] 李文朝. 东太湖水生植物的促淤效应与磷的沉积. 环境科学, 1997, **18**(3): 9-12.
- [20] Turner BL, Cade-Menun BJ, Condon LM *et al.* Extraction of soil organic phosphorus. *Talanta*, 2005, **66**(2): 294-306.
- [21] Jin XC, Wang SR, Chu JZ *et al.* Organic phosphorus in shallow lake sediments in middle and lower reaches of the Yangtze River area in China. *Pedosphere*, 2008, **18**(3): 394-400.
- [22] Turner BL. Organic phosphorus in Madagascan rice soils. *Geoderma*, 2006, **136**(1-2): 279-288.
- [23] Zhang RY, Wu FC, Liu CQ *et al.* Characteristics of organic phosphorus fractions in different trophic sediments of lakes from the middle and lower reaches of Yangtze River region and Southwestern Plateau, China. *Environmental Pollution*, 2008, **152**(2): 366-372.
- [24] Horppila J, Nurminen L. Effects of submerged macrophytes on sediment resuspension and internal phosphorus loading in Lake Hiidenvesi (southern Finland). *Water Research*, 2003, **37**(18): 4468-4474.
- [25] Benitez-Nelson CR, O'Neill Madden LP, Styles RM *et al.* Inorganic and organic sinking particulate phosphorus fluxes across the oxic/anoxic water column of Cariaco Basin, Venezuela. *Marine Chemistry*, 2007, **105**(1-2): 90-100.
- [26] Gahoonia TS, Asmar F, Giese H *et al.* Root-released organic acids and phosphorus uptake of two barley cultivars in laboratory and field experiments. *European Journal of Agronomy*, 2000, **12**(3-4): 281-289.
- [27] Cao L, Sen DG, Bin HB *et al.* Biodiversity and water quality variations in constructed wetland of Yongding River system. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, **27**(9): 3670-3677.
- [28] Zhou WJ, Wang KR, Zhang YZ *et al.* Phosphorus transfer and distribution in a soybean-citrus intercropping system. *Pedosphere*, 2006, **16**(4): 435-443.
- [29] Liu SM, Zhang J, Li DJ. Phosphorus cycling in sediments of the Bohai and Yellow Seas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2004, **59**(2): 209-218.
- [30] Carpenter SR, Lodge DM. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 1986, **26**: 341-370.