

无机碳和磷添加对两种沉水植物磷富集和灰分磷组成的影响

陈琦, 黄飞, 刘瑛, 王和云, 刘宇辰

(湖北工业大学河湖生态修复及藻类利用湖北省重点实验室, 土木建筑与环境学院, 武汉 430068)

摘要:研究不同沉水植物对水体磷的富集和生物沉积能力, 为湖泊生态修复中沉水植物优势种的选择提供理论依据。研究的沉水植物为菹草(*Potamogeton crispus*)和粉绿狐尾藻[*Myriophyllum aquaticum* (Vell) Verdc], 每个锥形瓶 4~5 株, 鲜重约 1 g; 锥形瓶中装有含无机碳和磷的培养液 200 mL。外加无机碳为 NaHCO_3 , 添加浓度 1.5 mmol/L; 无机磷为 K_2HPO_4 , 添加浓度 0.1 mg/L。添加药品后溶液的 pH 值通过 1 M 的 HCl 和 1 M 的 NaOH 调整到 8.2~8.3。试验时间为 1 周, 培养结束后检测植物全磷、植株灰分磷及灰分磷的组成。结果表明: 菹草培养 12 h 后, 溶液 pH 显著上升, pH 漂移值显著高于粉绿狐尾藻; 无机碳含量低于粉绿狐尾藻培养液, 无机碳浓度显著性影响了 ΔpH 和溶液最后的无机碳含量, 但磷浓度对 ΔpH 和无机碳含量无显著影响。无机碳添加和磷水平均显著影响了菹草的灰分总磷, 但无机碳的贡献百分比(55.34%)高于磷(26.73%); 无机碳添加显著影响了粉绿狐尾藻灰分总磷, 而磷水平显著影响植物干重全磷。无机碳和磷浓度均显著影响了 2 种沉水植物灰分磷中 $\text{H}_2\text{O-P}$ 百分比, 但无机碳的影响占比更高(菹草 46.16%, 粉绿狐尾藻 75.78%)。在试验处理条件下, 2 种植物的钙磷均占比最高, 能通过降低水体磷含量抑制浮游植物的生长。

关键词:沉水植物; 磷富集; 灰分磷; 无机碳; 磷

中图分类号:X171.4, Q178.1 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2019)03-0058-07

近几十年来, 随着水体富营养化在全球范围内的逐步加剧, 越来越多的水环境治理手段被应用于水体富营养化治理。目前, 理论研究和工程实践都充分表明, 在有效截除外源输入性营养污染之后, 恢复和重建以沉水植物为主的水生植被, 是控制和修复水体富营养化的关键(Moss et al, 1996; 吴振斌, 2011)。但是, 沉水植物作为一个生态类群, 包括了大量不同类型的植物种类, 其生理、生长习性以及对于水环境的响应和影响各自不同。因此, 比较富营养化水体不同沉水植物对水体磷(P)的富集能力, 评估优势沉水植被对水体磷循环的影响, 对湖泊修复水生植物选种意义重大。

沉水植物能够以自身的形态特征、群落结构特征及生理活动影响周围的环境, 对水体磷循环具有十分重要的影响(Sndergaard M et al, 2013)。同时, 沉水植物对水体磷的响应和富集特征表现出显著的种间差异和区域差异(樊恒亮等, 2017; 杨文斌等, 2018)。事实上, 沉水植物组织内 P 含量与湖泊

水体营养水平之间存在“互利”关系(张聪, 2012); 在生长季节, 白洋淀沉水植被(菹草)对水体总磷的去除率达 87.9%(任文君等, 2011); 菹草又可能成为重要的磷营养源, 当其衰亡时会向水体释放大量的磷, 促进水体的富营养化, 适时收割可以避免菹草衰亡后对水体造成的“二次污染”(张菊等, 2013)。显然, 若不能对沉水植物死亡后组织磷的形态和去向进行量化评估, 仅通过生长期植物组织磷的含量来评估沉水植物对水体磷的富集能力容易引起质疑。

在硬水环境中, 大部分水生植物都能沉淀碳酸盐(CaCO_3)(Wetzel, 1960; Siong & Asaeda, 2006; Shilla & Dativa, 2008), 呈现钙化现象。这是植物在偏碱性水体中以 HCO_3^- 为主要碳源进行光合作用的结果。早期的研究指出, 植物光合作用旺盛时, 植物对碳酸氢根的利用伴随着钙的沉积, 这促进了磷和钙结晶的结合或者基质矿质分子的吸附作用, 从而间接影响了水体 P 的循环(Kufel, 2002)。Siong 和 Asaeda(2006)发现轮藻植物的钙化区加强了水体 P 在植物体内的沉积, 这些沉积的磷大部分以钙磷复合体的形式存在, 不容易被微生物利用分解为溶解性活性磷, 通常直接沉淀到基底。与钙化轮藻相比, 水生维管植物沉淀的碳酸盐少得多, 这使得其灰分含量比轮藻植物低很多。早期虽有研究指出沉水植物组织磷部分通过生物沉积的方式沉淀,

收稿日期: 2018-07-10

基金项目: 国家自然科学基金项目(31670367)。

作者简介: 陈琦, 1994 年生, 女, 硕士研究生, 研究方向: 水生植物学。E-mail: orangeup@126.com

通信作者: 王和云。E-mail: heyunwang2006@163.com

但具体的沉积过程并不清楚(潘慧云等,2008),尤其是以何种形式的磷沉积很少有人研究。水体中的溶解性无机碳除游离 CO_2 外,还以 HCO_3^- 、 CO_3^{2-} 等形式存在。有些沉水植物属于 HCO_3^- 利用种类,能利用水中的 CO_2 和 HCO_3^- (Kahara & Vermaat, 2003),如菹草;而有些植物则通过长出浮水和挺水叶片吸收空气中的 CO_2 以响应水体的低 CO_2 ,如粉绿狐尾藻(陈修文等,2016)。

本研究通过检测植物灰分磷及灰分磷组成,探讨植物腐烂后磷的形态和可能去向,以评估沉水植物对水中磷的真实去除能力。选取菹草(*Potamogeton crispus*)和粉绿狐尾藻[*Myriophyllum aquaticum* (Vell) Verdc)]2 种具有不同无机碳利用策略的沉水植物作为研究对象,通过检测不同植物的全磷、灰分磷及灰分磷的组成,研究不同沉水植物对水体磷的富集和生物沉积能力,为湖泊生态修复沉水植物优势种选择提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料与预培养

2017 年春,将取自武汉梁子湖的菹草和晒湖的粉绿狐尾藻栽培在湖北工业大学内光照良好的水泥池里,自来水培养。1 个月后截取若干长势良好、长 5~8 cm 的植物顶端洗净,使用去离子水对植物进行清洗,然后使用软毛刷刷洗植株叶片表面,去除植株表面的杂质和附着藻,分开放置于 1 L 的玻璃烧杯。同时取水泥池的水样用玻璃纤维膜(上海兴亚,孔径 0.45 μm)过滤除去藻类与大颗粒物质后加入装有水生植物的烧杯中进行预培养。烧杯置于光照培养箱中,光暗比为 12 : 12,温度控制为光周期 25℃、暗周期 15℃,光照强度为 110 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$,预培养 7 d。

1.2 试验设计

预培养 1 周后,将植株顶端转入超纯水中培养 6h 进行预处理,以去除植物体内的无机碳(Allen & Spence,1981);然后转入 250 mL 的锥形瓶中,每个锥形瓶 4~5 株,鲜重约 1 g;每个锥形瓶中装有含不同无机碳和磷浓度的培养液 200 mL。外加无机碳的浓度设置了 2 个处理,分别是无添加碳和添加碳(1.5 mmol/L);外加磷源的浓度设置了 2 个处理,分别是无添加磷和添加磷(0.1 mg/L)。 HCO_3^- 添加处理通过添加 NaHCO_3 实现,无机磷处理通过添

加 K_2HPO_4 获得。添加药品后溶液的 pH 值通过 1 M 的 HCl 和 1M 的 NaOH 调整到 8.2~8.3。本研究共有 4 种处理(表 1),平行处理为 3 个。

表 1 试验分组设计

Tab.1 Experimental design of treatment groups			
试验 编组	无机 碳-磷	HCO_3^- / $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$	PO_4^{3-} / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
A	0-0	0	0
B	0-0.1	0	0.1
C	1.5-0	1.5	0
D	1.5-0.1	1.5	0.1

试验中植物的培养在光照培养箱中进行,培养的条件包括光照和温度与预培养时一致。试验每隔 24 h,在每个光周期开始时更换培养液。试验为期 1 周,光反应和暗反应结束后测量每组溶液 pH 值和溶解性无机碳含量(DIC)。试验结束后检测植物全磷、植株灰分磷及灰分磷的组成。

1.3 数据获得

试验结束后,将植物取出用自来水仔细清洗,并用纸擦干表面水分,分析天平称取鲜重,然后 80℃ 烘 48 h 至恒重,分析天平称量干重。溶液 pH 值通过 pH-3C 型酸度计测量,DIC 含量通过 TOC 分析仪(Elementar vario TOC)测量。植株干重全磷按照钼锑抗比色法(GB7887-87)测量(董明,1996),马弗炉焚烧(450℃,24 h)获得灰分以检测灰分磷的组成。植株灰分各成分磷的测量方法修改自 Dou 等(2000)的方法,在植物灰化后,包括 3 个步骤:a)用 50 mL 蒸馏水萃取 30 min 以获得水溶性 P ($\text{H}_2\text{O-P}$);b)用 50 mL 1.0 mol/L 的 NaOH 萃取 20 h 以获得有机 P (NaOH-P);c)用 50 mL 1.0 mol/L 的 HCl 萃取 30 min 以获得 Ca-P (HCl-P)。分馏后获得的组分采取过硫酸钾氧化法(GB 11893-89),将 $\text{H}_2\text{O-P}$ 、 NaOH-P 、 Ca-P 的含量相加可得植物的灰分总磷(Dou et al,2000)。

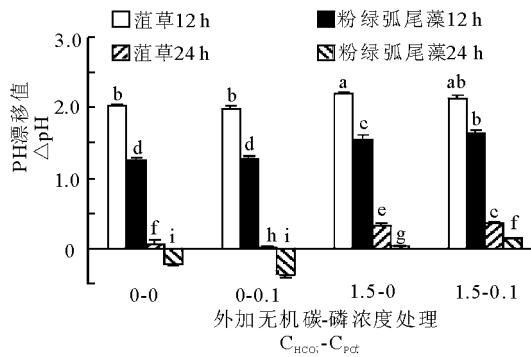
1.4 数据分析

以无机碳(C)和磷浓度(P)为固定因子,植物鲜重为协变量,二元方差协方差分析无机碳和磷添加对植物 pH 漂移值和溶液无机碳含量的影响。无机碳和磷对植物全磷和灰分中磷组成($\text{H}_2\text{O-P}$ 、 NaOH-P 和 HCl-P)影响通过二元方差分析获得,各处理间的差异通过 *t*-test 获得。数据处理分析使用 SPSS 13.0 分析,采用 Origin 7.5 软件制作图表。

2 结果与分析

2.1 溶液 pH 和无机碳变化

与初始值相比,菹草培养 12 h 后,溶液 pH 均显著上升,pH 漂移值(Δ pH)菹草组显著高于粉绿狐尾藻组(图 1)。



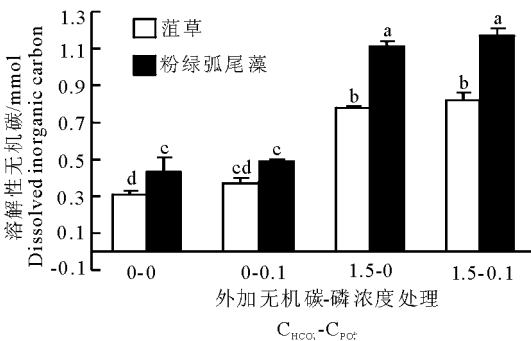
不同的字母代表处理间差异显著

图1 试验组溶液 pH 漂移值

Bars with different letter indicate significant differences between treatments

Fig.1 Change in solution pH for each treatment group

相应地,培养结束后,菹草培养液中的无机碳含量低于粉绿狐尾藻培养液(图 2)。



不同的字母代表处理间差异显著

图2 试验组溶解性无机碳含量

Bars with different letter indicate significant differences between treatments

Fig.2 Dissolved inorganic carbon (DIC) concentration for each treatment group

以植物鲜重为协变量,二元方差分析显示无机碳浓度显著性影响了 Δ pH 和溶液最后的无机碳含量,但磷浓度对 Δ pH 和无机碳含量无显著影响,交互作用不显著(表 2,因协变量对参数影响无显著影响,适用二元方差分析结果)。

2.2 植物干重全磷与植物灰分总磷

菹草干重全磷在高磷水平和高无机碳水平(1.5-0.1)处理条件下最高,而灰分总磷则在高磷水平和低无机碳水平(0-0.1)处理条件下最高(图 3)。二

元方差(表 3)显示无机碳添加和磷水平均显著影响了菹草的灰分总磷,但无机碳的贡献百分比(55.34%)高于磷(26.73%);无机碳添加显著影响了干重全磷,但磷水平对其无显著性影响。

表 2 C、P 对植物培养液 pH 漂移值和无机碳含量的影响

Tab.2 Effects of C and P on pH change and inorganic carbon concentration of each plant culture solution				
植物	指标	无机碳	磷	无机碳×磷
菹草	Δ pH-12 h	22.482 **	2.486 ^{ns}	0.213 ^{ns}
	Δ pH-24 h	84.887 * * *	1.646 ^{ns}	0.818 ^{ns}
	DIC-end	514.315 * * *	8.271 *	0.374 ^{ns}
粉绿狐尾藻	Δ pH-12 h	88.514 * * *	0.085 ^{ns}	1.960 ^{ns}
	Δ pH-24 h	406.489 * * *	2.073 ^{ns}	52.757 * * *
	DIC-end	377.675 * * *	1.577 ^{ns}	0.037 ^{ns}

* 代表 $P<0.05$ 水平上影响显著; ** 代表 $P<0.01$; *** 代表 $P<0.001$; ^{ns}代表 $P>0.05$ 。

* represents a significant correlation ($P<0.05$); ** represents a highly significant correlation ($P<0.01$); *** represents a highly extremely significant correlation ($P<0.001$); ^{ns} represents no significant correlation ($P>0.05$).

粉绿狐尾藻干重全磷与植物灰分总磷均在高磷水平和高无机碳水平(1.5-0.1)处理条件下最高(图 3),二元方差(表 3)显示无机碳添加显著影响了灰分总磷,而磷水平显著影响植物干重全磷。

2.3 灰分磷组成及变化

植物灰分磷由水溶性磷(H_2O -P)、有机磷($NaOH$ -P)和钙磷(HCl -P)组成。在所有的处理条件下,植物的 HCl -P 占比最高(图 4)。二元方差分析(表 3)表明无机碳和磷浓度均显著影响了 2 种沉水植物灰分磷中 H_2O -P 百分比,但无机碳的影响占比更高(菹草 46.16%,粉绿狐尾藻 75.78%)。菹草灰分磷中 H_2O -P 百分比在低浓度碳和高浓度磷(0-0.1)最高,而粉绿狐尾藻灰分磷中 H_2O -P 百分比在高浓度磷和高浓度碳(0.1-1.5)最高(图 4)。2 种植物的 HCl -P 百分比也更多受到无机碳的影响(菹草 74.38%,粉绿狐尾藻 64%)。菹草的 $NaOH$ -P 主要受到 P 浓度的影响,而粉绿狐尾藻的 $NaOH$ -P 主要受到无机碳的影响。

3 讨论

3.1 溶液 pH 和无机碳变化

水生大型植物,特别是一些淡水种类,对碳的同化吸收量通常远超其生境中的溶解性无机碳(DIC)含量。这种对碳的过度同化能力使得 DIC 成为水生植物光合甚至生长的潜在的限制因子(Madsen et al,1991)。归因于光合特征的不同(C_3 、 C_4 、对 HCO_3^- 利用和 CAM 等),不同分类群、不同生活型、

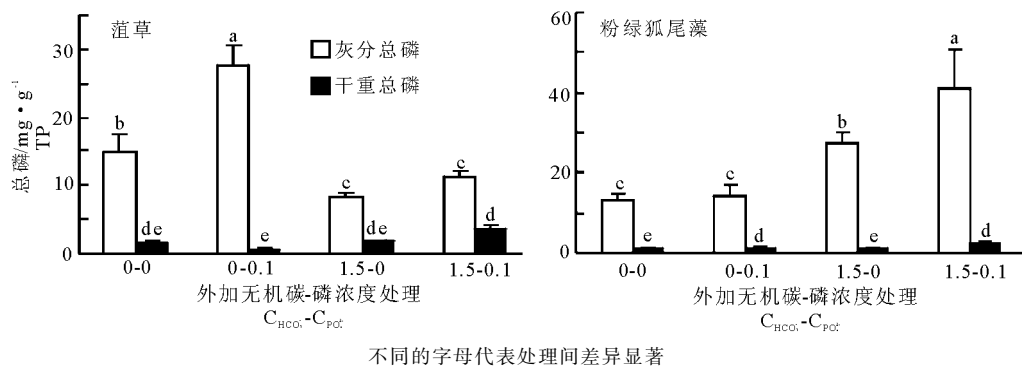


图 3 不同 HCO_3^- 添加-磷水平处理条件下的植物全磷和灰分磷

Different letter indicates significant differences between treatments

Fig.3 Total phosphate content of dried plant and plant ash for each treatment group

表 3 外加无机碳和磷对植物磷差异的贡献百分比

Tab.3 Contribution of added inorganic carbon and phosphorus to plant phosphorus

植物	指标	平方和百分比/%			
		无机碳	磷	无机碳×磷	误差
菹草	干重全磷	44.43 ***	5.36 ^{ns}	37.40 ***	12.22
	灰分总磷	55.34 ***	26.73 ***	10.58 **	7.34
	灰分水磷	46.16 ***	26.93 ***	24.15 ***	2.76
草	有机磷	5.03 ^{ns}	62.05 **	5.48 ^{ns}	27.43
	钙磷	74.38 ***	11.56 *	4.08 ^{ns}	10.20
粉绿狐尾藻	干重全磷	10.03 ^{ns}	36.69 *	18.06 ^{ns}	35.19
	灰分总磷	78.93 ***	5.35 ^{ns}	2.07 ^{ns}	13.64
	灰分水磷	75.78 ***	19.76 ***	0.09 ^{ns}	4.37
尾藻	有机磷	60 **	5.96 ^{ns}	2.98 ^{ns}	30.85
	钙磷	64.00 **	1.38 ^{ns}	4.71 ^{ns}	29.91

* $P<0.05$ 水平上影响显著; ** $P<0.01$; *** $P<0.001$; ^{ns} $P>0.05$.

* represents a significant correlation ($P<0.05$); ** represents a highly significant correlation ($P<0.01$); *** represents a highly extremely significant correlation ($P<0.001$); ^{ns} represents no significant correlation ($P>0.05$).

不同生长型的水生植物对不同形态的 DIC 的利用能力不同,因此水体的 DIC 含量和组成结构均会影响沉水植物的生长、分布、植物之间的竞争进而影响群落的组成和演替(Pagano & Titus, 2004; 2007)。水体 pH 控制着水体 DIC 的组成(CO_2 、 HCO_3^- 和 CO_3^{2-} 的百分比):pH 小于 6.4 时, CO_2 占优势;pH 大于 6.4 而低于 8.3 时, HCO_3^- 占优势;pH 大于 8.3 时, CO_3^{2-} 占优势(Wetzel, 2001)。基于此,pH 漂移试验是用来测定无机碳利用能力的方法。其漂移值即 ΔpH 被用来衡量物种的 HCO_3^- 利用能力和碳富集能力 (Kahara & Vermaat, 2003; Pierini & Thomaz, 2004)。本研究,添加药品后溶液的 pH 调至 8.2~8.3,初始 pH 值相同,12 h 以后菹草培养液的 ΔpH 更大,最终的 DIC 含量也更低,这表明菹草对水体 DIC 的利用能力强于粉绿狐尾藻。主要原因是粉绿狐尾藻具有挺水叶,可以直接利用空气中的 CO_2 ,这使得其沉水叶对水体中 DIC 的依赖和利用均下降。

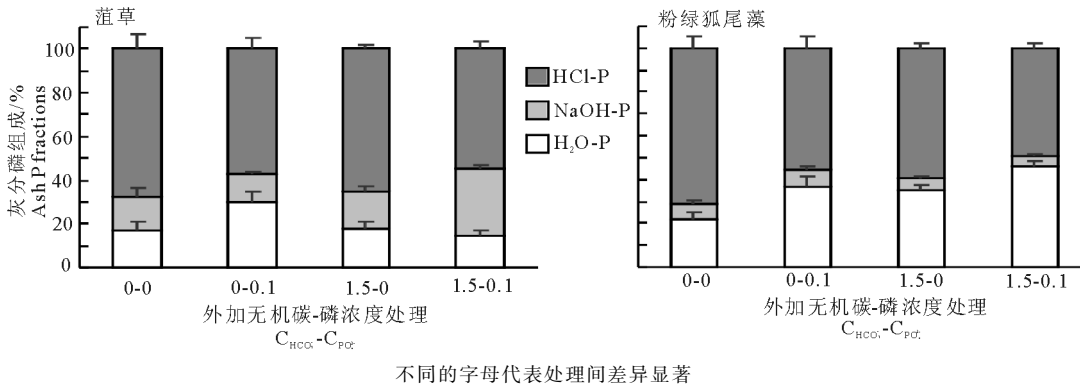


图 4 不同 HCO_3^- 添加-磷水平处理条件下植物灰分磷组成百分比

Bars with different letter indicate significant differences between treatments

Fig.4 Percentage of different forms of phosphorus in plant ash for each treatment group

3.2 两种植物的灰分磷和全磷

水生植物有过量吸收营养物质的特性,可降低并维持水体营养水平(吴振斌等,2003)。根着型大型水生植物可以直接从底泥中吸收营养盐(Ander-son & Kalf, 2010)。植物去除水体中的磷主要有3种途径:植物吸收利用、植物体吸附和沉淀作用(王立志等,2012;葛绪广等,2014),其中占比最高的是植物吸收(李燕,2008)。因此,植物的组织磷,即植物干重基础上的全磷含量通常被用来表征植物对水体磷的富集效率(黄亮等,2010;蒋鑫焱等,2006)。

菹草属于秋冬萌发植物,在低温季节,菹草吸收利用的营养盐以生物量的形式保存在植株体内,这使得在植物生长季节,以菹草为优势种的白洋淀其沉水植被对水体总磷的去除率达87.9%(任文君等,2011)。但夏季水温升高后,菹草衰亡会向水体释放大量的磷,促进水体的富营养化(张菊等,2013)。这是因为植物在分解的过程中,干重中直接吸附的磷由于吸附作用的可逆性,会快速溶解到水体中;而直接吸收利用后形成的磷,一部分通过微生物分解释放到水体中,另一部分通过生物沉积进入底泥(James et al, 1996)。Kufel 等(2016)发现,轮藻植物分解后,至少有12%的有机磷和68%的无机磷(HCl-P部分)能够保存在湖泊沉积中。显然,通过生物沉积进入湖泊底泥中的这一部分磷才是植物从水体真正去除的磷。

植物体内的磷主要存在于一些易于分解的生物活性物质中,它们能优先释放出磷,比较难以分解的结构物质如纤维素、多糖等不含磷(李文朝等,2001)。在高温灼烧下,植物干重中大部分有机物会挥发,不能挥发的物质成为灰分。这就能解释本研究中为什么灰分总磷含量的占比明显高于干重总磷的占比。此外,由于磷和无机碳水平对菹草和粉绿狐尾藻干重全磷和灰分总磷的影响不同,选择不同磷富集指标(干重全磷或者灰分总磷)会影响2种植物磷富集效率的比较。

无机碳的添加显著影响了菹草和粉绿狐尾藻的灰分总磷。但菹草灰分磷的更高值出现在低碳水平,而粉绿狐尾藻出现在高碳水平。这主要归因于2种植物的碳源利用偏好不同。粉绿狐尾藻的挺水叶能够直接利用水中的二氧化碳,能够缓冲水体中由于碳酸氢根利用导致的pH升高,这使得水体添加的 HCO_3^- 成为植物生长的促进因子。按照肖月娥(2006)的研究,菹草在碱度1.6 mmol、pH值为9.8的时候已经停止了对无机碳的利用。因此,本

研究中外加的1.5 mmol HCO_3^- 可能对菹草的生长有负面影响。此外,溶液pH等于9.8时,菹草已经停止对无机碳的吸收(金送笛等,1991),而本研究中,12 h后菹草培养水体pH超过10,表明水体环境使植物光合作用受阻,不利于菹草的生长。

3.3 无机碳添加对植物灰分磷组成的影响及其生态意义

本研究通过不同的处理将植物灰分磷分成水溶性磷($\text{H}_2\text{O-P}$)、有机磷(NaOH-P)和钙磷(HCl-P)3个部分。作为可逆性吸附反应的结果,在植物死亡后 $\text{H}_2\text{O-P}$ 很容易重新进入水体为其他生物利用, NaOH-P 则很容易被水体微生物分解为可溶性无机磷(Kufel et al, 2016; Kufel et al, 2013)。因此,植物衰败消亡后, $\text{H}_2\text{O-P}$ 和 NaOH-P 均会以可溶性磷的形式重新进入水体,这可能是很多水体在菹草衰亡期水体磷骤增的直接原因(张菊等,2013)。

不同于 $\text{H}_2\text{O-P}$ 和 NaOH-P , HCl-P 能够在水体基底中形成稳定的沉淀(Kufel et al, 2016; Kufel et al, 2013)。因此, HCl-P 通常可以表征植物从水体向基底迁移磷的能力。这可能是在植株上形成稳定Ca-P复合物的钙化的轮藻群落内水体可溶性磷含量低,并且基质有大量碳酸盐的主要原因之一(Pelechaty et al, 2013)。

本研究中,2种植物的 HCl-P 均占比最高,且更多地受到无机碳的影响,表明无机碳添加可以通过影响沉水植物灰分中 HCl-P 的含量,来影响水体P向基质的迁移。

参考文献

- 陈修文,于丹,刘春花,2016.秋季水位波动频率对喜旱莲子草、粉绿狐尾藻和水龙的影响[J].植物生态学报,40(5):493-501.
- 董明,1996.陆生生物群落调查观察与分析[M].北京:中国标准出版社:264-266.
- 樊恒亮,谢丽强,宋晓梅,等,2017.沉水植物对水体营养的响应及氮磷积累特征[J].环境科学与技术,40(3):42-48.
- 葛绪广,王国祥,王立志,等,2014.苦草生长对沉积物中磷迁移转化的影响[J].生态学报,34(20):5802-5811.
- 黄亮,吴乃成,唐涛,等,2010.水生植物对富营养化水系统中氮、磷的富集与转移[J].中国环境科学,30(S1):1-6.
- 金送笛,李永函,王永利,1991.几种生态因子对菹草光合作用的影响[J].水生生物学报,(4):295-302.
- 蒋鑫焱,翟建平,黄蕾,等,2006.不同水生植物富集氮磷能力的试验研究[J].环境保护科学,2006,32(6):13-16.

- 李文朝,陈开宁,吴庆龙,等, 2001.东太湖水生植物生物物质腐烂分解试验[J].湖泊科学, 13(4): 331-336.
- 李燕, 2008.7 种沉水植物的氮磷营养动力学研究[D].上海: 上海海洋大学.
- 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.
- 任文君,胡晓波,谢建治,等, 2011.白洋淀菹草对富营养化水体总磷的净化[J].应用生态学报, 22(4): 1053-1058.
- 吴振斌,邱东茹,贺锋,等, 2003.沉水植物重建对富营养水体氮磷营养水平的影响[J].应用生态学报, 14(8): 1351-1353.
- 吴振斌, 2011.水生植物与水体生态修复[M]. 北京: 科学出版社: 1-27.
- 王立志,王国祥,俞振飞,等, 2012.沉水植物生长期对沉积物和上覆水之间磷迁移的影响[J].环境科学, 33(2): 385-392.
- 肖月娥, 2006.主要环境因子对太湖三种大型沉水植物光合作用的影响[D].南京: 南京农业大学.
- 杨文斌,高顺峰,万锐,等, 2018.两种沉水植物对上覆水和间隙水中各形态磷的影响 [J].环境科学, (5): 1-12.
- 张聪, 2012.杭州西湖湖西区沉水植物群落结构优化研究[D].武汉: 武汉理工大学.
- 张菊,邓焕广,吴爱琴,等, 2013.东平湖菹草腐烂分解及其对水环境的影响[J].环境科学学报, 33(09): 2590-2596.
- Allen ED, Spence DHN, 1981. The differential ability of aquatic plants to utilize the inorganic carbon supply in freshwaters[J]. New Phytologist, 87(2): 269-283.
- Anderson MR, Kalff J, 2010. Submerged aquatic macrophyte biomass in relation to sediment characteristics in ten temperate Lakes[J]. Freshwater Biology, 19 (1): 115-121.
- Dou Z, Toth JD, Galligan DT, et al, 2000. Laboratory procedures for characterizing manure phosphorus[J]. Journal of Environmental quality, 29(2): 508-514.
- James WF, Barko JW, Field SJ, 1996. Phosphorus mobilization from littoral sediments of an inlet region in Lake Delavan, Wisconsin[J]. Architecture Hydrobiologia, 138(2): 245-257.
- Kufel L, Kufel I, 2002. Chara beds acting as nutrient sinks in shallow lakes-a review[J]. Aquatic Botany, 72(3): 249-260.
- Kahara SN, Vermaat JE, 2003. The effect of alkalinity on photosynthesis-light curves and inorganic carbon extraction capacity of freshwater macrophytes[J]. Aquatic Botany, 75(3): 217-227.
- Kufel L, Biardzka E, Strzalek M, 2013. Calcium carbonate incrustation and phosphorus fractions in five charophyte species[J]. Aquatic Botany, 109(8): 54-57.
- Kufel L, Strzalek M, Biardzka E, 2016. Site-and species-specific contribution of charophytes to calcium and phosphorus cycling in lakes[J]. Hydrobiologia, 767 (1): 1-11.
- Madsen TV, Sand Jensen K, 1991. Photosynthetic carbon assimilation in aquatic macrophytes[J]. Aquatic Botany, 41(1/2/3): 5-40.
- Moss B, Stansfield J, Irvine K, et al, 1996. Progressive Restoration of a Shallow Lake: A 12-year Experiment in Isolation, Sediment Removal and Biomanipulation[J]. Journal of Applied Ecology, 33(1): 71-86.
- Pagano AM, Titus JE, 2004. Submersed macrophyte growth at low pH: contrasting responses of three species to dissolved inorganic carbon enrichment and sediment type[J]. Aquatic Botany, 79(1): 65-74.
- Pagano AM, Titus JE, 2007. Submersed macrophyte growth at low pH: carbon source influences response to dissolved inorganic carbon enrichment[J]. Freshwater Biology, 52(12): 2412-2420.
- Pelechaty M, Pukacz A, Apolinska K, et al, 2013. The significance of Chara vegetation in the precipitation of lacustrine calcium carbonate[J]. Sedimentology, 60 (4): 1017-1035.
- Pierini SA, Thomaz SM, 2004. Effects of inorganic carbon source on photosynthetic rates of *Egeria najas* Planchon and *Egeria densa* Planchon (Hydrocharitaceae) [J]. Aquatic botany, 78(2): 135-146.
- Siong K, Asaeda T, 2006. Does calcite encrustation in Chara provide a phosphorus nutrient sink? [J]. Journal of Environmental Quality, 35(2): 490-494.
- Shilla D, Dativa J, 2008. Biomass dynamics of charophyte-dominated submerged macrophyte communities in Myall Lake, NSW, Australia[J]. Chemistry and Ecology, 24 (5): 367-377.
- Sndergaard M, Phillips G, Hellsten S, et al, 2013. Maximum growing depth of submerged macrophytes in European lakes[J]. Hydrobiologia, 704(1): 165-177.
- Wetzel RG, 1960. Marl Encrustation on Hydrophytes in Several Michigan Lakes[J]. Oikos, 11(2): 223-236.
- Wetzel RG, 2001. Limnology: lake and river ecosystems[J]. Eos Transactions American Geophysical Union, 21(2): 1-9.

Effect of Adding Bicarbonate and Phosphorus on Phosphorus Accumulation in Two Submerged Plants and on the Content and Fractioning of Phosphorous in Plant Residues

CHEN Qi, HUANG Fei, LIU Ying, WANG He-yun, LIU Yu-cheng

(Key Laboratory of Ecological Remediation of Lakes and Rivers and Algal Utilization of Hubei Province, School of Civil and Environment, Hubei University of Technology, Wuhan 430068, P.R.China)

Abstract: Submerged aquatic vegetation can make a significant difference in the phosphorus concentration in shallow lakes. Quantitative evaluation of phosphorus fractioning and cycling during the decay of vegetation is an important consideration in the selection of species for re-establishing submerged vegetation in these lakes. In this investigation, two submerged plant species, *Potamogeton crispus* and *Myriophyllum aquaticum* (Vell) Verdc, were selected for study. The phosphorus accumulation and removal capacity of the two plants and the phosphorus content of plant ashes were analyzed to provide criteria for selecting the species of submerged vegetation for ecological restoration projects. Four or five plants of each species, with fresh weight of 1 g, were cultured in flasks with 200 mL of water with different concentrations of dissolved inorganic carbon (HCO_3^-) and soluble phosphorous (SP, $\text{H}_2\text{PO}_4^-/\text{HPO}_4^{2-}$). Dissolved inorganic carbon concentration was adjusted with NaHCO_3 , soluble phosphorous (SP) concentration with K_2HPO_4 and the pH was adjusted to 8.2–8.3 with 1 M HCl or 1 M NaOH. Four treatments groups were prepared: Group A was the control, no added HCO_3^- or SP; Group B, no added HCO_3^- and soluble phosphorus at 0.1 mg/L; Group C, HCO_3^- at 1.5 mmol/L and no added SP; Group D, HCO_3^- at 1.5 mmol/L and SP at 0.1 mg/L. After one week, the plants were harvested. The solution pH and HCO_3^- , plant phosphorus content (dry weight), and the phosphorus content and fractionation of plant ashes were determined. The solution pH of the *P. crispus* groups increased significantly after 12 h, and was significantly higher than that in the *M. aquaticum* groups, while the solution inorganic carbon content of *P. crispus* groups was lower than that of the *M. aquaticum* groups. Two-way ANOVA showed that the addition of inorganic carbon significantly affected the pH change and the final inorganic carbon content of the solution, but the addition of phosphorus had no significant effect. The addition of inorganic carbon and phosphorus both significantly affected the phosphorus contents of *P. crispus* ashes, and the carbon content was higher (55.34%) than the phosphorus content (26.73%). The addition of inorganic carbon significantly affected the total phosphorus of *M. aquaticum* ash, while the addition of phosphorus significantly affected the total phosphorus content of dried plants. The addition of inorganic carbon and phosphorus significantly affected the percentage of water-soluble phosphorus ($\text{H}_2\text{O-P}$) in the ash of both species, but the contribution percentage of inorganic carbon was higher, 46.16% in the *P. crispus* groups and 75.78% in the *M. aquaticum* groups. In the plant ash of both species, the highest proportion of P was Ca-bound, indicating that phytoplankton growth could be controlled by reducing the phosphorus content of water.

Key words: submerged plant; phosphorus accumulation; ash phosphorus; dissolve inorganic carbon; phosphorus