

## 铁基生物炭海绵与沉水植物协同净化水体中的氮磷

王港, 陈丹, 李江舟, 张翠萍, 纳红艳, 代快, 杨肖娥

### 引用本文:

王港, 陈丹, 李江舟, 张翠萍, 纳红艳, 代快, 杨肖娥. 铁基生物炭海绵与沉水植物协同净化水体中的氮磷[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(2): 424-433.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0572>

## 您可能感兴趣的其他文章

### Articles you may be interested in

#### 水生植物对不同氮磷水平养殖尾水的综合净化能力比较

冯优, 陈庆锋, 李金业, 郭贝贝, 刘婷, 李磊

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2397-2408 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0816>

#### 三种沉水植物对Cu、Pb复合污染底泥的修复效果

谢佩君, 李铭红, 晏丽蓉, 乔云蕾

农业环境科学学报. 2016, 35(4): 757-763 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016.04.021>

#### 藻-菌耦合系统对猪场沼液的净化效果及其影响条件研究

罗龙皂, 曾凡健, 田光明

农业环境科学学报. 2019, 38(1): 211-219 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0320>

#### 植物塘+人工湿地系统对灌溉水净化及稻米镉的阻控效果

刘寿涛, 何钟响, 许蒙, 李丹阳, 罗海艳, 刘孝利, 铁柏清

农业环境科学学报. 2019, 38(5): 1060-1068 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1216>

#### 氮负荷升高对苦草(*Vallisneria natans*)和穗花狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*)生长的影响

李启升, 胡忠军, 李永吉, 何虎, 韩燕青, 靳辉, 李宽意

农业环境科学学报. 2019, 38(7): 1589-1596 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1599>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

王港, 陈丹, 李江舟, 等. 铁基生物炭海绵与沉水植物协同净化水体中的氮磷[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(2): 424-433.

WANG G, CHEN D, LI J Z, et al. Iron-based biochar sponge and submerged plant synergistic purification on nitrogen and phosphorus in water[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2023, 42(2): 424-433.



开放科学 OSID

# 铁基生物炭海绵与沉水植物协同净化水体中的氮磷

王港<sup>1</sup>, 陈丹<sup>1</sup>, 李江舟<sup>2</sup>, 张翠萍<sup>2</sup>, 纳红艳<sup>2</sup>, 代快<sup>2\*</sup>, 杨肖娥<sup>1\*</sup>

(1. 浙江大学环境与资源学院环境修复与生态健康教育部重点实验室, 杭州 310000; 2. 云南省烟草公司玉溪市公司, 云南 玉溪 653100)

**摘要:**为探讨铁基生物炭海绵与沉水植物协同净化系统对农田退水中氮磷的去除效果,以苦草、伊乐藻、金鱼藻3种沉水植物和铁基生物炭海绵为材料,通过动态循环水模拟渠道的方式,研究不同净化系统对农田退水中总磷、总氮、氨氮的去除效果。结果表明:3种沉水植物均能在较高氮磷浓度农田退水中生长发育,株高及生物量有明显增长。在单一沉水植物净化系统中,金鱼藻对总磷的去除效率最高,达到29.85%,苦草对总氮的去除效率最高,为35.03%,金鱼藻对氨氮的去除效率最高,为83.09%。铁基生物炭与金鱼草协同净化系统对总磷和氨氮的去除效率最高,分别达到56.00%和91.86%,铁基生物炭与苦草协同净化系统对总氮的去除效率最高,为54.05%。研究表明,铁基生物炭海绵与沉水植物协同净化系统对氮磷的去除效果全面优于单一沉水植物净化系统。

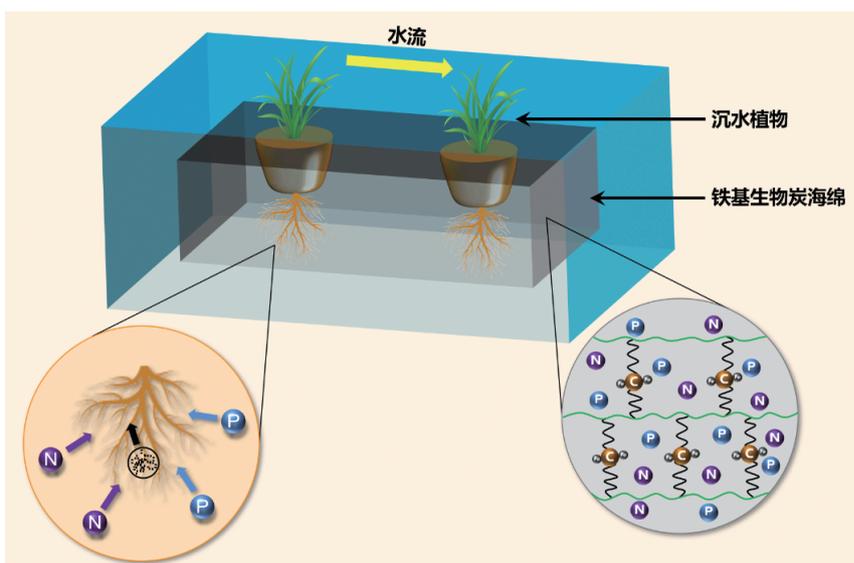
**关键词:**铁基生物炭海绵;沉水植物;氮磷去除

中图分类号:X173;X52

文献标志码:A

文章编号:1672-2043(2023)02-0424-10

doi:10.11654/jaes.2022-0572



## Iron-based biochar sponge and submerged plant synergistic purification on nitrogen and phosphorus in water

WANG Gang<sup>1</sup>, CHEN Dan<sup>1</sup>, LI Jiangzhou<sup>2</sup>, ZHANG Cuiping<sup>2</sup>, NA Hongyan<sup>2</sup>, DAI Kuai<sup>2\*</sup>, YANG Xiaoe<sup>1\*</sup>

(1. Key Laboratory of Environmental Restoration and Ecological Health of Ministry of Education, College of Environment and Resources, Zhejiang University, Hangzhou 310000, China; 2. Yunnan Tobacco Company Yuxi Branch, Yuxi 653100, China)

**Abstract:** This study aimed to better understand the effects of an iron-based biochar sponge and submerged plant synergism purification system on nitrogen and phosphorus removal from farmland drainage. The effects of different purification systems on total phosphorus, total nitrogen, and ammonia nitrogen levels in farmland drainage were studied using three submerged plants, *Vallisneria natans*, *Elodea* spp.,

收稿日期:2022-06-07 录用日期:2022-08-22

作者简介:王港(1997—),男,江西南昌人,硕士研究生,从事农业水污染修复研究。E-mail:wanggang970404@163.com

\*通信作者:代快 E-mail:daikuai520@163.com; 杨肖娥 E-mail:xyang@zju.edu.cn

基金项目:中国烟草总公司云南分公司科技重点项目(2020530000241006)

Project supported: Science and Technology Key Project of Yunnan Branch of China Tobacco Corporation(2020530000241006)

*Ceratophyllum demersum*, and an iron-based biochar sponge. The results showed that the three submerged plants could grow and develop well in farmland drainage with high nitrogen and phosphorus concentrations, and the plant height and biomass increased significantly. In the single submerged plant purification system, *Ceratophyllum demersum* had the highest total phosphorus removal efficiency, reaching 29.85%; *Vallisneria natans* had the highest total nitrogen removal efficiency, reaching 35.03%; and *Ceratophyllum demersum* had the highest ammonia nitrogen removal efficiency, reaching 83.09%. The highest total phosphorus and ammonia nitrogen removal efficiencies were observed in the iron-based biochar and *Ceratophyllum demersum* synergistic purification system, reaching 56.00% and 91.86%, respectively. The total nitrogen removal efficiency in the iron-based biochar and *Vallisneria natans* synergistic purification system was the highest, reaching 54.05%. The results show that the removal of nitrogen and phosphorus in the synergistic purification system of an iron-based biochar sponge and submerged plant is better than that of a single submerged plant purification system.

**Keywords:** iron-based biochar sponge; submerged plant; nitrogen and phosphorus removal

农业面源污染目前已经成为我国流域水污染和水体富营养化的主要污染来源<sup>[1]</sup>,其中种植业所带来的农田退水污染正在成为污染的主要贡献者<sup>[2]</sup>。目前对于农田退水污染的治理方法主要有基于生态工程原理的生态沟渠、人工湿地、沉降塘等<sup>[3]</sup>。利用植物进行治理具有无次生污染、生态效应高、经济低耗等多种无法替代的优势<sup>[4]</sup>。沉水植物能够在不同污染浓度的水体中生长发育,并通过元素转移使富营养化水体得到净化<sup>[5]</sup>,在富营养条件下,沉水植物利用根、茎、叶吸收营养物质,是较好的净化水体的水生植物<sup>[6]</sup>。有研究发现,沉水植物在氮磷污染水体中能表现出良好的净化效果<sup>[7]</sup>,通过不同的沉水植物组合的筛选可以提升其对水体净化的能力<sup>[8]</sup>。此外,不同种类的沉水植物对污染水体中氮磷的去除效果存在差异<sup>[9]</sup>。

苦草、伊乐藻、金鱼藻是多年生沉水植物,其分布广、适应性强、生长快,是理想的净化水体的植物<sup>[9-11]</sup>。在以往的研究报道中,金鱼藻对总磷的平均去除率为35.48%,对总氮的平均去除率为31.64%<sup>[12]</sup>。梁玉婷等<sup>[13]</sup>对比了15种植物对磷的去除能力,结果表明金鱼藻的除磷效果最佳。在高浓度氮磷水平下,苦草对水体总氮和总磷的净化能力较好<sup>[4]</sup>。伊乐藻在较高氮磷浓度条件下对氮磷的去除速率较高<sup>[4]</sup>。生物炭可作为磷吸附剂<sup>[15]</sup>,然而以往的研究表明,未经任何处理的生物炭对磷的吸附能力较弱<sup>[6]</sup>。通过在原料中掺杂金属阳离子进行改性处理可以大幅提升生物炭对磷的吸附能力<sup>[17]</sup>。王芳君等<sup>[18]</sup>制备的磁性铁基改性生物炭对氨氮的饱和吸附量达到了 $17.52 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。Yin等<sup>[19]</sup>在 $300 \text{ }^\circ\text{C}$ 条件下制备出的镁改性生物炭对铵的最大吸附量达到了 $58.6 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。聚乙烯醇缩甲醛海绵具有吸水性强、无毒、无污染、韧性好、弹性好等特性<sup>[20]</sup>,这些特性使其被广泛应用于医学、纺织业等领域,通过控制原料的配比和合成进程可以得到

缩醛度不同的产物,也可以通过加入其他原料来改善其性能或获得所需要的功能。Wang等<sup>[21]</sup>为提高聚乙烯醇(PVA)的韧性,首次采用高韧性水溶性聚氨酯(WPU)与PVA共混的方法制备得到高韧性的复合材料。Gong等<sup>[22]</sup>制备了PVA/纳米ZnO复合材料。Ding等<sup>[23]</sup>利用PVA和粉末状硅酸盐交联制备出用于去除污染水体中磷酸盐的复合产物。

单一沉水植物净化系统的去除效率和应用场景存在一定的局限,利用铁基生物炭海绵与不同沉水植物进行协同净化的研究也鲜见报道。为此,本研究选取苦草、伊乐藻、金鱼藻3种优势沉水植物,结合铁基生物炭海绵设置7组不同净化系统,通过观测植物的生长发育状况以及水体中氮磷的浓度变化情况,探讨铁基生物炭海绵与不同沉水植物对农田退水中氮磷的协同净化能力,以期提高传统的沉水植物净化系统的净化效率。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

供试植物为苦草、伊乐藻、金鱼藻,这3种植物为常见的优势沉水植物,在湿地、河流、湖泊中均有分布。3种供试植物均取自于湖北鑫大叶牧草种业基地。采样时选择长势良好均一的植株,植株运往试验大棚统一培养1周后修剪至株高一致作为供试植物。

铁基生物炭海绵(FeB-PVF)与普通海绵(PVF)材料由上海臻致有限公司生产。铁基改性生物炭(FeB)为实验室条件下优选制备,所选生物质原料为椰丝,将其在氮气气氛的管式炉中进行热解炭化,以 $10 \text{ }^\circ\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ 的速度逐渐升温至 $600 \text{ }^\circ\text{C}$ 并保温2 h,将获得的生物炭浸渍于 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的氯化铁溶液后,置于摇床上以 $120 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 的速度混合摇匀12 h。将混合液过滤后离心干燥获得FeB,并将改性后的生物炭再次

置于氮气气氛的管式炉中以  $10\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$  的速度升至  $600\text{ }^{\circ}\text{C}$  并保温  $30\text{ min}$ , 冷却至室温后取出, 研磨后过  $200$  目筛收集, 收集物邮寄至上海臻致有限公司进行 FeB-PVF 的制备。

农田退水中氮磷浓度波动较大, 主要影响因素为降雨强度、施肥用量、作物类型、土壤类型等。农田退水中氮、磷浓度的相对低值可低于地表水 IV 类标准<sup>[24]</sup>, 而峰值可达到中度污染, 甚至重度污染水质标准<sup>[25]</sup>。本研究试验用水中氮磷浓度处于相对较高水平, 试验原水取自浙江大学西区农业试验基地的池塘, 其中总磷浓度为  $0.19\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 总氮浓度为  $5.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 氨氮浓度为  $0.62\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。经人工配制后的试验用水中总磷浓度为  $2.19\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 总氮浓度为  $10.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 氨氮浓度为  $1.62\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

### 1.2 试验方法

本研究采用批次试验考察 3 种供试沉水植物与 FeB-PVF 净化系统的协同作用对农田退水中氮磷的去除效果。试验共设置 8 组, 分别为 FeB-PVF 与苦草组 (S1)、FeB-PVF 与伊乐藻组 (S2)、FeB-PVF 与金鱼藻组 (S3)、苦草组 (A1)、伊乐藻组 (A2)、金鱼藻组 (A3)、FeB-PVF 组 (F1)、对照组。试验地点为浙江大学西区农业试验基地温室大棚, 试验在 3 组白色聚乙烯模拟渠道装置 (长、宽、高分别为  $500$ 、 $50$ 、 $50\text{ cm}$ ) 中进行。模拟渠道装置如图 1 所示。在各模拟渠道装置中注入试验用水, 水深  $40\text{ cm}$ , 共计  $1\ 000\text{ L}$ , 循环水流量设置为  $25\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ , FeB-PVF 裁剪为长、宽、高分别为  $50$ 、 $20$ 、 $30\text{ cm}$  的长方体, 在 FeB-PVF 的顶端设置口径为  $8\text{ cm}$ 、深度为  $30\text{ cm}$  的种植孔, 每块 FeB-PVF 的种植孔数量为 8 个, 每组系统放置 5 块 FeB-PVF。种植示意图如图 2、图 3 所示。单一沉水植物系统中采用经浮盘固定的种植穴盆进行植物种植, 将长势基本一致的沉水植物经统一培养后移栽于种植穴盆中, 每个系统布置 40 个种植穴盆且均匀分布在模拟渠道装置中。

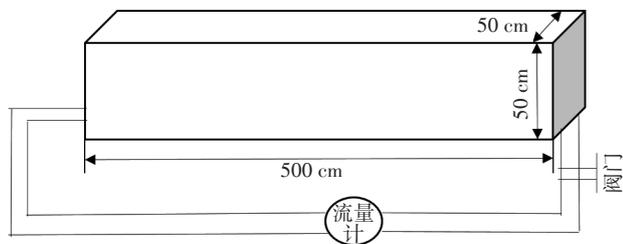


图1 聚乙烯模拟渠道装置

Figure 1 Polyethylene simulated channel unit

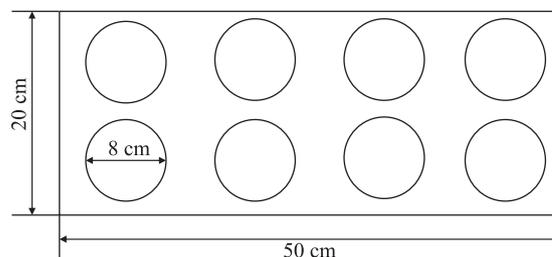
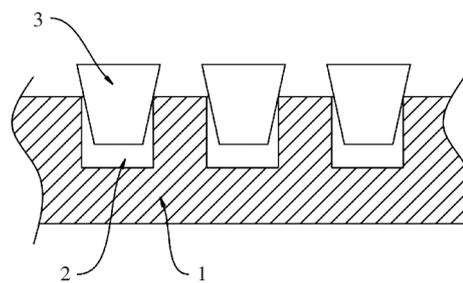


图2 FeB-PVF与沉水植物协同净化系统植物种植示意图  
Figure 2 Abridged general view of plant planting in synergistic purification system of FeB-PVF and submerged plant



1: FeB-PVF; 2: 种植孔; 3: 种植穴盆  
1: FeB-PVF; 2: Planting hole; 3: Planting pot

图3 FeB-PVF与沉水植物协同净化系统植物种植正视图  
Figure 3 Front view of plant planting in synergistic purification system of FeB-PVF and submerged plant

试验周期为  $15\text{ d}$  (2021年6月), 每隔  $24\text{ h}$  采样一次, 分别将水下  $10\text{ cm}$  和  $30\text{ cm}$  处的水样等体积混合, 共计  $250\text{ mL}$ 。每隔  $24\text{ h}$  添加去离子水至原水位。水样的总氮采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法 (HJ 636—2012) 测定, 总磷采用钼酸铵分光光度法 (GB 11893—1989) 测定, 氨氮采用纳氏比色法 (HJ 535—2009) 测定。C、H、N 元素分析使用 CHN 元素分析仪 (Flash-EA112, Thermo Finnigan, 美国) 测定, 用质量平衡法计算 O 含量。样品成分分析使用 X 射线光电子能谱 (XPS) (Thermo Scientific ESCALAB 250Xi XPS 光源: Al Ka  $1486.6\text{ eV}$ , C 峰标准:  $284.8\text{ eV}$ ), 表面官能团分析使用傅里叶红外光谱 (Thermo Scientific NICOLET iS50FT-IR); 利用 PVF 在水-1, 2-丙二醇体系中溶解并与盐酸氢胺在回流作用下反应, 使用标准氢氧化钠溶液滴定反应后的游离酸计算出缩醛度。在试验开始和结束时测定植物的株高、生物量。株高是指植物根以上的植株高度; 生物量是指单株植物的干质量。将 3 种沉水植物冲洗、晾干、测量株高后称质量。

### 1.3 数据统计和分析

采用Excel和SPSS进行数据统计分析,采用Origin 8.5软件进行图表绘制。

## 2 结果与分析

### 2.1 FeB-PVF的理化性质

图4为PVF和FeB-PVF的红外光谱分析,在951、889、844、787、726  $\text{cm}^{-1}$ 处的吸收峰是由C—H伸缩振动引起的,C—O—C在1358  $\text{cm}^{-1}$ 处同样造成了伸缩振动。1811  $\text{cm}^{-1}$ 处的吸收峰可能与C=O有关,而2949  $\text{cm}^{-1}$ 处的吸收峰可能是由O—H伸缩振动引起的。对比PVF和FeB-PVF的红外光谱图,可以发现二者的吸收峰形基本一致,并且吸收峰的位置也相差较小。这说明FeB-PVF中也存在PVF高分子化合物,同时也说明了FeB-PVF在合成过程中未发生化学反应,FeB与PVF处于一种交联的状态。

图5为FeB-PVF中Fe2p的XPS图谱。位于710.4 eV和723.8 eV处的峰分别是Fe2p<sub>3/2</sub>和Fe2p<sub>1/2</sub><sup>[26]</sup>,并且在Fe2p<sub>3/2</sub>和Fe2p<sub>1/2</sub>之间没有检测到明显的卫星峰。Fe2p<sub>3/2</sub>和Fe2p<sub>1/2</sub>二者之间的距离为13.4 eV,表明这些峰的来源是Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>,FeB负载在了PVF上。此外在XPS图谱中未能发现零价铁的峰,表明FeB-PVF中的零

价铁均被氧化。

表1为PVF和FeB-PVF的基本理化性质。FeB-PVF的C元素含量较PVF的C元素含量高5个百分点左右,这可能是因为FeB负载在PVF上引起的变化。FeB-PVF的缩醛度为32.80%,而PVF的缩醛度为38.40%,表明FeB-PVF的弹性更好,拉升性下降。FeB-PVF的密度稍大于PVF,但吸水性能有小幅下降。

### 2.2 FeB-PVF与PVF的氮磷吸附能力对比

通过对比PVF、FeB、FeB-PVF在不同浓度磷溶液中的磷吸附量,发现3种材料对磷的吸附量随着磷溶液浓度的提升均有不同程度的增加(图6)。PVF在低磷浓度条件下(4  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )对磷的吸附量为0.56  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ,而FeB在低磷浓度条件下的磷吸附量达1.12  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ,FeB-PVF复合材料则为1.25  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。当磷溶液浓度为10  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,FeB和FeB-PVF的磷吸附量显著增加,分别达到了3.80  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 和4.25  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ,而PVF在该浓度下对磷的吸附量增长较小,为0.95  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。在磷溶液浓度为20  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的条件下,FeB-PVF复合材料的磷吸附量达到了8.36  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ,略高于FeB的7.45  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。FeB-PVF与PVF在不同磷浓度下的磷吸附性能均存在显著差异。

PVF、FeB和FeB-PVF在不同浓度氨氮溶液中的吸附量见图7。PVF在20  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的氨氮溶液中的吸附量为1.06  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ,FeB和FeB-PVF在20  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的氨

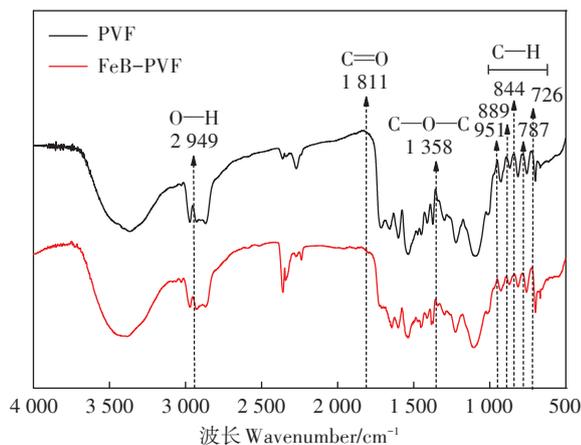


图4 PVF和FeB-PVF的红外光谱分析

Figure 4 FTIR spectra of PVF and FeB-PVF

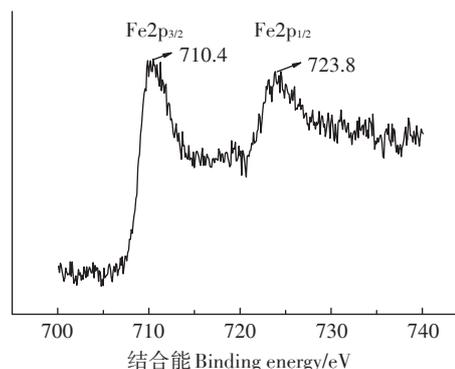


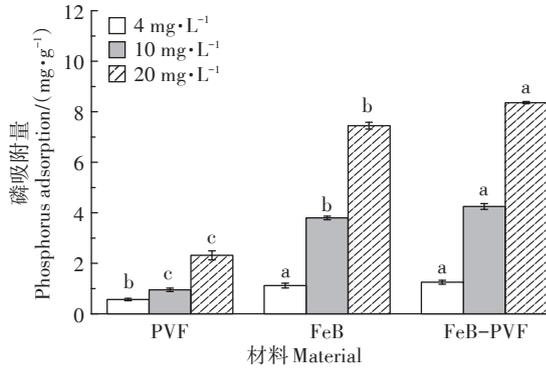
图5 FeB-PVF中Fe2p的XPS图谱

Figure 5 XPS spectra of Fe2p in the FeB-PVF

表1 PVF和FeB-PVF的基本理化性质

Table 1 Basic physicochemical properties of PVF and FeB-PVF composites

项目 Item	元素含量 Element content/%				缩醛度 Degree of acetalization/%	密度 Density/( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ )	吸水率 Water absorption/%
	N	C	H	O			
FeB-PVF	7.33±0.12	68.30±0.76	7.75±0.18	16.62	32.80±0.26	0.42±0.05	179.00±1.21
PVF	6.35±0.09	63.04±0.59	7.66±0.21	22.95	38.40±0.20	0.35±0.02	219.00±1.43



不同小写字母表示同种浓度下不同材料之间差异显著( $P<0.05$ )。下同  
Different lowercase letters indicate significant differences among different materials at the same concentration ( $P<0.05$ ). The same below

图6 PVF、FeB和FeB-PVF在不同浓度磷溶液中的磷吸附量

Figure 6 Phosphorus adsorption capacity of PVF, FeB and FeB-PVF in phosphorus solutions with different concentrations

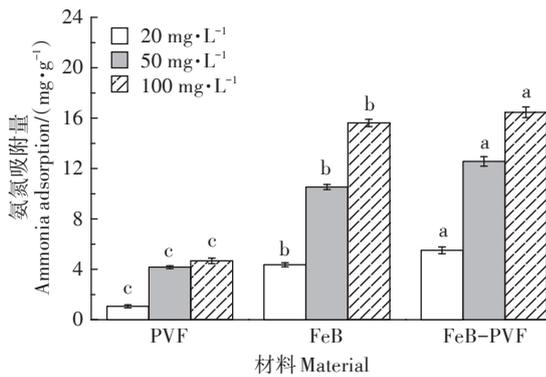


图7 PVF、FeB和FeB-PVF在不同浓度氨氮溶液中的氨氮吸附量

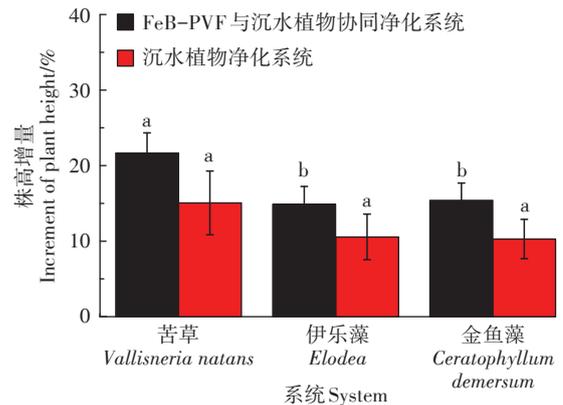
Figure 7 Ammonium adsorption capacity of PVF, FeB and FeB-PVF in ammonium solutions with different concentrations

氮溶液中的吸附量分别为  $4.37 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$  和  $5.50 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。随着溶液浓度的升高, PVF对氨氮的吸附量增加缓慢, 其在  $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的氨氮溶液中的氨氮吸附量仅相差  $0.5 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$  左右。而 FeB 和 FeB-PVF 随着氨氮溶液浓度的升高, 其吸附量增加明显, 在  $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的条件下分别为  $10.53 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$  和  $12.56 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ , 在  $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的氨氮溶液中分别为  $15.62 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$  和  $16.46 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。FeB-PVF 与 PVF 在不同氨氮浓度下的氨氮吸附性能均存在显著差异。

### 2.3 不同净化系统中植物株高及生物量的变化

在 15 d 的试验结束之后, 测定不同净化系统中沉水植物的株高和生物量。试验期间, 各净化系统中的沉水植物生长发育状况良好, 植物呈鲜绿色。苦草的

初始株高平均为  $20.42 \text{ cm}$ , 经过 15 d 的处理后不同净化系统中苦草的株高均有不同程度的增加(图 8), 在苦草净化系统中其株高增量为  $15.07\%$ , 而在 FeB-PVF 与苦草协同净化系统中其株高增量达到了  $21.65\%$ 。伊乐藻的初始株高平均为  $20.30 \text{ cm}$ , 15 d 后株高在单一伊乐藻净化系统中增量为  $10.56\%$ , 在 FeB-PVF 与伊乐藻协同净化系统中的株高增量达到了  $14.89\%$ 。金鱼藻与伊乐藻的株高变化差距较小, 金鱼藻的初始平均株高为  $20.26 \text{ cm}$ , 在单一金鱼藻净化系统中的株高增量为  $10.28\%$ , 而在 FeB-PVF 与金鱼藻协同净化系统中的株高增量为  $15.40\%$ 。总体而言, FeB-PVF 与沉水植物协同净化系统中各沉水植物的株高增量要明显大于单一沉水植物净化系统中各沉水植物的株高增量。不同净化系统中沉水植物处理 15 d 后的生物量变化见图 9, 苦



不同小写字母表示不同净化系统之间差异显著( $P<0.05$ )。下同  
Different lowercase letters indicate significant differences among different purification systems ( $P<0.05$ ). The same below

图8 不同净化系统中沉水植物处理 15 d 后的株高变化  
Figure 8 Plant height changes of submerged plants in different purification systems after 15 days of treatment

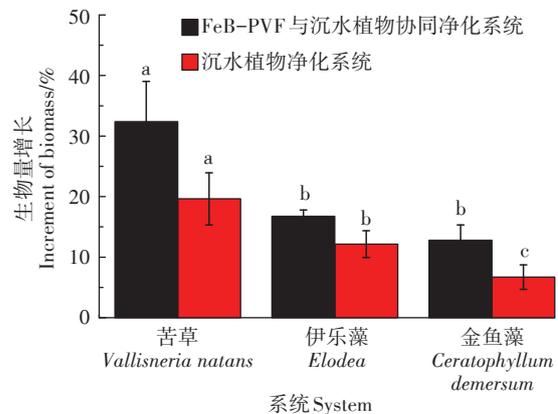


图9 不同净化系统中沉水植物处理 15 d 后的生物量变化  
Figure 9 Biomass changes of submerged plants in different purification systems after 15 days of treatment

草的生物量增量不论是在FeB-PVF与沉水植物协同净化系统中还是在单一沉水植物净化系统中都要高于其他两种沉水植物,但由于苦草的单株生物量要低于伊乐藻和金鱼藻,因此其较大的生物量增量并不意味着在氮磷去除效率方面也优于其他两种沉水植物。在单一沉水植物净化系统中,苦草、伊乐藻、金鱼藻的生物量增量分别为19.64%、12.15%和6.70%,在FeB-PVF与沉水植物协同净化系统中,苦草、伊乐藻、金鱼藻的生物量增量分别为32.37%、16.67%和12.8%。结果表明这几种沉水植物都能够在较高浓度氮磷的农田退水中生长发育,并且在FeB-PVF与沉水植物协同净化系统中的各沉水植物的生长状况要普遍优于在单一沉水植物净化系统中的植物。

## 2.4 不同净化系统对农田退水中氮磷的去除效果

### 2.4.1 对总磷的去除效果

不同净化系统对农田退水总磷的去除效果对比如图10所示。随着处理时间的增加,各净化系统中总磷的浓度逐渐下降。至试验结束时,FeB-PVF与沉水植物协同净化系统对农田退水中总磷的去除效果要优于单一沉水植物净化系统。FeB-PVF与沉水植物协同净化系统对总磷的去除效果排序为FeB-PVF与金鱼藻协同净化系统>FeB-PVF与伊乐藻协同净化系统>FeB-PVF与苦草协同净化系统(图10a),去除率分别为56.00%、48.99%、38.35%(表2)。在前9d,FeB-PVF与金鱼藻协同净化系统所展现出来的磷去除效果并未优于其他两组,这种不同净化系统除磷效率的差异在不同时间尺度上出现偏离的现象可能具有一定的普遍性。单一沉水植物协同净化系统对总磷的去除效果依次为金鱼藻净化系统>伊乐藻净化系统>苦草净化系统(图10b),去除率分别为29.85%、25.25%、17.50%(表2)。图10c为FeB-PVF净化系统的除磷效果,水体中的总磷浓度在第10天趋于稳定,整体去除率为7%左右。

研究结果显示,FeB-PVF与沉水植物协同净化系统的总磷去除效果要普遍优于单一沉水植物净化效果,并且除磷效率的提升并不是简单的单一沉水植物与FeB-PVF的线性相加,二者协同净化的效率比二者单一净化的效率高出13.86%~26.14%。而不论在协同净化系统还是在单一净化系统中,金鱼藻的除磷效率均要高于其他两种沉水植物。

### 2.4.2 对总氮的去除效果

不同净化系统对农田退水中总氮的去除效果见图11,随着处理时间的推移,各净化系统中总氮浓度

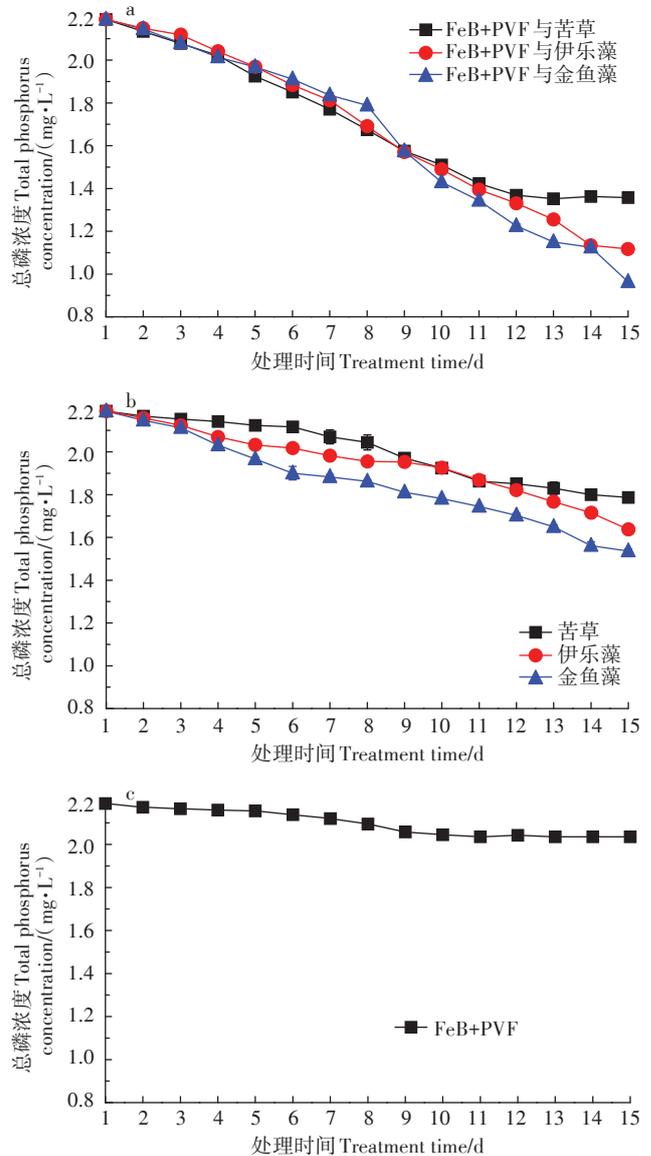


图10 不同净化系统对农田退水中总磷的去除效果

Figure 10 Removal effects of total phosphorus in farmland effluent by different purification systems

逐渐下降。至试验结束时,协同净化系统总氮的去除效果排序为FeB-PVF与苦草协同净化系统>FeB-PVF与伊乐藻协同净化系统>FeB-PVF与金鱼藻协同净化系统(图11a),对农田退水中总氮的去除率分别为54.05%、45.96%、45.23%(表2),在处理的6~15d,FeB-PVF与伊乐藻净化系统和FeB-PVF与金鱼藻净化系统的除氮效果在时间尺度上同样出现了偏离甚至逆转的现象,这可能是由不同植物之间除氮效益差异的不确定性导致的。在单一沉水植物净化系统中,总氮去除效率的高低依次为苦草净化系统(35.03%)>伊乐藻净化系统(29.96%)>金鱼藻净化系统

表2 不同净化系统的氮磷去除率(%)

Table 2 Nitrogen and phosphorus removal rates of different purification systems (%)

净化系统 Purification system	总磷去除率 TP removal rate	总氮去除率 TN removal rate	氨氮去除率 $\text{NH}_4\text{-N}$ removal rate
FeB+PVF	7.14g	5.02g	27.56g
苦草	17.50f	35.03d	77.20e
伊乐藻	25.25e	29.96e	72.91f
金鱼藻	29.85d	26.95f	83.09c
FeB+PVF与苦草	38.35c	54.05a	85.48b
FeB+PVF与伊乐藻	48.99b	45.96b	79.06d
FeB+PVF与金鱼藻	56.00a	45.23c	91.86a

注:不同小写字母表示不同净化系统之间差异显著( $P<0.05$ )。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences among different purification systems ( $P<0.05$ ).

(26.95%)(图 11b 和表 2)。图 11c 为 FeB-PVF 净化系统对总氮的去除效果,水体中的总氮浓度在第 9 天趋于稳定,去除率为 5% 左右。

研究结果显示,FeB-PVF 与沉水植物协同净化系统的总氮去除效果普遍优于单一沉水植物净化效果,且协同净化去除总氮的效率要比二者单一净化去除总氮的效率高出 13.28%~19.09%。苦草对总氮的去除效果优于伊乐藻和金鱼藻,但三者均表现出较高的总氮去除能力。

#### 2.4.3 对氨氮的去除效果

由图 12 可见,各净化系统中的氨氮浓度先下降后趋于平稳。至试验结束时,FeB-PVF 与金鱼藻协同净化系统中的氨氮浓度最低,而后依次为 FeB-PVF 与苦草协同净化系统和 FeB-PVF 与伊乐藻协同净化系统(图 12a),三者对氨氮的去除率分别为 91.86%、85.48%、79.06%(表 2)。在单一沉水植物净化系统中,农田退水的氨氮浓度在第 10 天趋于平稳,对氨氮的去除效果为金鱼藻净化系统>苦草净化系统>伊乐藻净化系统(图 12b),三者对氨氮的去除率分别为 83.09%、77.20%、72.91%(表 2)。图 12c 为 FeB-PVF 净化系统对农田退水中氨氮的去除效果,第 8 天去除量达到峰值,但在第 8~11 天略有回升,而后趋于平稳,整体去除率为 27.56%。

与总氮、总磷结果一致,FeB-PVF 与沉水植物协同净化系统的氨氮去除效果要普遍优于单一沉水植物净化效果。金鱼藻对氨氮的去除效果略优于其他两种沉水植物,但三者均表现出很强的氨氮去除能力。

### 3 讨论

FeB-PVF 在不同氮磷浓度条件下的氮磷吸附性能优于 PVF 和 FeB。负载在 FeB-PVF 上的 FeB 在原

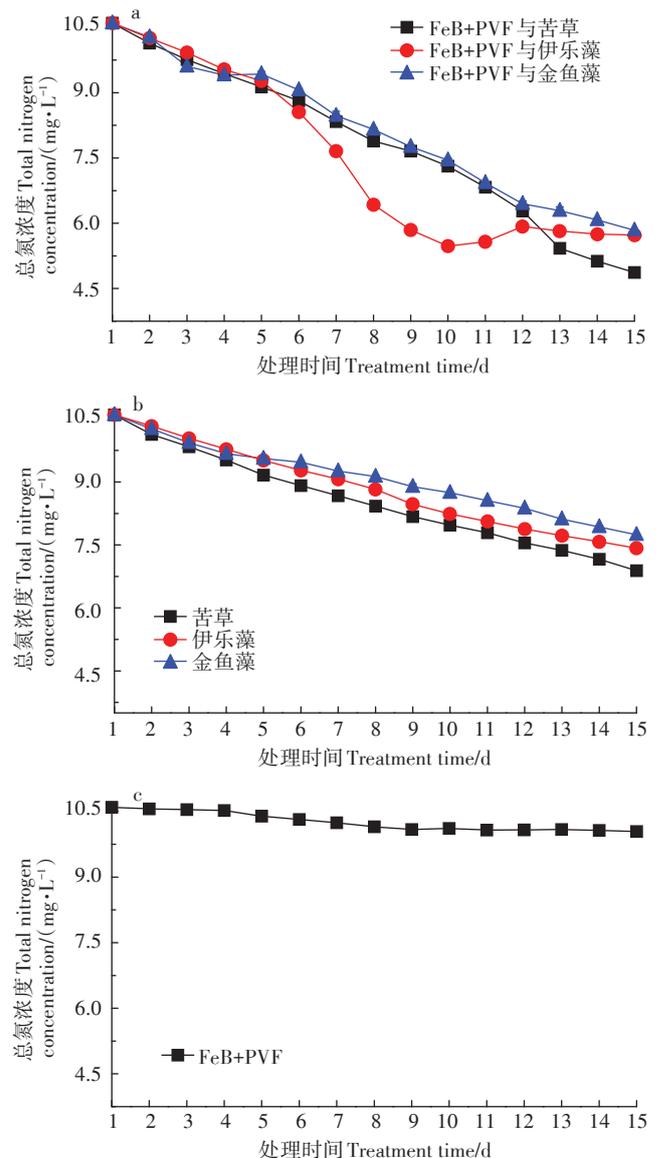


图 11 不同净化系统对农田退水中总氮的去除效果

Figure 11 Removal effects of total nitrogen in farmland effluent by different purification systems

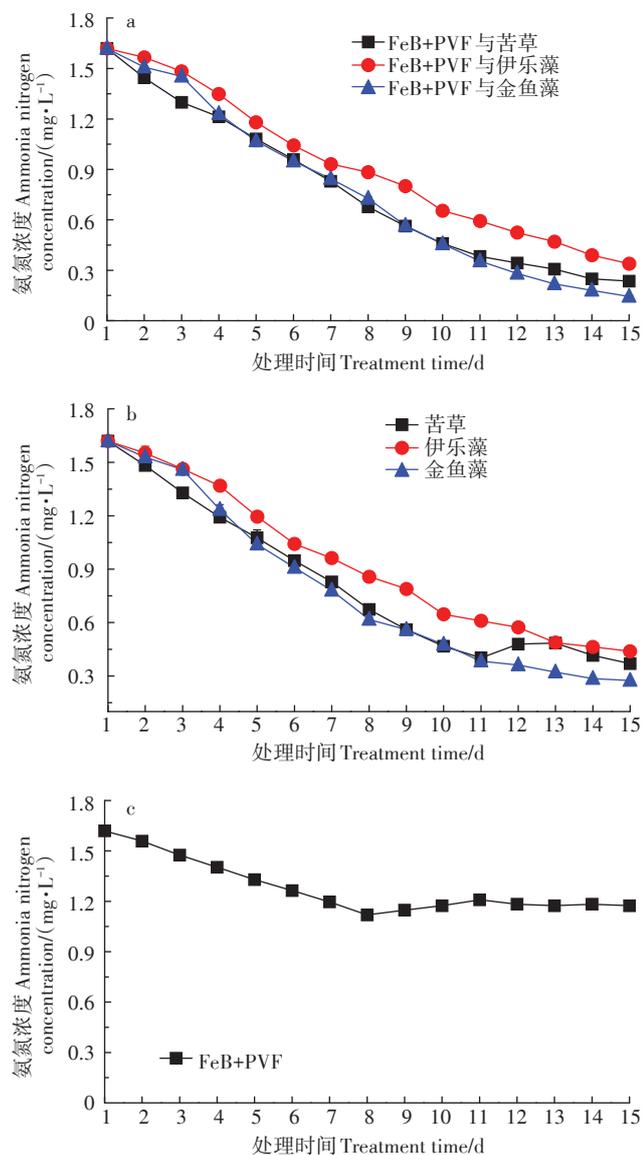


图12 不同净化系统对农田退水中氨氮的去除效果

Figure 12 Removal effects of ammonia nitrogen in farmland effluent by different purification systems

位聚合过程中未与其他原料发生化学反应,而是形成一种交联的状态。FeB对水体中氮磷的吸附是FeB-PVF吸附氮磷的主要因素,FeB-PVF对磷的吸附以非均匀表面的化学吸附为主,主要通过离子交换、络合反应等进行吸附<sup>[27]</sup>。FeB-PVF对氮的吸附以单分子层的化学吸附为主<sup>[18,28]</sup>,其吸附行为主要分为两步:①污染物到达FeB-PVF表面;②污染物通过离子交换或者络合反应与FeB-PVF结合。

水生植物可以从富营养化水体中吸收氮磷等元素<sup>[29]</sup>以促进植物生长发育。在各净化系统中,3种沉

水植物的株高和生物量均有一定的增长。结果表明,苦草的株高及生物量增量高于伊乐藻和金鱼藻,苦草对氮磷浓度较高的富营养化水体有较强的适应性。FeB-PVF与沉水植物协同净化系统中的各沉水植物的生长状况普遍优于单一沉水植物净化系统中的植物。FeB-PVF作为协同净化系统中的沉水植物种植基底,对水体中的氮磷进行吸收富集后提升了沉水植物对氮磷的吸收效率,表现上的呈现为生长发育更优。

本研究中各处理对水体中氮磷均具备一定的净化作用。但FeB-PVF与不同沉水植物协同净化系统之间的氮磷去除效率存在差异。植物内在的生长特性决定其对水体中氮磷的去除效果。FeB-PVF与沉水植物协同净化系统对氮磷的去除效果要明显优于单一沉水植物净化系统。一方面由于FeB-PVF本身能对水体中氮磷起到一定吸收作用,并利用其经二次爆破处理后的大孔隙固定沉水植物根系,一定程度上降低水流速度从而增加污染物与沉水植物及FeB-PVF的接触时间。另一方面,FeB-PVF可以为微生物群落的定殖提供条件。沉水植物的茎叶及根系能够富集大量微生物,这些微生物的生长代谢同样能够促进水体中无机氮磷向有机氮磷转化,进而提升水体的自净能力<sup>[30]</sup>。而微生物代谢作用产生的二氧化碳和其他次级代谢产物,甚至会抑制部分有害微生物的生长,进而促进水生植物的生长<sup>[31]</sup>。

## 4 结论

(1)铁基生物炭海绵的氮磷吸附性能显著优于普通海绵。

(2)苦草、伊乐藻、金鱼藻3种沉水植物均能较好地适应本试验设置的较高氮磷浓度的农田退水环境,在内置氧气泵的作用下,水体维持较高的溶解氧含量,植株生长发育较为良好,株高以及生物量有明显增长,铁基生物炭海绵与沉水植物协同净化系统中各沉水植物的株高增量和生物量增量要明显大于单一沉水植物净化系统中各沉水植物的株高增量和生物量增量。

(3)从不同沉水植物角度出发,金鱼藻对农田退水中总磷的去除效果更优,苦草对农田退水中总氮的去除效果更好,而在氨氮去除方面,则是金鱼藻具有更佳的表现。同种沉水植物在不同净化系统中的氮磷去除效果均表现为铁基生物炭海绵与沉水植物协同净化系统优于单一沉水植物净化系统。

## 参考文献:

- [1] 杨林章, 施卫明, 薛利红, 等. 农村面源污染治理的“4R”理论与工程实践: 总体思路与“4R”治理技术[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(1): 1-8. YANG L Z, SHI W M, XUE L H, et al. Reduce-retain-reuse-restore technology for the controlling the agricultural non-point source pollution in countryside in China: General countermeasures and technologies[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(1): 1-8.
- [2] 翟敏婷, 辛卓航, 韩建旭, 等. 河流水质模拟及污染源归因分析[J]. 中国环境科学, 2019, 39(8): 3457-3464. ZHAI M T, XIN Z H, HAN J X, et al. Water quality simulation and multi-source attribution analysis[J]. *China Environmental Science*, 2019, 39(8): 3457-3464.
- [3] NSENGA K M, MENG F F, ISEYEMI O I, et al. Removal of non-point source pollutants from domestic sewage and agricultural runoff by vegetated drainage ditches (VDDs): Design, mechanism, management strategies, and future directions[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 639: 742-759.
- [4] 常宝亮, 上官凌飞, 沈志国, 等. 六种沉水植物对三种不同氮磷浓度水体的净化效果[J]. 给水排水, 2021, 57(增刊1): 230-236. CHANG B L, SHANGGUAN L F, SHEN Z G, et al. Purification effect of six submerged macrophytes on three different concentrations of nitrogen and phosphorus[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2021, 57(Suppl 1): 230-236.
- [5] 苗金, 原海燕, 黄苏珍, 等. 10种水生观赏植物对不同富营养化水体的净化效果研究[J]. 水土保持学报, 2015, 29(2): 60-64, 75. MIAO J, YUAN H Y, HUANG S Z, et al. Study on the purification of ten species of ornamental plants for different eutrophic water[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2015, 29(2): 60-64, 75.
- [6] 宋福, 陈艳卿, 乔建荣, 等. 常见沉水植物对草海水体(含底泥)总氮去除速率的研究[J]. 环境科学研究, 1997, 10(4): 47-50. SONG F, CHEN Y Q, QIAO J R, et al. Study on the removal rate to total nitrogen in Caohai Lake (including sediments) by common submerged macrophytes[J]. *Research of Environmental Sciences*, 1997, 10(4): 47-50.
- [7] DAI Y, JIA C, LIANG W, et al. Effects of the submerged macrophyte *Ceratophyllum demersum* L. on restoration of a eutrophic waterbody and its optimal coverage[J]. *Ecological Engineering*, 2012, 40: 113-116.
- [8] 钱珍余, 陈梅. 不同沉水植物及其组合对水质的净化效果[J]. 安徽农业科学, 2019, 47(1): 64-67. QIAN Z Y, CHEN M. Purification effect of different submerged macrophytes and their combinations on water quality[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2019, 47(1): 64-67.
- [9] 任文君, 田在锋, 宁国辉, 等. 4种沉水植物对白洋淀富营养化水体净化效果的研究[J]. 生态环境学报, 2011, 20(2): 345-352. REN W J, TIAN Z F, NING G H, et al. Purification efficiency of four species submerged macrophytes for the eutrophic water in Baiyangdian Lake[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(2): 345-352.
- [10] 吴振斌, 邱东茹, 贺锋, 等. 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, 2003, 14(8): 1351-1353. WU Z B, QIU D R, HE F, 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.
- [11] 胡方旭, 张弘杰, 秦梦钰, 等. 苦草、轮叶黑藻对养殖水体的净化效果研究[J]. 环境科学与技术, 2019, 42(增刊1): 14-21. HU F X, ZHANG H J, QIN M Y, et al. The purification effects of *Vallisneria spiralis* and *Hydrilla verticillata* on aquaculture water[J]. *Environmental Science and Technology*, 2019, 42(Suppl 1): 14-21.
- [12] 潘保原, 杨国亭, 穆立嵩, 等. 3种沉水植物去除水体中氮磷能力研究[J]. 植物研究, 2015, 35(1): 141-145. PAN B Y, YANG G T, MU L Q, et al. Removal ability of three submerged macrophytes on nitrogen and phosphorus from water[J]. *Bulletin of Botanical Research*, 2015, 35(1): 141-145.
- [13] 梁玉婷, 孙宏兵, 任爱萍, 等. 15种水生景观植物对磷的去除能力[J]. 贵州农业科学, 2021, 49(9): 108-115. LIANG Y T, SUN H B, REN A P, et al. Phosphorus removal efficiency of 15 aquatic landscape plant[J]. *Guizhou Agricultural Sciences*, 2021, 49(9): 108-115.
- [14] 徐志婧, 刘维, 苏振铎, 等. 4种沉水植物对再生水中氮磷的去除速率和耐受范围[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2015, 43(8): 181-188. XU Z Q, LIU W, SU Z D, et al. Removal and tolerance of 4 submerged plants to nitrogen and phosphorus in reclaimed water[J]. *Journal of Northwest A&F University (Natural Science Edition)*, 2015, 43(8): 181-188.
- [15] LEHMANN J, JOSEPH S. Biochar for environmental management: An introduction[J]. *Biochar for Environmental Management Science & Technology*, 2009, 25(1): 15801-15811.
- [16] CUI X, DAI X, KHAN K Y, et al. Removal of phosphate from aqueous solution using magnesium-alginate/chitosan modified biochar microspheres derived from *Thalia dealbata*[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 218: 1123-1132.
- [17] REN J, LI N, LI L, et al. Granulation and ferric oxides loading enable biochar derived from cotton stalk to remove phosphate from water[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 178: 119-125.
- [18] 王芳君, 桑倩倩, 邓颖, 等. 磁性铁基改性生物炭去除水中氨氮[J]. 环境科学, 2021, 42(4): 1913-1922. WANG F J, SANG Q Q, DENG Y, et al. Synthesis of magnetic iron modifying biochar for ammonia nitrogen removal from water[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(4): 1913-1922.
- [19] YIN Q, LIU M, REN H. Removal of ammonium and phosphate from water by Mg modified biochar: Influence of Mg pretreatment and pyrolysis temperature[J]. *Bioresources*, 2019, 14(3): 6203-6218.
- [20] 陈广婷. PVF复合物海绵的制备与性能研究[D]. 石家庄: 河北师范大学, 2014: 4-5. CHEN G T. Preparation and property research of PVF composite sponge[D]. Shijiazhuang: Hebei Normal University, 2014: 4-5.
- [21] WANG J, YE L. Structure and properties of polyvinyl alcohol/polyurethane blends[J]. *Composites Part B Engineering*, 2015, 69: 389-396.
- [22] GONG X, TANG C Y, PAN L, et al. Characterization of poly(vinyl alcohol)(PVA)/ZnO nanocomposites prepared by a one-pot method[J]. *Composites*, 2014, 60: 144-149.
- [23] DING S, FANG D, PANG Z, et al. Immobilization of powdery calcium silicate hydrate via PVA covalent cross-linking process for phospho-

- rus removal[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 645:937-945.
- [24] 龚苗苗, 蔡飞翔, 姜培坤, 等. 沉水植物型生态净化系统处理农田退水的总磷去除动力学研究[J]. 浙江农林大学学报, 2022, 39(1): 136-145. GONG M M, CAI F X, JIANG P K, et al. Kinetic modeling of total phosphorus removal from farmland drainage with submerged macrophyte ecological purification system[J]. *Journal of Zhejiang A&F University*, 2022, 39(1):136-145.
- [25] 罗良国, 陈崇娟, 赵天成, 等. 植物修复农田退水氮、磷污染研究进展[J]. 农业资源与环境学报, 2016, 33(1):1-9. LUO L G, CHEN C J, ZHAO T C, et al. Progress on phytoremediation of drainage water N and P pollution in farmland drainage ditches: A review[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2016, 33(1):1-9.
- [26] GODLEWSKA P, BOGUSZ A, DOBRZYŃSKA J, et al. Engineered biochar modified with iron as a new adsorbent for treatment of water contaminated by selenium[J]. *Journal of Saudi Chemical Society*, 2020, 24(11):824-834.
- [27] 蒋旭涛, 迟杰. 铁改性生物炭对磷的吸附及磷形态的变化特征[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(9):1817-1822. JIANG X T, CHI J. Phosphorus adsorption by and forms in Fe-modified biochar[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2014, 33(9):1817-1822.
- [28] 魏存, 吕豪豪, 汪玉瑛, 等. 铁改性稻壳生物炭对铵态氮的吸附效果研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2021, 27(4):595-609. WEI C, LÜ H H, WANG Y Y, et al. Adsorption effectiveness of ammonium nitrogen by iron-modified rice husk biochars[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2021, 27(4):595-609.
- [29] 卫小松, 夏品华, 袁果, 等. 湿地植物对富营养化水体中氮磷的吸收及去除贡献[J]. 西南农业学报, 2016, 29(2):408-412. WEI X S, XIA P H, YUAN G, et al. Absorption capacity and removal contribution of wetland plants to nitrogen and phosphorus in eutrophic water body[J]. *Southwest China Journal of Agricultural Sciences*, 2016, 29(2):408-412.
- [30] 刘淑娇. 水生植物联合微生物强化修复技术治理水体富营养化[J]. 分子植物育种, 2018, 16(8):2747-2752. LIU S J. Treatment of water eutrophication by aquatic plants combined with microbial enhanced remediation[J]. *Molecular Plant Breeding*, 2018, 16(8):2747-2752.
- [31] PANG S, ZHANG S H, LV X Y, et al. Characterization of bacterial community in biofilm and sediments of wetlands dominated by aquatic macrophytes[J]. *Ecological Engineering*, 2016, 97:242-250.

(责任编辑:李丹)