

阳澄湖围网养殖氮磷污染负荷分析

穆玉林, 石鸿韬, 赵博文, 孙承兴, 高月淑, 张振家, 李春杰
(上海交通大学 环境科学与工程学院, 上海 200240)

摘要: 以某养殖户(养殖面积约为 $6\,667\text{ m}^2$)为研究对象,构建污染负荷计算方法,并基于底泥氮磷释放试验和大闸蟹饵料代谢试验分析一个养殖周期内产生的氮磷污染负荷。研究结果表明,TN、TP的释放速率分别为 3.17 和 $0.12\text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,释放的氮形态主要为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,磷形态主要为溶解性总磷。单位质量大闸蟹每天代谢产生的最大TN和TP负荷分别为 35.22 和 $3.40\text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$,排泄到水中的氮形态主要为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$,其来源主要是液态排泄物,磷形态主要为非溶解性磷,其来源主要是固态悬浮排泄物。同时还发现,玉米、带鱼、螺蛳等饵料的残留量分别为初始投加量的 59.6% 、 61.1% 和 13.2% 。一个养殖周期内,养殖的大闸蟹产生的氮和磷负荷最大值分别为 68.29 和 $7.05\text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,其中饵料残留的贡献最大,贡献率分别为 79.90% 和 83.83% ,其次是大闸蟹排泄物的贡献,贡献率分别为 15.47% 和 14.47% ,而底泥释放的贡献最小,贡献率分别为 4.63% 和 1.70% 。

关键词: 污染负荷; 生态坝; 围网养殖; 底泥; 氮; 磷

中图分类号: TU992.3 **文献标识码:** C **文章编号:** 1000-4602(2018)21-0086-06

Pollution Load of Nitrogen and Phosphorus from Cage Aquaculture in Yangcheng Lake

MU Yu-lin, SHI Hong-tao, ZHAO Bo-wen, SUN Cheng-xing, GAO Yue-shu,
ZHANG Zhen-jia, LI Chun-jie
(School of Environmental Science and Engineering, Shanghai Jiao Tong University, Shanghai 200240, China)

Abstract: A pollution load calculation method was constructed by taking a farm (aquaculture area of $6\,667\text{ m}^2$) as the research object, and the nitrogen and phosphorus loads generated in a breeding cycle were investigated by means of the sediment releasing test and crab feeding metabolism test. The results showed that TN was released at a rate of $3.17\text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ in the form of $\text{NO}_3^- - \text{N}$, while the releasing rate of TP was $0.12\text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ in the form of soluble total phosphorous. Feeding metabolism tests showed that the maximum daily productions of TN and TP per unit mass of crabs were $35.22\text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ and $3.40\text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, respectively. The nitrogen excreted into water was mainly from the liquid excrement in the form of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$; while most of the released phosphorus was in the form of insoluble phosphorus from solid suspended waste. It was also estimated that the residues of corn, hairtail and snail were 59.6% , 61.1% and 13.2% of the initial feeding amount, respectively. During a crab breeding cycle,

the maximum TN and TP loads produced by the crab aquaculture were $68.29 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ and $7.05 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, respectively, in which the contribution of feed residue was the largest (79.90% and 83.83%, respectively), followed by the contribution of crab excretion, which were 15.47% and 14.47%, respectively, while the contribution of sediment discharge was the smallest, which were 4.63% and 1.70%, respectively.

Key words: pollution load; ecological dam; cage aquaculture; sediment; nitrogen; phosphorus

围网养殖是湖泊养殖的主要形式^[1~3],但粗放式的养殖方式和高密度养殖导致水体生态系统受到破坏^[1,4,5],成为湖泊富营养化的重要原因^[5~7]。以阳澄湖为例,大闸蟹养殖面积最高时期占到整个湖区的90%,严重影响了阳澄湖的水生态环境^[8]。在此背景下,以生态坝为代表的原位生态修复技术应运而生^[9]。

吕哲等人^[10]的研究结果表明,生态坝对大部分水质指标均有改善效果,尤其有利于颗粒污染物的沉降,并可以促进沉水植物生长以及抑制浮游植物繁殖。倪志凡等人^[11]的研究表明,生态坝对总氮(TN)、总磷(TP)的去除潜力分别为8.43和0.67 $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。养殖产生的污染负荷是生态坝设计的关键参数^[9],目前以饵料作为水产养殖的污染起点测算污染负荷的研究较多^[12~14]。Zhang等人^[15]根据饵料转化率,并综合考虑饵料摄食量、水产动物生长量,计算了饵料引入的污染负荷。辛玉婷^[8]基于物料平衡法,得出了围网养殖区污染负荷的计算公式:污染负荷=饵料+幼蟹+底泥释放-成蟹收获-底泥沉积-水草收割量,该模型较为完整地评估了污染负荷,但该方法的部分参数较难获取,比如水草收割量及底泥沉积量只能依据养殖情况进行大致估算。

笔者基于生态坝设计,以阳澄湖大闸蟹围网养殖户为研究对象,通过污染源(饵料投加、底泥释放和水生动物排泄)分析养殖污染负荷,并结合底泥释放试验和饵料代谢试验,计算一个养殖周期内产生的氮磷污染负荷的最大值。

1 试验材料与方法

1.1 底泥氮磷释放试验

采样点位置如图1所示。该养殖户占地面积约为6 667 m^2 ,平均水深为1.5 m,选取4个采样点采集表层底泥(0~15 cm)及上覆水,采集时间为7月份,该阶段饵料喂养速率最大。



图1 围网养殖区采样点位置

Fig. 1 Location of sampling point in cage aquafarm

网养殖区底泥上覆水基本性质:TOC、TN、氨氮、TP、DO 分别为 (8.87 ± 0.19) 、 (0.43 ± 0.03) 、 (0.37 ± 0.03) 、 (0.12 ± 0.01) 和 $(3.76 \pm 0.01) \text{ mg/L}$,浊度为 $(5.7 \pm 0.01) \text{ NTU}$,温度为 $(32.9 \pm 0.01) ^\circ\text{C}$,pH 值为 9.3 ± 0.01 。

围网养殖区底泥基本性质:总碳(TC)、TN、TP 含量分别为 (36.91 ± 2.03) 、 (3.61 ± 0.12) 、 $(1.48 \pm 0.03) \text{ g/kg}$,总有机质(OM)为 $(8.5 \pm 0.25) \%$ 。

将不同采样点的新鲜底泥混合均匀之后设计3组平行试验,每组将混合均匀的1 500 g(湿质量)底泥平铺于聚乙烯试验缸中,尺寸为28 cm × 20 cm × 18 cm,再沿着管壁缓慢注入5 L去离子水,水深约为10 cm。于2017年7月14日—9月29日在光照培养箱中进行试验,光照比为14 h:10 h,光照强度设定为3 000 lx,日间温度为30 $^\circ\text{C}$,夜间温度为20 $^\circ\text{C}$,在0、4、7、10、14、21、28、42、56和70 d各取50 mL水样,测定TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、TP、溶解性总磷(DTP)、溶解性正磷酸盐(PO_4^{3-})、pH值、温度、DO等指标,并用去离子水补充因取样、水分蒸发而损失的水,期间用HCl/NaOH将上覆水pH值稳定在9.3。

1.2 大闸蟹饵料代谢试验

在大闸蟹收获季节开展大闸蟹代谢试验,该时期的大闸蟹代谢能力强,而且喂养频率及喂养量均为养殖周期内的最高值。选取9只阳澄湖养殖出产

的成年大闸蟹,质量分别为225、200、170、210、195、170、205、175、175 g,分别放置在室内9个聚乙烯试验缸(28 cm × 20 cm × 18 cm)中。试验期间需投加饵料(玉米、带鱼、螺蛳),其基本性质(以干质量计):玉米、带鱼、螺蛳的TN含量分别为15.7、93.0、68.3 g/kg,TP含量分别为3.5、7.8、3.2 g/kg,含水率分别为20.5%、73.9%、40.4%。

饵料代谢试验模拟实际喂养频率(2 d喂食1次),向试验缸中添加4 L曝气除氯的自来水,期间不间断曝气使溶解氧保持在9 mg/L以上。试验开始前,首先对大闸蟹进行6 h的饥饿处理,以使其适应养殖环境,同时取50 mL水样,测定试验初始水质指标。试验开始后,依据养殖经验,按饵料:大闸蟹的湿质量比分别为0.009 4:1、0.034:1、0.012:1投加饵料,代谢48 h后再取50 mL水样测定相关水质指标。

1.3 检测分析方法

TN采用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法测定, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 采用纳氏试剂分光光度法测定,硝态氮采用紫外分光光度法测定, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 采用N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定,TP、DTP以及 PO_4^{3-} 采用过硫酸钾消解-钼锑抗分光光度法测定,浊度、pH值、温度和DO采用Hydrolab多功能水质监测仪测定。底泥中氮、磷的释放速率按照文献[14]计算。

各饵料中TN含量采用元素分析仪测定,TP含量采用硫酸/过氧化氢消解-钒钼黄比色法测定。饵料及残留饵料在105℃条件下烘干至恒质量后测定干质量,并根据湿质量计算含水率。

单位质量大闸蟹每天排泄产生的污染量按式(1)计算。

$$D = \frac{(C_n - C_0) V_d}{MT_0} \quad (1)$$

式中, D 为单位质量大闸蟹每天排泄产生的污染量, $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; C_n 为试验结束后(48 h后)养殖水中营养物质的浓度, mg/L ; V_d 为养殖水体积, L ; C_0 为试验开始时养殖水中营养物质的浓度, mg/L ; T_0 为试验天数, d ; M 为养殖大闸蟹的湿质量, kg 。

2 结果与讨论

2.1 底泥中氮和磷的释放

图2为上覆水中氮和磷浓度的变化。由图2(a)可知,1~14 d中TN浓度呈现快速上升的趋势,

15~21 d中TN浓度略有降低,21 d后趋于稳定,平均值约为0.77 mg/L。进一步分析不同形态的氮发现,上覆水中氮的形态主要为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,占TN的72.97%,其变化趋势与TN基本一致, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在14 d之后即达到平衡,浓度约为0.17 mg/L,亚硝态氮浓度低于0.02 mg/L。由图2(b)可知,1~7 d中TP浓度快速上升,8~10 d中TP浓度略有下降,之后继续上升,21 d后TP浓度趋于稳定,平均值约为0.027 mg/L。试验过程中DTP/TP的平均值为77.01%, PO_4^{3-} 浓度低于0.01 mg/L。

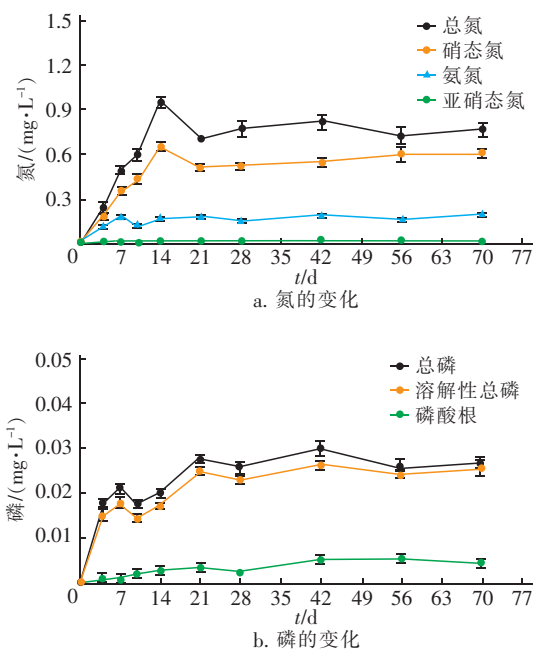


图2 上覆水中氮和磷的浓度变化

Fig. 2 Change of nutrient concentration in overlying water

试验初期(0~21 d),根据分子扩散原理,由于上覆水中氮和磷的浓度与底泥中氮和磷的浓度形成较大的浓度梯度,导致上覆水中TN、TP浓度整体呈现上升趋势,且该过程为动态平衡,使得上覆水中TN、TP浓度在某些时段出现一定的波动。21 d后,浓度梯度降低,TN、TP浓度的变化趋于稳定。上覆水中, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量较高,这是因为在温度为25℃、弱碱性条件下,溶解氧充足的环境比较适宜硝化细菌的生长,促进了硝化反应。

经计算,TN的释放速率为 $3.17 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的释放速率为 $1.55 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,氨氮的释放速率为 $1.17 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,总磷的释放速率为 $0.12 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。阳澄湖养殖区水质偏碱性,溶解氧充足,但是在温度较高的夏季,溶解氧低于养殖

标准(5 mg/L)。以此次采集的7月份养殖区水质为例,pH值为9.3,DO浓度为3.76 mg/L,水温为32.9℃,相关文献指出^[10,16,17],碱性、高温及较低的溶解氧均有利于底泥氮和磷的释放,因此可认为该释放速率是养殖区在一个养殖周期内底泥的最大释放速率。

2.2 大闸蟹的排泄与饵料残留

图3为一个试验周期内(2 d)养殖水的水质变化情况。由图3(a)可知,48 h内,大闸蟹的排泄物导致养殖水中TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的浓度分别增加了209.72%、303.55%、73.21%,而 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度降低了10%。由于试验在大闸蟹的收获季节进行,这一时期大闸蟹的代谢速度最快,产生的排泄物也最多,而排泄物中含有大量的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和尿素^[18],这是引起水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度急剧上升的主要原因。前期对阳澄湖养殖区的水质监测发现,这一时期阳澄湖水体中氨氮浓度也达到了最高水平,且 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 是该时期氮的主要形态,本试验结果印证了这一现象。从图3(b)可以看出,养殖水中TP浓度增长了22.46倍,其中非溶解性总磷占95%,溶解性总磷只占5%,这可能是由于粪便等排泄物中富含悬浮态含磷物质。根据式(1),大闸蟹排泄产生的TN为35.22 mg/(kg·d), $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为34.84 mg/(kg·d),TP为3.40 mg/(kg·d)。

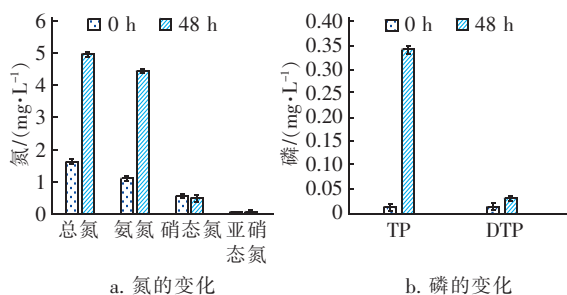


图3 养殖水水质的变化

Fig.3 Change of nutrient concentration in breeding water

试验结果表明,一个试验周期内,玉米、带鱼、螺蛳的残留率分别为59.6%、61.1%、13.2%。养殖过程中饵料没法精确投放,为保证养殖产量,往往会过度投放饵料,而饵料中富含营养物质,其分解过程也为浮游生物和藻类提供了丰富的营养源,一方面分解过程产生了大量的污染物质,另一方面浮游生物和藻类的生长也使得光照下降,水生植物消失,水环境恶化^[12]。因此,合理投放饵料,提高饵料利用

率,从而降低残留率对于湖泊水体污染控制具有重要意义。

2.3 污染负荷的计算

本试验构建了基于残留饵料、底泥释放和大闸蟹排泄的污染负荷计算方法(见图4),其以饵料作为污染起点,摄食饵料被水生动物代谢之后会产生固态和液态的排泄物,固态排泄物容易溶解或者悬浮于水中,并与液态排泄物一起污染水体。未摄食的饵料残留于水中或者沉积于底泥上,并为细菌、浮游生物及藻类提供营养物质,在其代谢过程中会不断向水体中释放污染物质。

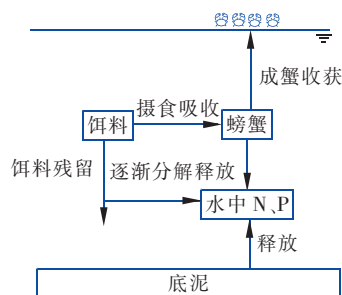


图4 围网养殖污染负荷计算模式

Fig.4 Pollution load calculation model of cage aquaculture

本试验按照残留饵料全部分解释放到水中来评估其污染负荷,并认为由此得到的污染负荷作为生态坝设计参数安全可靠。另外,底泥作为一个重要的污染交汇点,也在不断向水中释放污染物质^[12]。式(2)为基于该方法获得的污染负荷计算方法,由于饵料代谢试验和底泥释放试验获取的数据均可以代表其最大值,因此结合式(2)可计算一个养殖周期(3月—10月)内产生的最大氮和磷污染负荷。

$$\text{污染负荷}(Q) = \text{饵料残留} + \text{大闸蟹排泄} + \text{底泥释放} \quad (2)$$

由于底泥释放产生的污染负荷 = 营养物质释放的速率,因此 $Q_{\text{TN-底泥释放}}$ 为3.17 mg/(m²·d), $Q_{\text{NO}_3^- - \text{N-底泥释放}}$ 为1.55 mg/(m²·d), $Q_{\text{NH}_4^+ - \text{N-底泥释放}}$ 为1.17 mg/(m²·d), $Q_{\text{TP-底泥释放}}$ 为0.12 mg/(m²·d)。

大闸蟹饵料代谢试验得出 D_{TN} 为35.22 mg/(kg·d), $D_{\text{NH}_4^+ - \text{N}}$ 为34.84 mg/(kg·d), D_{TP} 为3.40 mg/(kg·d),养殖区一个养殖周期内蟹苗投放量为 1×10^4 只,单只大闸蟹质量平均为0.2 kg,根据式(3)得出大闸蟹排泄产生的污染负荷值 $Q_{\text{TN-大闸蟹排泄}}$ 为

10.57 mg/(m²·d), $Q_{\text{NH}_4^+-\text{N}-\text{大闸蟹排泄}}$ 为 10.45 mg/(m²·d), $Q_{\text{TP}-\text{大闸蟹排泄}}$ 为 1.02 mg/(m²·d)。

$$Q_{\text{大闸蟹排泄}} = \frac{DSM}{A} \quad (3)$$

式中, $Q_{\text{大闸蟹排泄}}$ 为大闸蟹排泄产生的污染负荷, mg/(m²·d); D 为单位质量大闸蟹每天排泄产生的污染量, mg/(kg·d); S 为养殖数量, 只; M 为平均质量, kg; A 为养殖区面积, 本试验为 6 667 m²。

该养殖区一个养殖周期内要投放 1 650 kg 玉米、3 300 kg 带鱼、1 200 kg 螺蛳, 基于大闸蟹生长代谢试验, 根据式(4) 计算得出饵料残留产生的 $Q_{\text{TN}-\text{饵料残留}}$ 为 54.57 mg/(m²·d), $Q_{\text{TP}-\text{饵料残留}}$ 为 5.91 mg/(m²·d)。

$$Q_{\text{饵料残留}} = \frac{\sum_{i=0}^n [k_i x_i y_i (1 - z_i)]}{TA} \quad (4)$$

式中, $Q_{\text{饵料残留}}$ 为一个养殖周期内饵料残留产生的污染负荷, mg/(m²·d); k 为不同饵料的残留率, %; x 为对应饵料营养物质的含量, g/kg; y 为对应饵料一个周期内投放的质量, kg; z 为对应饵料的含水率, %; T 为养殖天数, 取 180 d; A 为养殖区面积, m²。

经计算, 一个养殖周期内, 养殖大闸蟹产生的最大氮负荷 Q_{TN} 为 68.29 mg/(m²·d), 最大磷负荷 Q_{TP} 为 7.05 mg/(m²·d)。如果不考虑水力交换, 则该负荷可以使养殖区水域每天的 TN、TP 浓度分别增加 45.53 和 4.70 μg/(L·d), 其中饵料残留对氮和磷污染负荷的贡献最大, 贡献率分别达到 79.90% 和 83.83%, 大闸蟹排泄物的贡献率分别为 15.47% 和 14.47%, 底泥释放的贡献率分别为 4.63% 和 1.70%。相较于饵料较缓慢的释放过程, 大闸蟹排泄和底泥释放会直接影响水质。由于饵料残留对污染负荷的贡献较大, 因此一方面要从源头控制, 合理投放饵料, 另一方面在生态坝设计过程中也要考虑培养合适的微生物和植物以降解污染物质。

3 结论

① 阳澄湖养殖区底泥中 TN、TP 的释放速率分别为 3.17、0.12 mg/(m²·d), 上覆水中氮的形态主要为硝态氮, 磷主要为溶解性总磷。

② 大闸蟹排泄释放到水中的氮形态主要为氨氮, 来源为液体排泄物; 磷主要为非溶解性磷, 来源为固态悬浮排泄物。大闸蟹养殖期间, 若按照常规投放比例会使饵料残留情况严重, 因此需要减少饵

料的投放量。

③ 在一个养殖周期内, 大闸蟹养殖产生的最大总氮负荷 Q_{TN} 为 68.29 mg/(m²·d), 最大总磷负荷 Q_{TP} 为 7.05 mg/(m²·d), 其中饵料残留对氮和磷污染负荷的贡献最大, 贡献率分别为 79.90% 和 83.83%; 其次为大闸蟹的排泄物, 贡献率分别为 15.47% 和 14.47%; 底泥释放的贡献最小, 贡献率分别为 4.63% 和 1.70%。

参考文献:

- [1] Sumaila U R, Bellmann C, Tipping A. Fishing for the future: An overview of challenges and opportunities [J]. *Martine Policy*, 2016, 69: 173–180.
- [2] Wang Q D, Cheng L, Liu J S, et al. Freshwater aquaculture in PR China: trends and prospects [J]. *Reviews in Aquaculture*, 2015, 7(4): 283–302.
- [3] Li X P, Li J R, Wang Y B, et al. Aquaculture industry in China: Current state, challenges, and outlook [J]. *Reviews in Fisheries Science*, 2011, 19(3): 187–200.
- [4] Guo L, Li Z, Xie P, et al. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China [J]. *Aquaculture International*, 2009, 17(3): 229–241.
- [5] Kripa V. Ecosystem approach to aquaculture [J]. *State of World Fisheries & Aquaculture*, 2015, 4(1): 40–41.
- [6] Ackefors H, Enell M. The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries [J]. *Journal of Applied Ichthyology*, 2010, 10(4): 225–241.
- [7] Sahu B C, Adhikari S, Dey L. Carbon, nitrogen and phosphorus budget in shrimp (*Penaeus monodon*) culture ponds in eastern India [J]. *Aquaculture International*, 2013, 21(2): 453–466.
- [8] 辛玉婷. 阳澄湖围网养殖污染负荷计算及其污染效应研究 [D]. 南京: 河海大学, 2007.
Xin Yuting. Study on the Pollution Load Calculation of Polluting Effect of Barrier Net Aquaculture in Yangcheng Lake [D]. Nanjing: Hohai University, 2007 (in Chinese).
- [9] Ni Z, Wu X, Li L, et al. Pollution control and in situ bioremediation for lake aquaculture using an ecological dam [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 172: 2256–2265.
- [10] 吕哲, 倪志凡, 肖德茂, 等. 生态坝对阳澄湖养殖水体的原位修复研究 [J]. *中国给水排水*, 2015, 31(1): 22

- 26.
- Lyu Zhe, Ni Zhifan, Xiao Demao, *et al.* In-situ remediation of polluted aquaculture water in Yangcheng Lake by ecological dam[J]. *China Water & Wastewater*, 2015, 31(1):22-26 (in Chinese).
- [11] 倪志凡, 黎岭芳, 陆嘉麒, 等. 生态坝微生物与水生植物的水质净化机制研究[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(5):32-37.
- Ni Zhifan, Li Lingfang, Lu Jiaqi, *et al.* Mechanism of water quality purification by microorganisms and aquatic plant in eco-dam [J]. *China Water & Wastewater*, 2016, 32(5):32-37 (in Chinese).
- [12] Davis D A. *Feed and Feeding Practices in Aquaculture* [M]. Cambridge: Woodhead Publishing, 2015.
- [13] Guo K, Zhao W, Jiang Z Q, *et al.* A study of organic carbon, nitrogen and phosphorus budget in jellyfish-shellfish-fish-prawn polyculture ponds[J]. *Aquaculture Research*, 2017, 48(1):68-76.
- [14] 边蔚. 白洋淀水产养殖污染负荷与控制研究[D]. 北京:中国地质大学(北京), 2013.
- Bian Wei. Study on Pollution Load and Control of Aquaculture in Baiyangdian Lake[D]. Beijing: China University of Geosciences(Beijing), 2013 (in Chinese).
- [15] Zhang Y, Bleeker A, Liu J. Nutrient discharge from China's aquaculture industry and associated environmental impacts[J]. *Environ Res Lett*, 2015. DOI:10.1088/1748-9326/10/4/045002.
- [16] Wei X, Lu S Y. Effects of inactivation agents and temperature on phosphorus release from sediment in Dianchi Lake, China [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2015, 74(5):3857-3865.
- [17] Ni Z, Wang S. Historical accumulation and environmental risk of nitrogen and phosphorus in sediments of Erhai Lake, Southwest China [J]. *Ecol Eng*, 2015, 79:42-53.
- [18] Zhang K, Xie J, Yu D G, *et al.* A comparative study on the budget of nitrogen and phosphorus in polyculture systems of snakehead with bighead carp[J]. *Aquaculture*, 2017. DOI:10.1016/j.aquaculture. 2017. 10.004.



作者简介:穆玉林(1992-), 男, 陕西咸阳人, 硕士研究生, 主要从事水污染控制与资源化研究。

E-mail: muboyuan@163.com

收稿日期:2018-05-11

