

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第33卷 第3期

Vol.33 No.3

2012

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

典型排放源黑碳的稳定碳同位素组成研究 陈颖军,蔡伟伟,黄国培,李军,张干(673)

天山典型冰川区雪冰中碳质气溶胶浓度特征研究 王圣杰,张明军,王飞腾,李忠勤(679)

兰州市夏秋季颗粒物谱分布特征研究 赵素平,余晔,陈晋北,刘娜,何建军(687)

不同交通状况下道路边大气颗粒物数浓度粒径分布特征 杨柳,吴焯,宋少洁,郝吉明(694)

南京市夏季大气气溶胶新粒子生成事件分析 王红磊,朱彬,沈利娟,康汉青,刁一伟(701)

西北干旱区降水中 $\delta^{18}O$ 变化特征及其水汽输送 李小飞,张明军,李亚举,王圣杰,黄小燕,马潜,马雷宁(711)

海南东部河口和近岸海域总溶解态无机砷的分布及季节变化 曹秀红,任景玲,张桂玲,张金娥,杜金洲,朱德弟(720)

大辽河口痕量元素砷的河口混合行为 简慧敏,姚庆祯,于立霞,田琳(727)

渤海湾表层沉积物各形态重金属的分布特征与生态风险评价 徐亚岩,宋金明,李学刚,袁华茂,李宁(732)

青岛近岸表层海水中PAHs的分布特征及物源初步解析 李先国,邓伟,周晓,唐旭利,魏新运,王岩(741)

广西乐业大石围天坑群多环芳烃的干湿沉降 孔祥胜,祁士华,黄保健,张原,李杰(746)

上海宝山区城市土壤铅污染来源的同位素判别 董辰寅,张卫国,王冠,马鸿磊,刘圆,刘莹,叶雷平,俞立中(754)

溶质迁移模型在地下水有机污染源识别中的应用 王树芳,王丽亚,王晓红,林沛,刘久荣,辛宝东,贺国平(760)

地下水污染风险评估中特征污染物量化方法探讨 王俊杰,何江涛,陆燕,刘丽雅,张小亮(771)

用于地下水回灌的再生水预处理工艺研究 高滢滢,张薛,赵璇,赵刚(777)

菲律宾蛤仔养殖对胶州湾沉积物-水界面生源要素迁移的影响 邓可,刘素美,张桂玲,陆小兰,张经(782)

南京市九乡河流域景观格局空间分异对河流水质的影响 胡和兵,刘红玉,郝敬锋,安静(794)

上海都市农业村域地表水非点源氮素的时空分异特征 王楠,毛亮,黄海波,张进忠,周培(802)

不同粒径地表街尘中重金属在径流冲刷中的迁移转化 何小艳,赵洪涛,李叙勇,连宾,王小梅(810)

新型人工湿地对工业区降雨径流的净化研究 何丽君,马邕文,王金泉,李东亚,王艳(817)

改性膨润土应急截留液态有机物的性能及机制 李宇,刘贤君,张兴旺,雷乐成(825)

卵圆卡盾藻香港株过氧化氢产生的影响因素研究 江涛,吴霓,钟艳,江天久(832)

芽孢杆菌B1胞外活性物质对球形棕囊藻的溶藻特性研究 李蕾,赵玲,尹平河(838)

底泥对洋河水库微囊藻和鱼腥藻生长影响的研究 储昭升,张玉宝,金相灿,徐颖,杨红君(844)

新型无极准分子光源深度处理水相中含N-杂环化合物 叶招莲,汪斌,路娟娟,李峰,张仁熙(849)

La/Ce掺杂钛基二氧化铅电极的制备及电催化性能研究 郑辉,戴启洲,王家德,陈建孟(857)

DTT对三苯基甲烷染料脱色的研究 潘涛,刘大伟,任随周,郭俊,孙国萍(866)

pH及络合剂对亚铁活化 $S_2O_8^{2-}$ 氧化去除活性艳蓝的影响研究 张成,王金泉,马邕文,王艳,黄明智,兰明(871)

臭氧降解高浓度腐殖酸动力学 郑可,周少奇,杨梅梅(879)

采用体积信息熵表征颗粒污泥系统稳定性及其稳定机制 李志华,姬晓琴,李胜,谢磊,赵海龙,王晓昌(885)

活性污泥的理化性质与絮凝调理投药量的关系 李婷,王毅力,冯晶,徐萌(889)

不同颗粒龄的好氧颗粒污泥性能的研究 周曼,杨昌柱,濮文虹,罗应东,龚建宇(896)

颗粒粒径与数量对硝化与反硝化过程的影响 李志华,曾金锋,李胜,姬晓琴,王晓昌(903)

氧化沟不同曝气模式对氮磷去除性能的优化与比较 郭昌梓,彭党聪,陈雪梅,王丹(910)

生物沥浸的酸化效应对城市污泥脱水性能的影响 朱海凤,周立祥,王电站(916)

2种不同生物接触氧化工艺性能差异的微生物研究 钱殷,全向春,裴元生,马景赞,陶锬(922)

微生物群落对土壤微生物呼吸速率及其温度敏感性的影响 范分良,黄平容,唐勇军,李兆君,梁永超(932)

干旱沙区人工固沙植被演变过程中土壤有机碳氮储量及其分布特征 贾晓红,李新荣,周玉燕,李元寿(938)

密云水库上游流域土壤有机碳和全氮密度影响因素研究 王淑芳,王效科,欧阳志云(946)

外加营养源作用下微生物黏结剂对土壤团聚体的影响 莫艳华,汤佳,张仁铎,李方舟(952)

低分子量腐殖酸改性蒙脱土对黄曲霉素的吸附作用 姚佳佳,康福星,高彦征(958)

液固比对土壤洗涤去除多环芳烃效果的影响 吴威,姜林,陈家军,彭胜(965)

基于PPI的土地利用优化研究 武晓峰,李婷(971)

若尔盖高原湿地藻类多样性研究 陈曦,刘如钢,王艳芬,张洪勋(979)

3种杀真菌剂对AM真菌侵染和黄芩生长的影响 贺学礼,王平,马丽,孟静静(987)

崇明东滩夏季沉积物厌氧氨氧化菌群落结构与空间分布特征 郑艳玲,侯立军,陆敏,谢冰,刘敏,李勇,赵慧(992)

厌氧条件下2,2',4,4'-四溴联苯醚的微生物降解 卢晓霞,陈超琪,张姝,欧阳,尹力,吴蔚(1000)

重金属对白腐菌降解十溴联苯醚的影响 熊士昌,尹华,彭辉,何宝燕,龙焰,叶锦韶,张娜,彭素芬(1008)

有机农药滴滴涕和毒死蜱生物降解机制的分子模拟研究 林玉珍,曾光明,张娉,陈明,蒋敏,张嘉超,鲁伦慧,刘利锋(1015)

高效木薯渣分解复合菌群RXS的构建及其发酵特性研究 何江,毛忠贵,张庆华,张建华,唐蕾,张宏建(1020)

四环素类抗生素污染畜禽粪便的厌氧消化特征 童子林,刘元璐,胡真虎,袁守军(1028)

上推流厌氧反应器连续干发酵猪粪产沼气试验研究 陈闯,邓良伟,信欣,郑丹,刘刘,孔垂雪(1033)

《环境科学》征稿简则(878) 《环境科学》征订启事(1007) 信息(759, 770, 870, 1027)

菲律宾蛤仔养殖对胶州湾沉积物-水界面生源要素迁移的影响

邓可¹, 刘素美¹, 张桂玲¹, 陆小兰¹, 张经²

(1. 中国海洋大学海洋化学理论与工程技术教育部重点实验室, 青岛 266100; 2. 华东师范大学河口海岸学国家重点实验室, 上海 200062)

摘要: 通过培养实验测定了菲律宾蛤仔 (*Ruditapes philippinarum*) DIN 和 PO_4^{3-} 的排泄率和生物扰动作用对胶州湾沉积物-水界面营养盐交换通量的影响, 探讨了菲律宾蛤仔养殖对沉积物-水界面生源要素迁移的影响. 研究表明, 菲律宾蛤仔能够排泄 DIN 和 PO_4^{3-} , 但其生物扰动能够改变沉积物中生物地球化学过程, 减少排泄物中的 DIN 和 PO_4^{3-} 向水体释放. 在生物扰动作用下, 菲律宾蛤仔排泄的 DIN 和 PO_4^{3-} 中, 仅有 37% (DIN) 和 34% (PO_4^{3-} -P) 最终释放到水体中. 在考虑生物扰动作用的影响后, 养殖菲律宾蛤仔每年从水体滤除的生源要素中仅有 19% 的氮和 17% 的磷以无机营养盐形态完成再生过程返回到水层中, 其余部分以渔获量、生物难于利用形态或埋藏的沉积颗粒形态从水层中清除. 菲律宾蛤仔生物扰动条件下沉积物向水层释放 Si: N: P 的速率比约为 5: 18: 1, 其中 Si: N 和 Si: P 比远低于菲律宾蛤仔从水体中滤除的颗粒物. 因此菲律宾蛤仔养殖能够加速生物硅沉积, 加剧胶州湾水体中 Si 限制.

关键词: 营养盐; 沉积物-水界面; 生物扰动; 菲律宾蛤仔; 胶州湾

中图分类号: X714 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2012)03-0782-12

Influence of *Ruditapes philippinarum* Aquaculture on Benthic Fluxes of Biogenic Elements in Jiaozhou Bay

DENG Ke¹, LIU Su-mei¹, ZHANG Gui-ling¹, LU Xiao-lan¹, ZHANG Jing²

(1. Key Laboratory of Marine Chemistry Theory and Technology, Ministry of Education, Ocean University of China, Qingdao 266100, China; 2. State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200062, China)

Abstract: Nutrient excretion rates and the impact of *Ruditapes philippinarum* on benthic nutrient fluxes were measured by incubation experiments, and these results were used to assess the effect of *R. philippinarum* aquaculture on nutrient recycling in Jiaozhou bay. Our research indicates that the bioturbation of *R. philippinarum* would modify biogeochemical progresses in sediment, and restrain nutrients excreted by *R. philippinarum* releasing to overlying water. Only 37% DIN and 34% PO_4^{3-} -P excreted by *R. philippinarum* were released to seawater across the sediment-water interface due to bioturbation of *R. philippinarum*. According to the reduction of nutrient exchange across the sediment-water interface by bioturbation, only 19% (N) and 17% (P) of biogenic elements fed by *R. philippinarum* can be recycled and returned to seawater, while the others would be removed from seawater in Jiaozhou Bay. The ratios of Si: N and Si: P of nutrients released from sediment to seawater with bioturbation of *R. philippinarum* were about 5: 18 and 5: 1, which were far less than Redfield ratios. Therefore, aquaculture of *R. philippinarum* should promote BSi biodeposition to sediment and reduce the nutrient ratios of Si: N and Si: P in seawater of Jiaozhou bay.

Key words: nutrient; benthic nutrient fluxes; bioturbation; *Ruditapes philippinarum*; Jiaozhou Bay

滤食性底栖贝类是浅海生态系统中一个重要的底栖动物生态类群,也是一类重要的养殖品种,其中菲律宾蛤仔 (*Ruditapes philippinarum*) 在胶州湾海域已成为底栖动物主要优势物种^[1,2]. 由于具有较强的滤食能力,菲律宾蛤仔已成为联系水层和沉积物的纽带^[3]. 菲律宾蛤仔通过滤食水层浮游生物或碎屑移除水层中的营养元素,其同化的营养元素一部分转化为蛤仔的生物量,其余部分以无机营养盐形态排泄至体外^[4]. 同时,菲律宾蛤仔生物扰动能够改变沉积物中生物地球化学过程^[5,6],进而影响营养盐在沉积物-水界面的交换^[7],阻碍或加速营养盐的再生. 因此,底栖

动物的排泄和生物扰动共同影响沉积物-水界面营养盐交换通量和营养盐的再生过程.

目前对菲律宾蛤仔氮和磷排泄率已有详细研究^[8-10],并被用于预测菲律宾蛤仔养殖对水体中生源要素的贡献^[11,12],但菲律宾蛤仔生物扰动对沉积物-水界面营养盐交换通量影响的研究还鲜见报道.

收稿日期: 2011-04-17; 修订日期: 2011-09-22

基金项目: 国家重点基础研究发展规划 (973) 项目 (2011CB409802); 国家自然科学基金项目 (40506025, 40606023)

作者简介: 邓可 (1977 ~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为海洋生物地球化学, E-mail: dengke9@sohu.com

对包括双壳类在内的底栖动物生物扰动研究表明, 生物扰动可能显著改变沉积物-水界面营养盐交换通量^[13-16]. 由于胶州湾海域菲律宾蛤仔养殖范围广、产量高, 认识菲律宾蛤仔生物扰动的作用对理解胶州湾海域生源要素生物地化循环过程具有重要的意义.

1 材料与方法

沉积物采样站位($E120^{\circ}15'$, $N36^{\circ}10'$)邻近胶州湾西北部菲律宾蛤仔养殖区(图 1), 水深为 6 m, 沉积物粒度与邻近的蛤仔养殖场相似, 均为砂质粉砂^[17]. 蛤仔养殖场由于人为投放蛤仔苗种, 菲律宾蛤仔种群丰度远高于采样站位, 但采样站位的其他底栖动物种类组成与邻近蛤仔养殖场近似^[17]. 于 2007 年 4 月用 0.05 m^3 改良型 Gray-Ohara 箱式采泥器采集沉积物样品. 用高度为 30 cm 的有机玻璃管从箱式采泥器中获取柱状样 4 个, 其中沉积物深度为 15 cm, 用于测定菲律宾蛤仔养殖前沉积物-水界面营养盐交换通量的背景值(A 组). 同时采集该站位底层水, 并用 $0.45\ \mu\text{m}$ 孔径的醋酸纤维膜过滤, 用作培养实验上覆水. 另取箱式采泥器采集的沉积物样品用 0.5 mm 孔径网筛滤除大型底栖动物并均质化后, 置于 $25\text{ cm} \times 25\text{ cm} \times 30\text{ cm}$ (长 \times 宽 \times 高) 培养箱内, 使沉积物厚度达到 15 cm, 然后加入过滤海水, 使水深达到 10 cm. 充气预培养 7 d, 以恢复沉积物中微生物活性及间隙水浓度剖面结构, 用于测定菲律宾蛤仔生物扰动作用下沉积物-水界面营养盐交换通量.

菲律宾蛤仔穴居深度随个体大小、底质组成和季节变化而有所差异, 但总体而言, 大多数菲律宾蛤仔穴居深度为 $3\sim 15\text{ cm}$ ^[1]. 因此本研究中沉积物深度不会限制菲律宾蛤仔的活动.

培养用菲律宾蛤仔购自市场, 挑选规格一致(壳长为 $23.2\text{ mm} \pm 2.0\text{ mm}$, 带壳鲜重为 $4.2\text{ g} \pm 0.7\text{ g}$)、进出水口活动正常的健康个体, 去除贝壳表面附着物后置于水族箱内驯化培养 7 d, 驯化期间保持充气并每日更换未过滤海水.

培养实验分组情况见图 2. A 组用于测定菲律宾蛤仔养殖前自然条件下沉积物-水界面营养盐交换通量的背景值, B 组用于测定菲律宾蛤仔的排泄率, C 组用于测定无菲律宾蛤仔扰动条件下的沉积物-水界面营养盐交换通量, D 组用于测定菲律宾蛤仔扰动条件下的沉积物-水界面营养盐交换通量.

A 组沉积物柱状样采集后立即置于避光条件

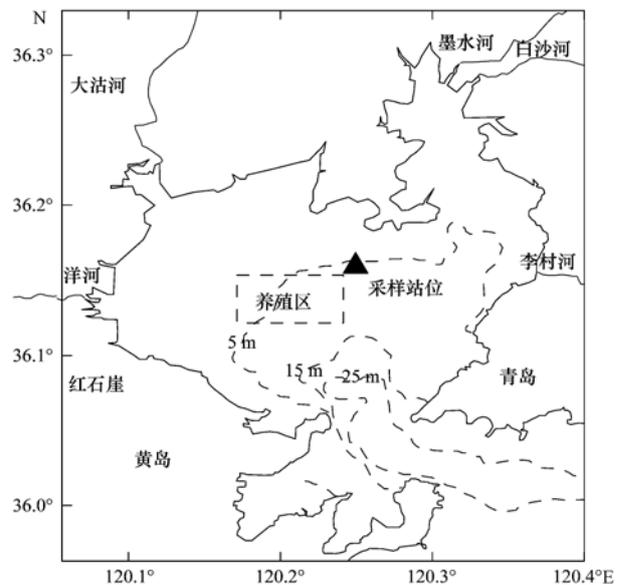


图 1 沉积物采样站位及邻近蛤仔养殖区位置

Fig. 1 Sampling location and adjacent aquafarm of *R. philippinarum* in Jiaozhou Bay

下, 并尽快运回实验室. 缓慢向含有沉积物柱状样的培养管中加入 15 cm 上覆水, 尽量避免扰动沉积物. 采用密封式磁力搅拌设计, 磁力搅拌子距沉积物-水界面高度约 5 cm, 搅拌速度为 $60\sim 80\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$, 以保证培养管内水体均匀混合且不会搅动沉积物^[18]. 培养管放置于水浴避光条件下培养, 共设置 4 个平行样. 培养期间温度保持在 $15^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, 培养时间为 24 h, 分别于培养开始后 0、2、4、8、12、16 和 24 h 采集培养管内水样 50 mL, 用于营养盐测定. 同时用等量过滤海水进行补充, 培养结束时用校正后的溶氧探头测定上覆水中溶氧. 由于 A 组沉积物未经过均质化处理, 因此在实验前未进行预培养.

B、C 和 D 组均采用 $25\text{ cm} \times 25\text{ cm} \times 30\text{ cm}$ 规格的培养箱进行培养. B 组培养箱中倒入深度为 10 cm 的过滤海水, 但不加入沉积物, 然后放入 30 只已称重菲律宾蛤仔进行培养, 其水层营养盐变化速率用于计算菲律宾蛤仔营养盐排泄率. 为便于与其他组进行比较, 其排泄率依据培养实验中菲律宾蛤仔密度换算为单位面积菲律宾蛤仔排泄率. 由于本实验测定基础代谢产生的排泄率, 菲律宾蛤仔在培养阶段不喂食. C 组培养箱中装有深度为 15 cm 的均质化沉积物, 并经过 7 d 预培养; 培养前用过滤海水更换上覆水, 上覆水深度为 10 cm; 培养箱内不放入菲律宾蛤仔, 其水层营养盐变化速率用于计算无生物扰动条件下沉积物-水界面营养盐交换通量. D 组

培养条件与 C 组相同,但在预培养后向培养箱中放入 30 只已称重菲律宾蛤仔,其水层营养盐变化速率用于计算生物扰动条件下沉积物-水界面营养盐交换通量. 以上各组均设置 2 个平行样,培养时间为 5 d. 培养期间,培养箱用红黑双层布避光,置于水浴条件下,水温保持在 $15^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$,并向上覆水中充入空气,每间隔 12 h 或 24 h 更换新鲜上覆水,并在上覆水更换前后采集培养箱内上覆水样用于营养盐测定. 在培养第 6 d,结束培养,并用间隙水采样器 (Rhizon sampler) 按 1 cm 间隔分层采集沉积物间隙水样.

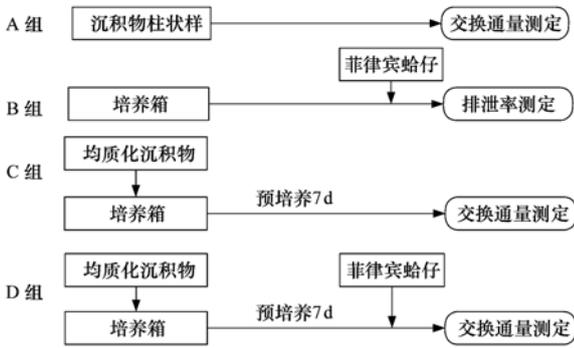


图 2 培养实验分组及设计

Fig. 2 Treatment groups in incubation experiments

营养盐样品采集后,立即用 $0.45 \mu\text{m}$ 孔径的醋酸纤维膜过滤,加入 HgCl_2 固定保存于高密度聚乙烯塑料瓶中. 在营养盐自动分析仪 (SKALAR, San^{plus} System) 上用分光光度法测定溶解态无机营养盐浓度^[19].

沉积物-水界面营养盐交换通量根据上覆水中

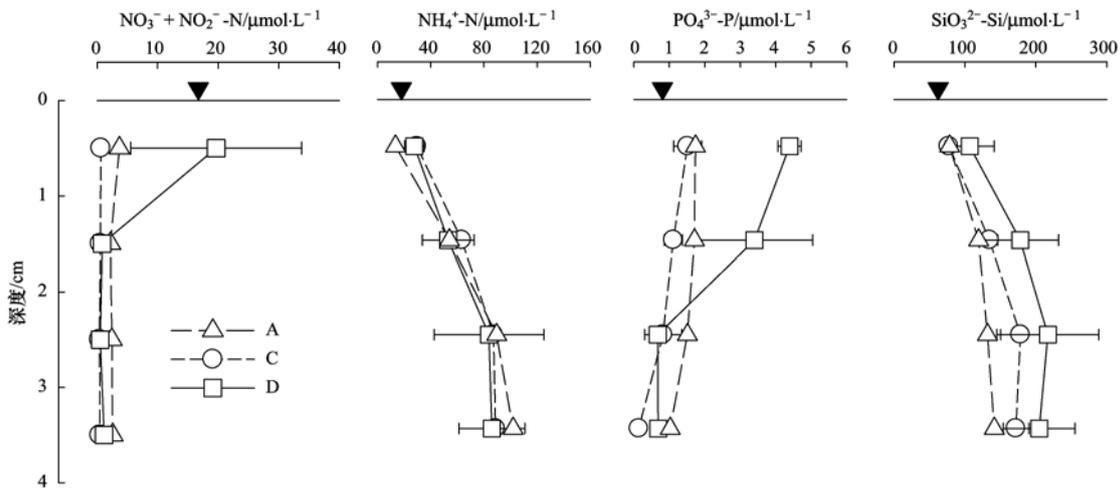
营养盐浓度与时间变化关系进行计算^[20]. 沉积物-水界面营养盐通量计算中,正值表示营养盐由沉积物向上覆水方向迁移,负值表示营养盐由上覆水向沉积物方向迁移. 分子扩散速率是沉积物-水界面物质交换通量的重要组成部分,依据沉积物-水界面两侧的营养盐浓度梯度,采用 Fick's 第一定律计算^[21]. 菲律宾蛤仔排泄率依据 B 组水体中营养盐浓度与时间变化关系计算^[11].

2 结果与分析

2.1 间隙水营养盐垂直分布及分子扩散速率

各实验组间隙水营养盐垂直分布见图 3. 间隙水 DIN 主要以 NH_4^+ -N 形态存在, NO_x^- -N 浓度平均仅占 DIN 的 4% (A 组)、0.7% (C 组) 和 8% (D 组). 表层 (深度为 0 ~ 1 cm) 间隙水 NH_4^+ -N 浓度仅为 $13.6 \sim 29.7 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, 接近或略大于上覆水浓度 ($17.4 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$), 随深度增加, NH_4^+ -N 浓度逐渐升高. 虽然各组 PO_4^{3-} -P 浓度剖面存在差异, 但各组 PO_4^{3-} -P 浓度均随深度增加而减小. 表层间隙水 SiO_3^{2-} -Si 浓度略高于上覆水浓度, 随深度增加 SiO_3^{2-} -Si 迅速增加, 至 2 cm 深处趋于稳定.

A 组间隙水 NO_x^- -N 垂直分布与 C 组较接近, 在所有深度 NO_x^- -N 浓度都低于 $1 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, 远低于上覆水 NO_x^- -N 浓度 ($16.7 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$). 但 A 组各深度 NO_x^- -N 浓度均大于 C 组. 虽然 D 组 1 cm 以深间隙水 NO_x^- -N 浓度接近于 $1 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, 但 1 cm 以浅间隙水 NO_x^- -N 浓度却达到 $19.7 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, 高于上覆水 NO_x^- -N 浓度. A 组表层间隙水 NH_4^+ -N 浓度为 13.6



▼表示上覆水中营养盐浓度; C 组和 D 组各测定 2 个平行样, 图示为 2 次平行测定结果的平均值和测定范围

图 3 间隙水营养盐垂直分布

Fig. 3 Porewater nutrient profiles

$\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, 略低于 C 组和 D 组. C 组和 D 组 NH_4^+-N 垂直分布接近, 表层间隙水 NH_4^+-N 浓度都高于上覆水 ($14.2 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$), 并随深度变化浓度逐渐增加, 到 3 cm 以上处 NH_4^+-N 浓度趋于稳定.

A 组间隙水 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 垂直分布与 C 组相近, 但 A 组各深度间隙水 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 浓度均略高于 C 组. D 组 2 cm 以浅间隙水 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 浓度高于 C 组, 但 2 组间 2 cm 以深间隙水 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 浓度相近. C 组和 D 组表层间隙水 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 浓度均高于上覆水.

A 组间隙水 $\text{SiO}_3^{2-}-\text{Si}$ 浓度梯度略小于 C 组和 D 组, 且在 2 cm 以深浓度梯度小. C 组和 D 组间隙水 $\text{SiO}_3^{2-}-\text{Si}$ 浓度随深度变化趋势相似, 表层间隙水浓度都高于上覆水, 且随深度增加浓度逐渐增加, 在 3 cm 以深达到稳定. 虽然 D 组内平行样间存在较大差异, D 组各层间隙水 $\text{SiO}_3^{2-}-\text{Si}$ 浓度平均值都略大于 C 组.

在沉积物均质化过程中, 由于不同深度的沉积物经过充分混合, 可以认为均质化后间隙水中营养盐浓

度是均一的. 但预培养后, 在生物地化作用和分子扩散作用下间隙水营养盐在垂直方向重新形成梯度分布. A 组沉积物未经过均质化处理, 而 C 组间隙水中各种营养盐浓度及变化趋势均与 A 组近似. 可以认为, 经过预培养后间隙水营养盐垂直分布已经基本恢复自然状态, 因此 D 组与 C 组间隙水的差异可以反映生物扰动对间隙水营养盐垂直分布的改变.

浓度梯度驱动分子扩散是沉积物-水界面物质交换过程的重要组成部分. 依据沉积物-水界面营养盐浓度梯度计算得到分子扩散速率见表 1. 与无生物扰动的 C 组相比, 存在生物扰动的 D 组沉积物-水界面 NH_4^+-N 分子扩散速率略小, 但 C 组 NO_x^- 由上覆水向间隙水方向扩散, 而 D 组 NO_x^- 却由间隙水向上覆水方向扩散. 因此 C 组 DIN 由上覆水向间隙水方向缓慢扩散, 而 D 组 DIN 却由间隙水向上覆水方向扩散. $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 和 $\text{SiO}_3^{2-}-\text{Si}$ 在 C 组和 D 组都是由沉积物向上覆水方向扩散, 但 C 组 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 和 $\text{SiO}_3^{2-}-\text{Si}$ 扩散速率仅分别为 D 组的 22% 和 7%.

表 1 沉积物-水界面营养盐分子扩散速率/ $\text{mmol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$

Table 1 Nutrient diffusive fluxes across the sediment-water interface/ $\text{mmol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$

组别	DIN	$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- - \text{N}$	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$	$\text{SiO}_3^{2-} - \text{Si}$
C	-0.042	-0.385	0.343	0.009	0.027
D	0.366	0.065	0.301	0.041	0.399

2.2 沉积物-水界面营养盐交换通量及生物扰动的影响

A、C 和 D 组沉积物-水界面营养盐交换通量和菲律宾蛤仔营养盐排泄速率 (B 组) 及其随培养时间的变化见图 4 和图 5. 为便于比较菲律宾蛤仔排泄与生物扰动作用对上覆水营养盐补充速率的贡献, 图 4 和图 5 中 B 组菲律宾蛤仔对营养盐的排泄速率已转换为单位面积内蛤仔总排泄率.

A 组 DIN 和 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 由上覆水向沉积物方向都有极显著迁移 ($P < 0.01$), 沉积物-水界面 DIN 与 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 交换速率之比约为 12:1 (原子比). 与 DIN 和 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 迁移方向相反, 沉积物中 $\text{SiO}_3^{2-}-\text{Si}$ 向水层方向存在显著释放 ($P < 0.05$).

根据 B 组实验结果, 菲律宾蛤仔 DIN 排泄速率平均为 $(4.19 \pm 0.59) \mu\text{mol}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$ [$(8.44 \pm 1.18) \text{mmol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$], 与姜祖辉等^[22]测定结果 [15°C 条件下 NH_4^+-N 排泄率为 $5.05 \sim 6.86 \mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$] 近似. 姜祖辉等^[22]报道了菲律宾蛤仔排氨率与蛤仔个体大小负相关. 本研究选择带壳鲜重为 $4.2 \text{g} \pm 0.7 \text{g}$ 的 2 龄菲律宾蛤仔为研究对

象, 而养殖菲律宾蛤仔以 1~2 龄个体为主^[23], 因此本研究结果可能低估了菲律宾蛤仔的排泄率.

NH_4^+-N 排泄是贝类 DIN 排泄的主要形式, 而 NO_x^- 排泄在贝类 DIN 排泄中所占的比例可以忽略^[11, 24]. 本研究也支持菲律宾蛤仔 DIN 排泄中 NH_4^+-N 处于支配地位. 菲律宾蛤仔 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 平均排泄速率为 $(0.258 \pm 0.013) \mu\text{mol}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$ [$(0.52 \pm 0.03) \text{mmol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$], 排泄物中无机态 N:P 约为 16:1 (原子比), 与 Redfield 比值一致. 菲律宾蛤仔排泄过程释放的溶解态 $\text{SiO}_3^{2-}-\text{Si}$ 可以忽略, 其平均排泄率仅为 $(0.008 \pm 0.015) \mu\text{mol}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$ [$(0.017 \pm 0.030) \text{mmol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$].

无生物扰动的 C 组沉积物释放 DIN 平均速率为 $(0.270 \pm 0.090) \text{mmol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$, 仅为菲律宾蛤仔 DIN 排泄速率的 3%. 虽然 C 组 1 cm 以浅间隙水中 NO_x^- 浓度低于上覆水 (图 3), 但沉积物-水界面营养盐通量计算结果却表现为由沉积物向上覆水方向释放 NO_x^- , 其释放速率为 $(0.159 \pm 0.029) \text{mmol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$, 该现象可能与沉积物表层的硝化作用有关.

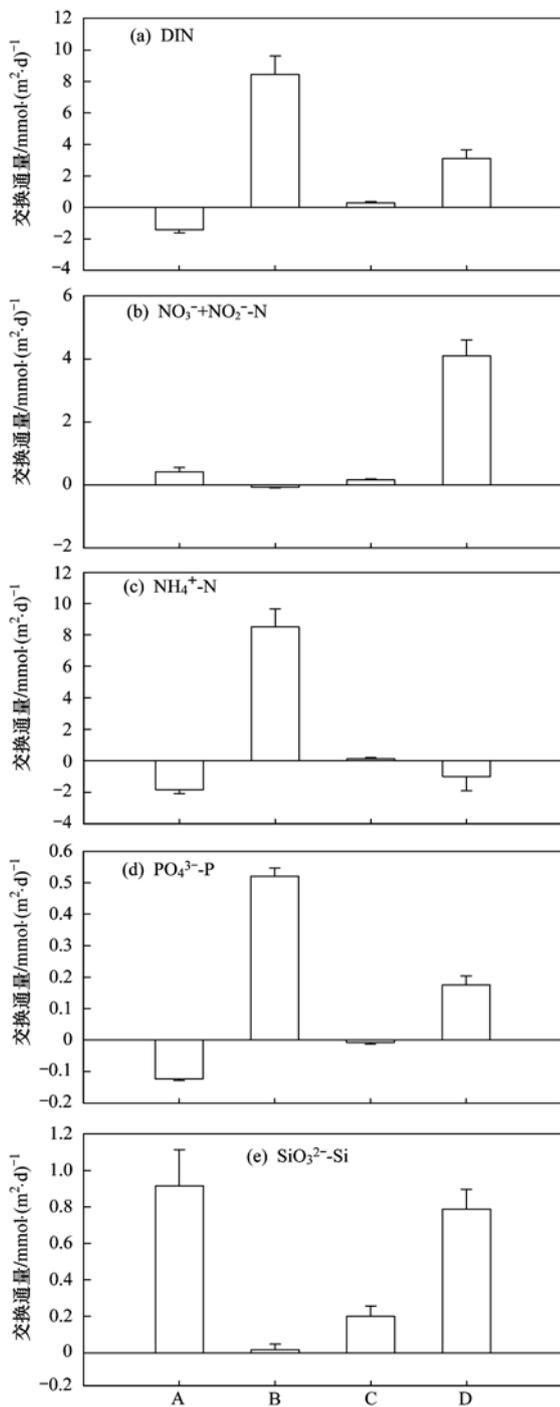
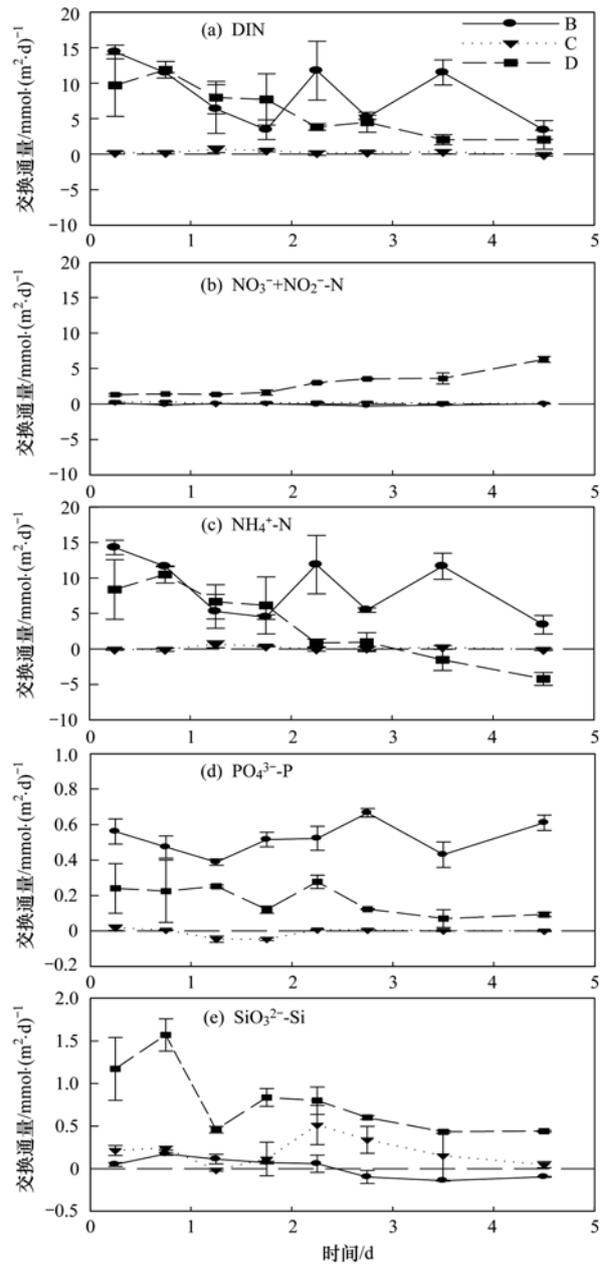


图4 沉积物-水界面营养盐交换通量与菲律宾蛤仔排泄速率

Fig. 4 Benthic nutrient fluxes and excretion ratios of *R. philippinarum*

在培养实验最初 2 d, D 组沉积物-水界面 DIN 平均交换通量为 $(9.31 \pm 1.34) \text{ mmol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 与单位面积菲律宾蛤仔排泄率 (B 组) 相比没有显著差异 ($P = 0.29$), 但随培养时间增加, D 组沉积物释放 DIN 速率逐渐减小 (图 5). D 组培养实验最初 2



虚线表示沉积物-水界面营养盐交换通量平衡点 (交换通量等于 0); 各组均测定 2 个平行样, 图示 2 次平行测定结果的平均值和测定范围

图5 沉积物-水界面营养盐交换通量与菲律宾蛤仔排泄速率随培养时间的变化

Fig. 5 Benthic nutrient fluxes and excretion ratios of *R. philippinarum* during the experimental period

d, DIN 在沉积物-水界面交换通量以 NH_4^+ -N 释放为主, NH_4^+ -N 释放速率为 NO_x^- -N 释放速率的 5.6 倍. 但在培养 2 d 后, D 组沉积物释放 DIN 速率 [平均值为 $(3.10 \pm 0.57) \text{ mmol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$] 显著减少 ($P < 0.01$), 沉积物 NO_x^- -N 释放速率 [平均值为 $(4.10 \pm 0.51) \text{ mmol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$] 显著增加 ($P < 0.01$),

NH_4^+ -N 则逐渐由沉积物向上覆水方向迁移转变为由上覆水向沉积物方向迁移. 在此期间, D 组沉积物 DIN 释放通量仅为单位面积菲律宾蛤仔排泄率的 37%. 为反映生物扰动稳定时的沉积物-水界面营养盐交换通量, 图 4 中 D 组采用培养 3~5 d 时测定的营养盐交换通量与其他各组进行比较.

无生物扰动的 C 组 PO_4^{3-} -P 由上覆水向沉积物方向有微弱迁移 [平均交换通量为 $(-0.007 \pm 0.006) \text{ mmol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$], 而依据浓度梯度预测的 PO_4^{3-} -P 分子扩散则由沉积物向上覆水方向释放 [$0.009 \text{ mmol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$]. D 组中沉积物-水界面 PO_4^{3-} -P 交换通量平均值为 $(0.175 \pm 0.029) \text{ mmol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 仅占单位面积菲律宾蛤仔 PO_4^{3-} -P 排泄量的 34%. D 组沉积物释放 DIN 和 PO_4^{3-} -P 速率比值约为 18:1 (原子比), 与排泄物中无机态 N:P 比接近 (16:1).

C 组沉积物 SiO_3^{2-} -Si 平均释放通量为 $(0.200 \pm 0.058) \text{ mmol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 显著高于通过浓度梯度预测的沉积物-水界面分子扩散速率 (表 1). D 组沉积物 SiO_3^{2-} -Si 释放速率显著高于 C 组 ($P < 0.01$), 其平均释放通量为 $(0.789 \pm 0.107) \text{ mmol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ (图 4).

C 组沉积物释放 NO_x^- -N 速率略低于 A 组. 虽然 A 组 NH_4^+ -N 和 PO_4^{3-} -P 由上覆水向沉积物迁移极显著 ($P < 0.01$), C 组沉积物与上覆水间 NH_4^+ -N 和 PO_4^{3-} -P 交换却不显著. C 组沉积物-水界面 SiO_3^{2-} -Si 迁移速率显著低于 A 组. C 组培养用沉积物在均质化过程中筛选了沉积物中的大型底栖动物, 因此生物扰动作用的差异可能是 A 组与 C 组间沉积物-水界面营养盐交换速率差异的原因.

3 讨论

3.1 菲律宾蛤仔对沉积物-水界面营养盐交换通量的影响

底栖动物在代谢过程中直接排泄 NH_4^+ 、 PO_4^{3-} 等营养盐, 同时其生物灌溉活动能够促进沉积物-水界面物质迁移过程, 增强沉积物中氧化氛围^[25], 改变沉积物中生物化学过程. 这些过程对沉积物-水界面营养盐交换通量的影响都被看作底栖动物生物扰动的作用.

菲律宾蛤仔排泄 DIN 的主要形态为 NH_4^+ -N, 排泄的 NO_x^- -N 则可以忽略. 但在菲律宾蛤仔生物扰动条件下 (D 组) 沉积物却向水体释放 NO_x^- -N, 并随培

养时间推移, NO_x^- -N 释放速率增加.

与 NO_x^- -N 相反, D 组沉积物释放 NH_4^+ -N 速率却随时间推移逐渐减小, 在实验后期甚至表现为上覆水 NH_4^+ -N 向沉积物迁移 (图 5). Hansen 等^[26] 也观察到在 *Nereis diversicolor* (多毛类) 定居初期沉积物会迅速释放 NH_4^+ -N, 随着培养的进行, 沉积物释放 NH_4^+ -N 速率显著降低, 而 NO_3^- -N 释放速率则逐渐增加. 在间隙水中氧化氛围较强时, NH_4^+ 能够通过硝化作用氧化为 NO_3^- 或 NO_2^- ^[27]. 生物扰动可以加速上覆水溶氧向沉积物扩散, 增强沉积物的氧化氛围^[25], 从而促进表层沉积物中硝化过程. Welsh 等^[28] 也证实底栖动物能够加速沉积物中的硝化过程. 在本研究中, D 组在培养后期沉积物中 DIN 释放以 NO_x^- -N 为主, 且沉积物释放 NH_4^+ -N 的速率显著低于菲律宾蛤仔 NH_4^+ -N 排泄速率 ($P < 0.01$), 表明在菲律宾蛤仔生物扰动条件下沉积物中存在迅速的硝化过程.

虽有研究者认为沉积物均质化过程会使沉积物暴露于溶氧中, 破坏原有的营养盐剖面结构, 促进硝化作用^[29], 但由于该方法能够排除其它大型底栖动物的影响和沉积物分布不均匀带来的误差, 因此被广泛用于定量大型底栖动物的生物扰动作用^[13,16,30,31]. 为避免沉积物均质化对沉积物中生物地球化学过程的影响, 多数研究采用 7~14 d 的预培养来恢复沉积物氧化氛围^[13,26,31]. 本研究中无生物扰动组 (C 组) 在培养结束后, 间隙水垂直剖面与环境背景 (A 组) 相近 (图 3), 因此笔者认为通过 7 d 的预培养过程, 能够基本恢复原有的沉积物氧化-还原氛围, 可以忽略均质化处理对沉积物中硝化过程的影响.

培养实验 2 d 后, 菲律宾蛤仔生物扰动条件下 (D 组) 沉积物释放 DIN 速率显著低于菲律宾蛤仔 DIN 排泄速率 ($P < 0.05$). Blackburn 等^[32] 也发现沉积物-水界面 DIN 交换通量小于底栖动物排泄的 DIN. 生物扰动条件下沉积物释放的 DIN 小于底栖动物排泄的 DIN 现象, 并不能用硝化作用解释.

虽然沉积物对 NH_4^+ 的吸附能够影响 NH_4^+ -N 的释放^[33], 但生物扰动对 NH_4^+ 的沉积物吸附系数改变微弱^[26]. 考虑到菲律宾蛤仔生物扰动对间隙水中 NH_4^+ 浓度没有显著改变 (图 3), 因此可以忽略生物扰动改变沉积物 NH_4^+ 吸附能力对沉积物-水界面 NH_4^+ -N 交换通量的影响.

硝化作用能够为沉积物缺氧层中反硝化作用提

供 NO_3^- , 因此硝化作用能够促进沉积物中的反硝化过程, 这种硝化-反硝化耦合能够有效减少沉积物 DIN 的释放^[34]. D 组间隙水中存在高浓度的 NO_x^- -N, 为沉积物中硝化-反硝化耦合过程提供了条件. 由于 D 组沉积物释放 DIN 的速率仅为蛤仔排泄 NH_4^+ -N 速率的 37%, 可以认为菲律宾蛤仔生物扰动对沉积物中反硝化过程的促进, 部分抵消了菲律宾蛤仔排泄的 DIN 向水层的释放.

生物扰动条件下, 2 cm 以浅间隙水中 PO_4^{3-} 浓度高于无生物扰动的间隙水(图 3). 菲律宾蛤仔排泄直接释放 PO_4^{3-} , 能够引起间隙水中 PO_4^{3-} 升高. 此外, 生物扰动能够加速上覆水溶氧向间隙水中的扩散^[25], 也可能促进沉积物中有机质的降解过程, 从而使间隙水中 PO_4^{3-} 升高.

生物扰动对表层沉积物中氧化-还原氛围的改变^[25], 还能够促进表层沉积物中 Fe^{2+} 氧化为 Fe^{3+} ^[35], 而沉积物表层 Fe^{3+} 与 PO_4^{3-} 结合, 将抑制沉积物中 PO_4^{3-} 向上覆水的释放^[36,37]. 菲律宾蛤仔生物扰动条件下(D 组), 沉积物 PO_4^{3-} -P 释放速率显著低于菲律宾蛤仔排泄速率 ($P < 0.01$), 可能与菲律宾蛤仔改变表层沉积物的氧化-还原氛围有关. 因此菲律宾蛤仔生物扰动可能增强沉积物对 PO_4^{3-} 的保持力, 部分抑制菲律宾蛤仔排泄的 PO_4^{3-} -P 向水层释放. 但由于本研究未测定沉积物中的氧化还原电位, 且尚未见到对胶州湾沉积物中氧化还原电位垂直变化的报道, 因此菲律宾蛤仔对沉积物中氧化-还原氛围的改变尚待进一步研究.

虽然菲律宾蛤仔并不排泄 SiO_3^{2-} , 但菲律宾蛤仔生物扰动条件下(D 组)沉积物释放 SiO_3^{2-} -Si 速率却显著高于无生物扰动的沉积物(C 组, $P < 0.01$). 生物扰动条件下(D 组)间隙水中 SiO_3^{2-} -Si 浓度也高于无生物扰动的 C 组(图 3), 表明生物扰动可能加速了沉积物中的 SiO_3^{2-} -Si 再生速率. 生物扰动促进了微生物活性^[38], 而微生物则能够加速沉积物中生物硅的溶解过程^[39,40], 因此生物扰动可能加速沉积物中生物硅的再生速率. 滤食性底栖动物摄食的硅藻经过消化被破碎为细小碎屑后排出到沉积物中, 也可能增加微生物与硅藻碎屑的接触面积, 进一步加速生物硅的溶解.

在无生物扰动时, 沉积物-水界面营养盐交换主要由浓度差驱动分子扩散作用构成^[21], 而在存在生物扰动时, 底栖动物生物灌溉活动能够加速沉积物-水界面物质交换过程^[41]. 由于间隙水 SiO_3^{2-} 浓度高于上覆水(图 3), 因此生物扰动作用能够加速

沉积物中 SiO_3^{2-} -Si 向水层释放.

3.2 菲律宾蛤仔养殖对胶州湾水层生源要素的影响

评估贝类养殖对水体生源要素的影响主要涉及 2 个方面: ① 贝类促进营养盐再生过程对水层初级生产力营养盐需求的贡献^[12, 24]; ② 滤食性贝类对水层生源要素的清除作用^[29].

底栖贝类排泄能够直接释放溶解态营养盐, 其中有部分最终进入水层, 完成营养盐的再生过程. 目前已有文献采用贝类对 DIN 和 DIP 的排泄率估算养殖对水体中营养盐的贡献. 周毅等^[24]估算四十里湾夏季双壳类排泄的 N 和 P 分别能够满足该海域浮游植物初级生产消耗量的 44% 和 40%. 周兴^[12]依据菲律宾蛤仔的排泄率估算胶州湾蛤仔养殖将释放 NH_4^+ -N 约 $16.4 \text{ t} \cdot \text{d}^{-1}$, PO_4^{3-} -P 约 $7.2 \text{ t} \cdot \text{d}^{-1}$. 蒋红等^[11]认为乳山湾菲律宾蛤仔能够排泄 DIN 约 $86.3 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$, DIP 约 $15 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$.

但在生物扰动作用下, 底栖贝类排泄的营养盐仅有部分能够通过沉积物-水界面最终释放到水层中. 对比菲律宾蛤仔生物扰动条件下(D 组)沉积物释放的营养盐和菲律宾蛤仔排泄释放的营养盐(B 组)表明(图 4), 虽然菲律宾蛤仔能够排泄大量 DIN 和 PO_4^{3-} -P, 但在生物扰动作用下, 沉积物释放的营养盐仅占其排泄总量的 37% (DIN) 和 34% (PO_4^{3-} -P). Welsh 等^[28]也认为沉积物释放的 NH_4^+ -N 普遍少于底栖动物排泄物中的 NH_4^+ -N. 因此, 如果仅依据排泄率估算将大大高估菲律宾蛤仔养殖对水层营养盐再生的贡献.

滤食性贝类养殖缓解水层富营养化的作用正被逐渐认识^[29]. 养殖贝类在收获时以生物量形式将生源要素从生态系统中移除^[42]. 此外, 滤食性贝类以水层浮游生物或有机碎屑为食, 将水体中的生源要素转移到生物体内, 再以粪便、假粪等颗粒物形态将生源要素转移到沉积物中, 完成生物沉降过程^[43]. 贝类排泄物中的溶解态营养盐也可能被底栖微生物或藻类利用, 或成为沉积颗粒被埋藏, 或被转化为生物难于利用的形态^[44]. 沉积物也会吸附部分溶解态的 NH_4^+ -N 或 PO_4^{3-} -P^[33,37].

目前对贝类养殖清除水体生源要素的能力主要通过渔获量进行估算. 对烟台四十里湾的研究表明, 贝类养殖每年能以生物量形式从该海域清除 N 约 600 t、P 约 39.4 t^[42]. Lindahl 等^[45]认为贝类养殖将清除 Gullmar 湾水层中约 20% 的 N.

在本研究中, 菲律宾蛤仔扰动条件下沉积物-水

界面营养盐交换通量小于排泄释放的 DIN 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, 可以推测有一定比例的 N 和 P 以生物难于利用的形态被移除(如 N_2) 或埋藏(如 Fe^{3+} 结合态 P). 因此菲律宾蛤仔养殖除能以渔获量形式移除部分生源要素外, 还能够通过生物扰动作用改变沉积物中生源要素的生物地化过程, 增强菲律宾蛤仔移除水体生源要素的能力.

菲律宾蛤仔排泄释放营养盐的 N:P 比约为 16, 与 Redfield 比一致, 而排泄的溶解态 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 可以忽略. 在菲律宾蛤仔生物扰动条件下, 沉积物向水层释放的营养盐中 Si:N:P 比约为 5:18:1, 营养盐释放通量中 N:P 比与 Redfield 比基本一致, 但 Si:N 和 Si:P 比低于 Redfield 比. 一般认为海洋硅藻中 Si:N:P 的比例为 16:16:1^[46]. 假设菲律宾蛤仔从水体滤食的食物中 Si:N:P 比与硅藻相同, 菲律宾蛤仔养殖对水体中 Si 的清除效率将高于对 N、P 的清除效率.

李学刚等^[47]观察到胶州湾沉积物中 BSi:TN 远大于 1, 并认为胶州湾 BSi 分解速率远低于有机质的分解速率, 导致大部分 BSi 被埋藏在沉积物中, 不能参与再循环, 从而将水体中的 Si 永久清除, 是造成水体 Si 缺乏的根本原因. 近 50 年来, 胶州湾水体中 Si:N 和 Si:P 比已经大幅降低, 增加了水体中 Si 限制的可能性^[48]. 菲律宾蛤仔养殖对水层 Si 的清除效率高于对 N 和 P 的清除效率, 可能进一步增加胶州湾水体中 Si 的限制.

3.3 菲律宾蛤仔养殖在胶州湾生源要素收支中的作用

菲律宾蛤仔作为大规模养殖的滤食性底栖动物, 近年来在胶州湾海域养殖面积和产量始终维持在高位. 以 2003 年数据计算, 胶州湾海域菲律宾蛤仔产量达到 32×10^4 t, 占胶州湾海水养殖总量的 45% 以上^[23], 且菲律宾蛤仔对胶州湾颗粒有机碳现存量的摄食压力达到 90%^[3], 因此菲律宾蛤仔养殖可能对胶州湾海域生源要素的收支平衡产生重要影响.

依据胶州湾海域 2003 年菲律宾蛤仔养殖产量 32×10^4 t(带壳鲜重)^[23]、菲律宾蛤仔 DIN 平均排泄率 $4.19 \mu\text{mol} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 平均排泄率 $0.258 \mu\text{mol} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ (图 4) 计算, 养殖菲律宾蛤仔每年排泄 DIN-N 约 6.85×10^3 t, 排泄 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 约 9.34×10^2 t. 假设在生物扰动作用下, 菲律宾蛤仔排泄物中 DIN 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 经沉积物-水界面返回水层的比例与本研究结果相同(分别为 37% 和 34%), 胶州湾蛤仔养殖海域每年有 2.53×10^3 t(DIN-N) 和 $3.18 \times$

10^2 t($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$) 经沉积物-水界面再生返回水层.

郭永禄等^[49]调查得到胶州湾底播养殖菲律宾蛤仔干出肉率(干出肉率 = 干肉重/带壳鲜重)平均为 6.7%. 依据胶州湾海域 2003 年菲律宾蛤仔养殖产量 32×10^4 t(带壳鲜重)^[23]、蛤仔干肉中含有有机氮 $20.94 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 、有机磷 $2.32 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ^[50] 计算, 胶州湾内菲律宾蛤仔捕捞每年从胶州湾生态系统中清除有机氮和有机磷分别为 4.49×10^2 t 和 50 t.

滤食性贝类的滤食能力常用清滤率和摄食率来衡量, 但这 2 个指标受菲律宾蛤仔个体大小、饵料密度和栖息环境影响大^[3, 22, 51], 因此用清滤率和摄食率估算菲律宾蛤仔对水层生源要素的清除作用存在较大不确定性. 相对而言, 菲律宾蛤仔对食物的吸收率则比较稳定^[3], 饵料密度对吸收率仅有微弱影响^[51], 因此本研究采用食物吸收率来反推菲律宾蛤仔的滤食能力. 董波等^[51]测定菲律宾蛤仔对饵料有机质的吸收率为 57.93%, 与张继红等^[3]测定结果近似(即菲律宾蛤仔对食物中有机氮的吸收率为 53.9%, 对有机碳的吸收率为 55.7%), 尚未见到对有机磷吸收率的报道. 考虑到食物中有机氮和有机磷通常共存于藻类细胞或有机颗粒中, 在此笔者假设菲律宾蛤仔对有机磷的吸收率与有机氮的吸收率相同, 均为 53.9%.

动物体内物质收支方程为^[52, 53]:

$$I = F + U + P + G + R \quad (1)$$

式中, I 为从食物中获取的物质, 即摄食量, F 为粪便损失量, U 为排泄损失量, P 为生殖消耗量, G 为生长积累量, R 为呼吸量. 由于对菲律宾蛤仔 N 和 P 排泄率的研究并未区分排泄和呼吸过程^[11, 12], 因此将排泄损失量(U)和呼吸量(R)合并计算为总排泄量(U'). 因此动物对食物的吸收率(A)为:

$$A = (U' + P + G) / I \quad (2)$$

因生殖消耗量多不稳定, 在实际计算时常被忽略^[54, 55]. 若忽略生殖消耗量(即 $P = 0$), 式(2)可改写为:

$$I = (U' + G) / A \quad (3)$$

将上述胶州湾养殖菲律宾蛤仔排泄量(每年 6.85×10^3 t DIN、 9.34×10^2 t $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)和捕捞量(每年 4.49×10^2 t 有机氮、50 t 有机磷)结果代入式(3), 可计算得到菲律宾蛤仔每年自水层滤食的颗粒物中含有有机氮 1.35×10^4 t, 含有有机磷 1.82×10^3 t.

若不考虑生殖消耗量(即 $P = 0$), 依据动物体内物质收支方程(1), 动物通过粪便排出体外的物质

(F):

$$F = I - (U' + G) \quad (4)$$

由此计算得到菲律宾蛤仔每年通过粪便(含假粪)排出体外的 N 为 6.24×10^3 t, 排出体外的 P 为 8.42×10^2 t.

菲律宾蛤仔养殖对胶州湾水层生源要素收支的影响可以归纳如图 6. 胶州湾养殖菲律宾蛤仔能够从水体中滤食大量浮游生物和有机碎屑, 但仅有 19% 的氮 (2.53×10^3 t·a⁻¹) 和 17% 的磷 (3.18×10^2 t·a⁻¹) 以无机营养盐形态完成再生过程返回到水层中. 依据沉积物-水界面营养盐收支差额(图 6) 计算得到, 菲律宾蛤仔养殖每年能够从胶州湾水体中清除 N 约 1.05×10^4 t, 清除 P 约 1.46×10^3 t. Liu 等^[56]通过胶州湾营养盐收支平衡计算证实胶州湾是 N 和 P 的一个重要的汇. 菲律宾蛤仔养殖能够促进胶州湾水体中 N 和 P 的清除过程, 是胶州湾 N 和 P 汇的一个重要组成部分.

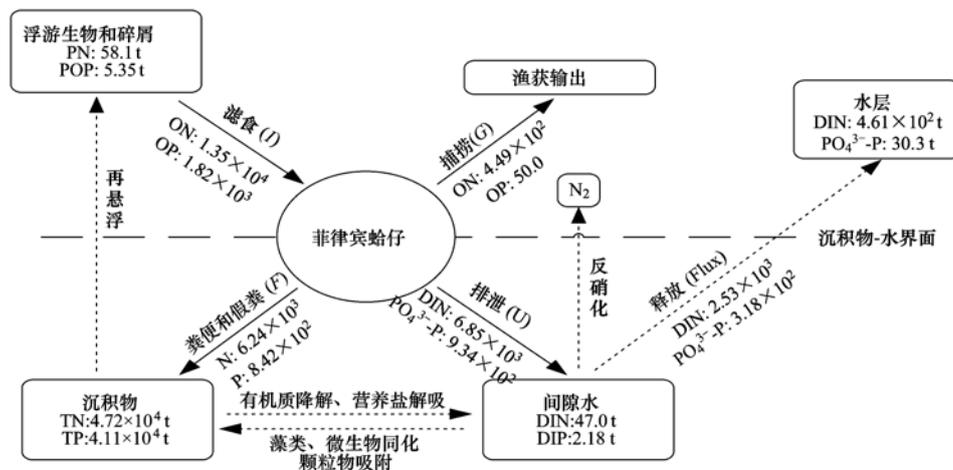
依据胶州湾水体总体积 2.44×10^9 m³, 平均 DIN 浓度 $13.5 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 、平均 PO_4^{3-} 浓度 $0.4 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 计算^[57], 胶州湾水体中 DIN 平均贮存量为 4.61×10^2 t, PO_4^{3-} 平均贮存量为 30.3 t. 因此, 每日由蛤仔养殖引起的营养盐再生对胶州湾水体中营养盐的补充速率为 1.5% (DIN) 和 2.9% (PO_4^{3-}).

不同学者对胶州湾悬浮颗粒物平均浓度的报告值相近. 其中, 表层悬浮颗粒物平均浓度为 $6.1 \sim 28.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 底层悬浮颗粒物平均浓度为 $14.3 \sim 36.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[57, 58]. 本研究按胶州湾水体悬浮颗粒物平均浓度 $17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 计算. 胶州湾悬浮颗粒物中

平均氮含量为 0.14%, 有机磷含量为 $129 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ ^[56], 以胶州湾水体总体积 2.44×10^9 m³ 计^[57], 胶州湾颗粒态悬浮物(即浮游生物和碎屑)含氮 58.1 t, 含磷 5.35 t. 据此, 可计算出菲律宾蛤仔对胶州湾水层颗粒态 N 和 POP 的摄食压力分别为 64% 和 93%, 与张继红等^[3]估算的菲律宾蛤仔对胶州湾水层颗粒有机碳摄食压力(90%) 接近. 如此高的摄食压力暗示养殖蛤仔对水体颗粒物浓度和初级生产可能起到重要的限制作用.

生物扰动能够改变沉积物中生物地化过程和有机质的分解速率^[5, 6], 因此本研究由于考虑了生物扰动的作用, 对菲律宾蛤仔养殖在营养盐再生中作用的估测结果要优于仅依据排泄率估算的结果. 与通过渔获量计算贝类养殖对生源要素的清除能力相比, 本研究考虑了生物扰动条件下的沉积物-水界面营养盐交换通量, 因此能够更准确定量菲律宾蛤仔养殖对水层生源要素的影响.

由于生物扰动条件下沉积物-水界面物质交换过程复杂^[6], 本研究在计算生源要素收支时尚存在不足. 沉积物再悬浮能够改变沉积物-水界面营养盐交换速率^[59, 60]. 本研究测定菲律宾蛤仔对沉积物-水界面营养盐交换通量的影响时, 虽然包含了生物扰动引起的再悬浮作用, 但受培养条件的限制, 未考虑水流作用下沉积物的再悬浮过程, 因此可能低估沉积物向水层释放的生源要素. 底栖动物生物扰动能够加速沉积物中的反硝化过程^[16, 61]. 本研究并未直接估算沉积物中反硝化作用, 而是将反硝化作用与生源要素在沉积物中的埋藏合并计算, 因此也会低



实线箭头表示菲律宾蛤仔直接参与的生物地球化学过程, 虚线箭头表示菲律宾蛤仔生物扰动作用影响下的生物地化过程;

根据实际情况, 渔获输出数据与捕捞量数据相同, 故未列出; 生源要素通量单位为 t·a⁻¹

图 6 菲律宾蛤仔养殖对胶州湾 N、P 收支的影响

Fig. 6 Effect of *R. philippinarum* aquaculture on nutrient budgets in Jiaozhou Bay

估沉积物向水层释放的 N. 本研究仅考虑了菲律宾蛤仔生长期对水层生源要素的影响, 未考虑养殖区收获阶段的状况. 由于菲律宾蛤仔捕捞多采用耙网采捕, 会强烈扰动沉积物, 造成沉积碎屑再悬浮, 促进沉积物营养盐释放^[59]. 此外养殖菲律宾蛤仔收获后, 养殖区底层缺乏生物扰动. 因此本研究可能会高估菲律宾蛤仔养殖对水层生源要素的清除效率.

4 结论

(1) 底栖贝类生物扰动对沉积物中生物地化过程的改变能够显著影响生源要素在沉积物-水界面的迁移. 由于近年来胶州湾海域菲律宾蛤仔养殖面积和产量始终维持在高位, 菲律宾蛤仔养殖对胶州湾水层生源要素的迁移有重要影响.

(2) 菲律宾蛤仔的生物扰动作用能够部分抵消其排泄的 DIN 和 PO_4^{3-} -P 向水层的释放, 因此菲律宾蛤仔排泄的营养盐中仅有 37% (DIN) 和 34% (PO_4^{3-} -P) 能够补充到胶州湾水层中, 完成营养盐的再生过程.

(3) 菲律宾蛤仔养殖除能以渔获量形式移除部分生源要素外, 其生物扰动作用对沉积物生源要素生物地化过程的改变, 增强了菲律宾蛤仔移除水层生源要素的能力. 因此菲律宾蛤仔养殖对水体中生源要素的清除速率高于依据渔获量预测的结果.

(4) 在菲律宾蛤仔扰动条件下, 沉积物向水层释放的营养盐中 Si: N: P 的原子比为 5: 18: 1. 营养盐释放通量中 N: P 比与 Redfield 比基本一致, 但 Si: N 比远低于 Redfield 比. 因此菲律宾蛤仔养殖对水层 Si 的清除效率高于对 N 和 P 的清除效率, 进一步加剧胶州湾水体中 Si 限制.

致谢: 本研究在野外采样过程中得到中国海洋大学化学化工学院杨晶、张亮、王晓蒙等同学的帮助, 特此致谢!

参考文献:

- [1] 吴耀泉, 吕锡缙, 孙道元, 等. 菲律宾蛤仔生物学与资源 [M]. 北京: 科学出版社, 1992.
- [2] 于海燕, 李新正, 李宝泉, 等. 胶州湾大型底栖动物生物多样性现状 [J]. 生态学报, 2006, **26**(2): 416-422.
- [3] 张继红, 方建光, 孙松, 等. 胶州湾养殖菲律宾蛤仔的清除率、摄食率、吸收效率的研究 [J]. 海洋与湖沼, 2005, **36**(6): 548-555.
- [4] 秦培兵, 卢继武. 滤食性贝类对浅海养殖系统中营养盐循环的影响 [J]. 海洋科学, 2001, **25**(5): 27-29.
- [5] Mortimer R J G, Davey J T, Krom M D, *et al.* The effect of macrofauna on porewater profiles and nutrient fluxes in the intertidal zone of the Humber Estuary [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1999, **48**(6): 683-699.
- [6] Lohrer A M, Thrush S F, Gibbs M M. Bioturbators enhance ecosystem function through complex biogeochemical interactions [J]. *Nature*, 2004, **431**(7012): 1092-1095.
- [7] Karlson K, Hulth S, Ringdahl K, *et al.* Experimental recolonisation of Baltic Sea reduced sediments: survival of benthic macrofauna and effects on nutrient cycling [J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2005, **294**: 35-49.
- [8] 王芳, 董双林, 李德尚. 菲律宾蛤仔和栉孔扇贝的呼吸与排泄研究 [J]. 水产学报, 1997, **21**(3): 252-257.
- [9] 王芳, 董双林, 王涛, 等. 菲律宾蛤仔呼吸和排泄规律的研究 [J]. 海洋科学, 1998, (2): 1-3.
- [10] 周毅, 杨红生, 张福绥. 海水双壳贝类的 N、P 排泄及其生态效应 [J]. 中国水产科学, 2003, **10**(2): 165-168.
- [11] 蒋红, 崔毅, 陈碧鹃, 等. 乳山湾菲律宾蛤仔可溶性氮、磷排泄及其与温度的关系 [J]. 中国水产科学, 2006, **13**(2): 237-242.
- [12] 周兴. 菲律宾蛤仔 (*Ruditapes philippinarum*) 对胶州湾生态环境影响的现场研究 [D]. 青岛: 中国科学院海洋研究所, 2006.
- [13] Mermillod-Blondin F, Rosenberg R, Fran ois-Carcaillet F, *et al.* Influence of bioturbation by three benthic infaunal species on microbial communities and biogeochemical processes in marine sediment [J]. *Aquatic Microbial Ecology*, 2004, **36**(3): 271-284.
- [14] Michaud E, Desrosiers G, Mermillod-Blondin F, *et al.* The functional group approach to bioturbation: II. The effects of the *Macoma balthica* community on fluxes of nutrients and dissolved organic carbon across the sediment-water interface [J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2006, **337**(2): 178-189.
- [15] Nizzoli D, Bartoli M, Cooper M, *et al.* Implications for oxygen, nutrient fluxes and denitrification rates during the early stage of sediment colonisation by the polychaete *Nereis* spp. in four estuaries [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2007, **75**(1-2): 125-134.
- [16] Tuominen L, Mäkelä K, Lehtonen K K, *et al.* Nutrient fluxes, porewater profiles and denitrification in sediment influenced by algal sedimentation and bioturbation by *Monoporeia affinis* [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1999, **49**(1): 83-97.
- [17] 袁伟, 张志南, 于子山, 等. 胶州湾西北部海域大型底栖动物群落研究 [J]. 中国海洋大学学报 (自然科学版), 2006, **36**(Sup.): 91-97.
- [18] 邓可, 杨世伦, 刘素美, 等. 长江口崇明东滩冬季沉积物-水界面营养盐通量 [J]. 华东师范大学学报 (自然科学版), 2009, (3): 17-27.
- [19] Grasshoff K, Kremling K, Ehrhardt M. *Methods of seawater analysis* [M]. (3rd ed.). New York: WILEY-VCH, 1999.
- [20] 刘素美, 张经, 于志刚, 等. 渤海莱州湾沉积物-水界面溶解无机氮的扩散通量 [J]. 环境科学, 1999, **20**(2): 12-16.
- [21] Boudreau B P. Diagenetic models and their implementation:

- modelling transport and reactions in aquatic sediments [M]. Berlin: Springer Verlag, 1997.
- [22] 姜祖辉, 王俊, 唐启升. 菲律宾蛤仔生理生态学研究: I. 温度、体重及摄食状态对耗氧率及排氨率的影响[J]. 海洋水产研究, 1999, **20**(1): 40-44.
- [23] 任一平, 徐宾铎, 郭永禄, 等. 胶州湾移植底播菲律宾蛤仔的生长和死亡特性[J]. 中国水产科学, 2006, **13**(4): 642-649.
- [24] 周毅, 杨红生, 何义朝, 等. 四十里湾几种双壳贝类及污损动物的氮、磷排泄及其生态效应[J]. 海洋与湖沼, 2002, **33**(4): 424-431.
- [25] Wenzhöfer F, Glud R N. Small-scale spatial and temporal variability in benthic O₂ dynamics of coastal sediments: effects of fauna activity[J]. *Limnology and Oceanography*, 2004, **49**(5): 1471-1481.
- [26] Hansen K, Kristensen E. Impact of macrofaunal recolonization on benthic metabolism and nutrient fluxes in a shallow marine sediment previously overgrown with macroalgal mats [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1997, **45**(5): 613-628.
- [27] Jenkins M C, Kemp W M. The coupling of nitrification and denitrification in two estuarine sediments [J]. *Limnology and Oceanography*, 1984, **29**(3): 609-619.
- [28] Welsh D T, Castadelli G. Bacterial nitrification activity directly associated with isolated benthic marine animals [J]. *Marine Biology*, 2004, **144**(5): 1029-1037.
- [29] Lindqvist S, Norling K, Hulth S. Biogeochemistry in highly reduced mussel farm sediments during macrofaunal recolonization by *Amphiuira filiformis* and *Nephtys* sp. [J]. *Marine Environmental Research*, 2009, **67**(3): 136-145.
- [30] Mermillod-Blondin F, François-Carcaillet F, Rosenberg R. Biodiversity of benthic invertebrates and organic matter processing in shallow marine sediments: an experimental study [J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2005, **315**(2): 187-209.
- [31] Karlson K, Hulth S, Rosenberg R. Density of *Monoporeia affinis* and biogeochemistry in Baltic Sea sediments [J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2007, **344**(2): 123-135.
- [32] Blackburn T H, Henriksen K. Nitrogen cycling in different types of sediments from Danish waters [J]. *Limnology and Oceanography*, 1983, **28**(3): 477-493.
- [33] Aller R C, Mackin J E, Ullman W J, *et al.* Early chemical diagenesis, sediment-water solute exchange, and storage of reactive organic matter near the mouth of the Changjiang, East China Sea [J]. *Continental Shelf Research*, 1985, **4**(1-2): 227-251.
- [34] Jensen K, Sloth N P, Risgaard-Petersen N, *et al.* Estimation of nitrification and denitrification from microprofiles of oxygen and nitrate in model sediment systems [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1994, **60**(6): 2094-2100.
- [35] Berg P, Rysgaard S, Thamdrup B. Dynamic modeling of early diagenesis and nutrient cycling. A case study in an Arctic marine sediment [J]. *American Journal of Science*, 2003, **303**(10): 905-955.
- [36] Slomp C P, Malschaert J F P, van Raaphorst W. The role of adsorption in sediment-water exchange of phosphate in North Sea continental margin sediments [J]. *Limnology and Oceanography*, 1998, **43**(5): 832-846.
- [37] Sundby B, Gobeil C, Silverberg N, *et al.* The phosphorus cycle in coastal marine sediments [J]. *Limnology and Oceanography*, 1992, **37**(6): 1129-1145.
- [38] Kinoshita K, Wada M, Kogure K, *et al.* Mud shrimp burrows as dynamic traps and processors of tidal-flat materials [J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2003, **247**: 159-164.
- [39] Bidle K D, Azam F. Bacterial control of silicon regeneration from diatom detritus: significance of bacterial ectohydrolases and species identity [J]. *Limnology and Oceanography*, 2001, **46**(7): 1606-1623.
- [40] Bidle K D, Brzezinski M A, Long R A, *et al.* Diminished efficiency in the oceanic silica pump caused by bacterially-mediated silica dissolution [J]. *Limnology and Oceanography*, 2003, **48**(5): 1855-1868.
- [41] Tahey T M, Duineveld G C A, Berghuis E M, *et al.* Relation between sediment-water fluxes of oxygen and silicate and faunal abundance at continental shelf, slope and deep-water stations in the northwest Mediterranean [J]. *Marine Ecology-Progress Series*, 1994, **104**: 119-119.
- [42] 周毅, 杨红生, 刘石林, 等. 烟台四十里湾浅海养殖生物及附着生物的化学组成、有机净生产量及其生态效应 [J]. 水产学报, 2002, **26**(1): 21-27.
- [43] 张志南, 周宇, 韩洁, 等. 应用生物扰动实验系统 (Annular Flux System) 研究双壳类生物沉降作用 [J]. 青岛海洋大学学报 (自然科学版), 2000, **30**(2): 270-276.
- [44] Kautsky N, Wallentinus I. Nutrient release from a Baltic Mytilus-red algal community and its role in benthic and pelagic productivity [J]. *Ophelia*, 1980, (Sup. 1): 17-30.
- [45] Lindahl O, Hart R, Hemroth B, *et al.* Improving marine water quality by mussel farming: a profitable solution for Swedish society [J]. *AMBIO*, 2005, **34**(2): 131-138.
- [46] Brzezinski M A. The Si:C:N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables [J]. *Journal of Phycology*, 1985, **21**(3): 347-357.
- [47] 李学刚, 宋金明, 李宁, 等. 胶州湾沉积物中氮与磷的来源及其生物地球化学特征 [J]. 海洋与湖沼, 2005, **36**(6): 562-571.
- [48] Shen Z L. Historical changes in nutrient structure and its influences on phytoplankton composition in Jiaozhou Bay [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2001, **52**(2): 211-224.
- [49] 郭永禄, 任一平, 杨汉斌. 胶州湾菲律宾蛤仔生长特征研究 [J]. 中国海洋大学学报 (自然科学版), 2005, **35**(5): 779-784.
- [50] 李丽, 陶平, 安凤飞. 大连沿海 8 种双壳类贝的营养成分分析 [J]. 中国公共卫生管理, 2003, **19**(2): 153-155.
- [51] 董波, 薛钦昭, 李军. 环境因子对菲律宾蛤仔摄食生理生态

- 的影响[J]. 海洋与湖沼, 2000, **31**(6): 636-642.
- [52] Debs C A. Carbon and nitrogen budget of the calanoid copepod *Temora stylifera*: effect of concentration and composition of food [J]. Marine Ecology Progress Series, 1984, **15**(3): 213-223.
- [53] Eleftheriou A, McIntyre A. Methods for the study of marine benthos[M]. Oxford: Wiley-Blackwell, 2005.
- [54] 董波, 李军, 王海燕, 等. 不同温度与饵料浓度下菲律宾蛤仔的能量收支[J]. 中国水产科学, 2003, **10**(5): 398-403.
- [55] Hammond D E, Fuller C, Harmon D, *et al.* Benthic fluxes in San Francisco Bay[J]. Hydrobiologia, 1985, **129**(1): 69-90.
- [56] Liu S M, Li X N, Zhang J, *et al.* Nutrient dynamics in Jiaozhou Bay[J]. Water, Air, & Soil Pollution: Focus, 2007, **7**(6): 625-643.
- [57] Liu S M, Zhang J, Chen H T, *et al.* Factors influencing nutrient dynamics in the eutrophic Jiaozhou Bay, North China [J]. Progress in Oceanography, 2005, **66**(1): 66-85.
- [58] Yang S L, Meng Y, Zhang J, *et al.* Suspended particulate matter in Jiaozhou Bay: Properties and variations in response to hydrodynamics and pollution [J]. Chinese Science Bulletin, 2004, **49**(1): 91-97.
- [59] Almroth E, Tengberg A, Andersson J H, *et al.* Effects of resuspension on benthic fluxes of oxygen, nutrients, dissolved inorganic carbon, iron and manganese in the Gulf of Finland, Baltic Sea[J]. Continental Shelf Research, 2009, **29**(5-6): 807-818.
- [60] Hall P O J, Hulth S, Hulthe G, *et al.* Benthic nutrient fluxes on a basin-wide scale in the Skagerrak (North-Eastern North Sea) [J]. Journal of Sea Research, 1996, **35**(1-3): 123-137.
- [61] Cornwell J C, Kemp W M, Kana T M. Denitrification in coastal ecosystems: methods, environmental controls, and ecosystem level controls, a review[J]. Aquatic Ecology, 1999, **33**(1): 41-54.

CONTENTS

Stable Carbon Isotope of Black Carbon from Typical Emission Sources in China	CHEN Ying-jun, CAI Wei-wei, HUANG Guo-pei, <i>et al.</i> (673)
Characteristics of Carbonaceous Aerosol Concentration in Snow and Ice of Glaciers in Tianshan Mountains	WANG Sheng-jie, ZHANG Ming-jun, WANG Fei-teng, <i>et al.</i> (679)
Size Distribution Properties of Atmospheric Aerosol Particles During Summer and Autumn in Lanzhou	ZHAO Su-ping, YU Ye, CHEN Jin-bei, <i>et al.</i> (687)
Particle Number Size Distribution near a Major Road with Different Traffic Conditions	YANG Liu, WU Ye, SONG Shao-jie, <i>et al.</i> (694)
Atmospheric Particle Formation Events in Nanjing During Summer 2010	WANG Hong-lei, ZHU Bin, SHEN Li-juan, <i>et al.</i> (701)
Characteristics of $\delta^{18}\text{O}$ in Precipitation and Moisture Transports over the Arid Region in Northwest China	LI Xiao-fei, ZHANG Ming-jun, LI Ya-ju, <i>et al.</i> (711)
Distributions and Seasonal Variations of Total Dissolved Inorganic Arsenic in the Estuaries and Coastal Area of Eastern Hainan	CAO Xiu-hong, REN Jing-ling, ZHANG Gui-ling, <i>et al.</i> (720)
Mixing Behavior of Arsenic in the Daliaohe Estuary	JIAN Hui-min, YAO Qing-zheng, YU Li-xia, <i>et al.</i> (727)
Variation Characteristics and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in the Surface Sediments of Bohai Bay	XU Ya-yan, SONG Jin-ming, LI Xue-gang, <i>et al.</i> (732)
Distribution of PAHs in Surface Seawater of Qingdao Coast Area and Their Preliminary Apportionment	LI Xian-guo, DENG Wei, ZHOU Xiao, <i>et al.</i> (741)
Atmospheric Deposition of PAHs in Dashiwei Karst Tiankeng Group in Leye, Guangxi	KONG Xiang-sheng, QI Shi-hua, HUANG Bao-jian, <i>et al.</i> (746)
Lead Isotope Signatures and Source Identification in Urban Soil of Baoshan District, Shanghai	DONG Chen-yin, ZHANG Wei-guo, WANG Guan, <i>et al.</i> (754)
Solute Transport Modeling Application in Groundwater Organic Contaminant Source Identification	WANG Shu-fang, WANG Li-ya, WANG Xiao-hong, <i>et al.</i> (760)
Quantitative Method of Representative Contaminants in Groundwater Pollution Risk Assessment	WANG Jun-jie, HE Jiang-tao, LU Yan, <i>et al.</i> (771)
Study on the Advanced Pre-treatments of Reclaimed Water Used for Groundwater Recharge	GAO Yu-tuan, ZHANG Xue, ZHAO Xuan, <i>et al.</i> (777)
Influence of <i>Ruditapes philippinarum</i> Aquaculture on Benthic Fluxes of Biogenic Elements in Jiaozhou Bay	DENG Ke, LIU Su-mei, ZHANG Gui-ling, <i>et al.</i> (782)
Influence of Spatial Difference on Water Quality in Jiuxiang River Watershed, Nanjing	HU He-bing, LIU Hong-yu, HAO Jing-feng, <i>et al.</i> (794)
Temporal and Spatial Variation of Non-Point Source Nitrogen in Surface Water in Urban Agricultural Region of Shanghai	WANG Nan, MAO Liang, HUANG Hai-bo, <i>et al.</i> (802)
Migration and Transformation of Heavy Metals in Street Dusts with Different Particle Sizes During Urban Runoff	HE Xiao-yan, ZHAO Hong-tao, LI Xu-yong, <i>et al.</i> (810)
Treatment Studies of Industrial Rainoff With a New Type of Constructed Wetland	HE Li-jun, MA Yong-wen, WAN Jin-quan, <i>et al.</i> (817)
Emergent Retention of Organic Liquid by Modified Bentonites: Property and Mechanism	LI Yu, LIU Xian-jun, ZHANG Xing-wang, <i>et al.</i> (825)
Production of Peroxide Hydrogen in <i>Chattonella ovata</i> Hong Kong Strain	JIANG Tao, WU Ni, ZHONG Yan, <i>et al.</i> (832)
Characteristics Study of Extracellular Active Substance of <i>Bacillus</i> sp. B1 on <i>Phaeocystis globosa</i>	LI Qiang, ZHAO Ling, YIN Ping-he (838)
Effects of Sediment on the Growth of <i>Microcystis</i> and <i>Anabaena</i> in Yanghe Reservoir	CHU Zhao-sheng, ZHANG Yu-bao, JIN Xiang-can, <i>et al.</i> (844)
New-Type Electrodeless Excilamp for Advanced Treatment on Nitrogen-Heterocyclic Compounds (NHCs) in Aqueous Solution	YE Zhao-lian, WANG Bin, LU Juan-juan, <i>et al.</i> (849)
Preparation and Electro-catalytic Characterization on La/Ce Doped Ti-base Lead Dioxide Electrodes	ZHENG Hui, DAI Qi-zhou, WANG Jia-de, <i>et al.</i> (857)
Study on Decolorization of Triphenylmethane Dyes by DTT	PAN Tao, LIU Da-wei, REN Sui-zhou, <i>et al.</i> (866)
Influences of pH and Complexing Agents on Degradation of Reactive Brilliant Blue KN-R by Ferrous Activated Persulfate	ZHANG Cheng, WAN Jin-quan, MA Yong-wen, <i>et al.</i> (871)
Degradation Kinetics of Ozone Oxidation on High Concentration of Humic Substances	ZHENG Ke, ZHOU Shao-qi, YANG Mei-mei (879)
Index of Stability and Its Mechanisms of Aerobic Granular System Using Volume-based Information Entropy	LI Zhi-hua, JI Xiao-qin, LI Sheng, <i>et al.</i> (885)
Relationship Between Physicochemical Characteristics of Activated Sludge and Polymer Conditioning Dosage	LI Ting, WANG Yi-li, FENG Jing, <i>et al.</i> (889)
Research of Aerobic Granule Characteristics with Different Granule Age	ZHOU Man, YANG Chang-zhu, PU Wen-hong, <i>et al.</i> (896)
Effect of Size and Number of Aerobic Granules on Nitrification and Denitrification	LI Zhi-hua, ZENG Jin-feng, LI Sheng, <i>et al.</i> (903)
Optimization and Comparison of Nitrogen and Phosphorus Removal by Different Aeration Modes in Oxidation Ditch	GUO Chang-zi, PENG Dang-cong, CHENG Xue-mei, <i>et al.</i> (910)
Effect of Acidification on the Dewaterability of Sewage Sludge in Bioleaching	ZHU Hai-feng, ZHOU Li-xiang, WANG Dian-zhan (916)
Microbial Ecology Analysis of the Biofilm from Two Biological Contact Oxidation Processes with Different Performance	QIAN Yin, QUAN Xiang-chun, PEI Yuan-sheng, <i>et al.</i> (922)
Altered Microbial Communities Change Soil Respiration Rates and Their Temperature Sensitivity	FAN Fen-liang, HUANG Ping-rong, TANG Yong-jun, <i>et al.</i> (932)
Storages and Distributed Patterns of Soil Organic Carbon and Total Nitrogen During the Succession of Artificial Sand-Binding Vegetation in Arid Desert Ecosystem	JIA Xiao-hong, LI Xin-rong, ZHOU Yu-yan, <i>et al.</i> (938)
Factors Controlling Soil Organic Carbon and Total Nitrogen Densities in the Upstream Watershed of Miyun Reservoir, North China	WANG Shu-fang, WANG Xiao-ke, OUYANG Zhi-yun (946)
Impact of Microbial Aggregating Agents on Soil Aggregate Stability Under Addition of Exogenous Nutrients	MO Yan-hua, TANG Jia, ZHANG Ren-duo, <i>et al.</i> (952)
Adsorption of Aflatoxin on Montmorillonite Modified by Low-Molecular-Weight Humic Acids	YAO Jia-jia, KANG Fu-xing, GAO Yan-zheng (958)
Influence of Operating Parameters on Surfactant-enhanced Washing to Remedy PAHs Contaminated Soil	WU Wei, JIANG Lin, CHEN Jia-jun, <i>et al.</i> (965)
Study on the Land Use Optimization Based on PPI	WU Xiao-feng, LI Ting (971)
Research on Algal Diversity in Zoige Alpine Wetland	CHEN Xi, LIU Ru-yin, WANG Yan-fen, <i>et al.</i> (979)
Effects of Three Fungicides on Arbuscular Mycorrhizal Fungal Infection and Growth of <i>Scutellaria baicalensis</i> Georgi	HE Xue-li, WANG Ping, MA Li, <i>et al.</i> (987)
Community Structure and Spatial Distribution of Anaerobic Ammonium Oxidation Bacteria in the Sediments of Chongming Eastern Tidal Flat in Summer	ZHENG Yan-ling, HOU Li-jun, LU Min, <i>et al.</i> (992)
Microbial Degradation of 2,2',4,4'-Tetrabrominated Diphenyl Ether Under Anaerobic Condition	LU Xiao-xia, CHEN Chao-qi, ZHANG Shu, <i>et al.</i> (1000)
Effect of Heavy Metals on Degradation of BDE-209 by White-rot Fungus	XIONG Shi-chang, YIN Hua, PENG Hui, <i>et al.</i> (1008)
Biodegradation Mechanism of DDT and Chlorpyrifos Using Molecular Simulation	LIN Yu-zhen, ZENG Guang-ming, ZHANG Yu, <i>et al.</i> (1015)
Construction of a Microbial Consortium RXS with High Degradation Ability for Cassava Residues and Studies on Its Fermentative Characteristics	HE Jiang, MAO Zhong-gui, ZHANG Qing-hua, <i>et al.</i> (1020)
Anaerobic Digestion of Animal Manure Contaminated by Tetracyclines	TONG Zi-lin, LIU Yuan-lu, HU Zhen-hu, <i>et al.</i> (1028)
Continuous Dry Fermentation of Pig Manure Using Up Plug-Flow Type Anaerobic Reactor	CHEN Chuang, DENG Liang-wei, XIN Xin, <i>et al.</i> (1033)

《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 欧阳自远

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军
朱永官 刘志培 汤鸿霄 陈吉宁 孟 伟 周宗灿 林金明
欧阳自远 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞
黄 耀 鲍 强 潘 纲 潘 涛 魏复盛

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2012年3月15日 33卷 第3期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 33 No. 3 Mar. 15, 2012

主 管	中国科学院	Superintended	by	Chinese Academy of Sciences
主 办	中国科学院生态环境研究中心	Sponsored	by	Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences
协 办	(以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院	Co-Sponsored	by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University
主 编	欧阳自远	Editor-in -Chief		OUYANG Zi-yuan
编 辑	《环境科学》编辑委员会 北京市2871信箱(海淀区双清路 18号, 邮政编码:100085) 电话:010-62941102, 010-62849343 传真:010-62849343 E-mail: hjkx@rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn	Edited	by	The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel:010-62941102, 010-62849343; Fax:010-62849343 E-mail: hjkx@rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn
出 版	科 学 出 版 社 北京东黄城根北街16号 邮政编码:100717	Published	by	Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷 装 订	北京北林印刷厂	Printed	by	Beijing Bei Lin Printing House
发 行	科 学 出 版 社 电话:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com	Distributed	by	Science Press Tel:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com
订 购 处	全国各地邮电局	Domestic		All Local Post Offices in China
国外总发行	中国国际图书贸易总公司 (北京399信箱)	Foreign		China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准刊号: ISSN 0250-3301
CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国内定价: 70.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行