

DOI: 10.3724/SP.J.1118.2012.00348

海水鱼类网箱养殖水域沉积物有机质的来源甄别

蒋增杰, 方建光, 毛玉泽, 王巍

农业部渔业资源可持续利用重点开放实验室 中国水产科学研究院 黄海水产研究所, 山东 青岛 266071

摘要: 利用稳定碳氮同位素示踪技术, 对南沙港网箱养殖水域沉积物中有机质的来源进行了分析研究。结果表明, 网箱养殖区(距离网箱边缘 100 m 范围内)及对照区(距离网箱边缘大于 500 m)沉积物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值分别为 $(-17.72 \pm 1.2)\text{‰}$ 和 $(-12.73 \pm 0.38)\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N}$ 分别为 $(6.44 \pm 0.2)\text{‰}$ 和 $(5.61 \pm 0.2)\text{‰}$ 。网箱养殖区沉积物的有机质来源主要为残饵和鱼类粪便, 比例分别占 47.70% 和 27.71%。随着与养殖网箱距离的增加, 网箱养殖源有机质(残饵和鱼类粪便之和)的比例降低, 变化趋势符合指数方程 $y=97.167e^{-0.0074x}$ ($R^2=0.848$), 在潮流驱动的沉积物再悬浮及野生鱼类的扰动影响下, 网箱养殖源有机质的水平位移可达 400 m。鱼类网箱养殖的养殖废物是南沙港水域沉积物有机污染的主要来源。

关键词: 鱼类网箱养殖; 沉积物; $\delta^{13}\text{C}$; $\delta^{15}\text{N}$

中图分类号: S96

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2012)02-0348-07

海水鱼类网箱养殖是世界主要渔业国家(如挪威、日本、加拿大、英国、丹麦、美国、澳大利亚、法国、俄罗斯等)广泛开展的一种高密度、集约化的养鱼方式^[1], 自 20 世纪 70 年代引入中国以来, 迅速发展成为中国沿海地区渔业支柱产业之一^[2]。目前中国的水产鱼类网箱总数已经超过 100 万只, 养殖种类也有 30 多种, 根据 2008《中国渔业统计年鉴》^[3], 中国的水产养殖鱼产量为 74.75 万 t, 网箱养殖产量约为 30.59 万 t(其中深水网箱产量为 3.6 万 t, 普通网箱产量为 26.99 万 t), 接近了中国养殖海水鱼总产量的一半。这种养殖模式不仅创造了数十亿元的产值, 而且提供了数以万计的就业机会, 并带动了化工塑料、网具、饲料等一系列相关产业的发展。但是, 这种养殖方式在给广大从业者带来巨大经济、社会效益的同时, 对环境造成的负面影响也引起了学者们的关注^[4-6]。鱼类网箱养殖是一种人工营养型

的养殖系统, 在这个系统中, 饵料是它主要的能量来源, 网箱养殖多是采取高密度的投饵养殖, 经过长期养殖, 这种高密度集约化的养殖方式使得残饵、粪便、排泄物等养殖废物在养殖区大量积累, 导致水体中无机 N、P 营养盐含量增加, 加速了养殖水域的有机污染和富营养化^[7-10]。

残饵和鱼类粪便是海水鱼类网箱养殖过程中的主要污染来源, 目前的研究多数集中在利用沉积物的化学指标(如硫化物、pH/Eh、氮、磷、有机质含量等)、生物指标(底栖生物种类等)来定性的描述网箱养殖对沉积环境的影响^[11-14], 尚缺少对沉积物中网箱养殖源有机质定量化的研究。本研究尝试利用稳定碳氮同位素技术对南沙港网箱养殖水域沉积物中有机质的来源进行甄别, 以期找到一个鱼类网箱养殖对沉积环境造成有机污染的量化证据, 为鱼类网箱养殖产业的健康可持续发展提供理论依据。

收稿日期: 2011-07-12; 修订日期: 2011-10-09.

基金项目: 国家 973 计划项目(2011CB409805); 国家自然科学基金项目(41006074); 海洋公益性行业科研专项经费项目(200805069); 中国水产科学研究院黄海水产研究所基本科研业务费专项。

作者简介: 蒋增杰(1978-), 男, 副研究员, 博士, 主要从事海水养殖生态学研究. E-mail: jiangzj@ysfri.ac.cn

1 材料与方法

1.1 南沙港概况

南沙港(30°01′–30°09′N, 122°24′–122°35′E)位于浙江省宁波市裘村镇, 平均水深约 13 m, 网箱养殖是南沙港最重要的水产养殖方式, 养殖面积约 7.5 hm², 养殖器材多为木架浮动式网箱, 网箱规格主要为 3 m×3 m×6 m, 共有网箱约 4 000 个, 每个网箱放养鱼类 1 000 尾左右, 养殖品种主要为鲈鱼(*Lateolabrax japonicus*)(约 75%)和大黄鱼(*Pseudosciaena crocea*)(占 25%), 养殖周期一般为 2~3 年, 饵料主要来源于冰鲜小杂鱼。作为奉化鱼-贝-藻养殖示范基地, 该港还开展有贝类养殖, 包括褶牡蛎(*Ostrea plicatula*)约 5.1 hm²; 藻类养殖, 包括海带(*Laminaria japonica*)、龙须菜(*Gracilaria lemaneiformis*)共约 74.7 hm²。

1.2 站位设置及样品采集

2007 年 7 月 13–16 日, 在南沙港网箱养殖水域沿潮流方向取 1 个断面设置 8 个沉积物采样点, 其中 4 个采样点(图 1 中 1、2、3、4)在距离网箱边缘 100 m 范围内, 将其作为网箱区, 8 号站位距离网箱边缘 500 m, 将其作为对照区(图 1)。

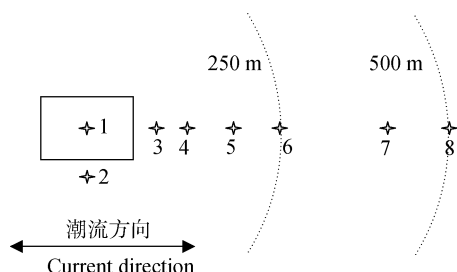


图 1 沉积物采样点的站位设置

Fig.1 Sampling stations in the study area

用 Van Veen 抓斗式采泥器采集表层(0~2 cm)沉积物样品, 封存于聚乙烯封口袋中, 立即置于装有冰块的泡沫箱中, 冷藏带回实验室后冷冻保存。取 15 条冰鲜杂鱼的肌肉组织作为饵料样品, 冷冻保存。另取 15 条体质量 200 g 左右的鲈鱼进行 24 h 胃排空实验, 收集粪便, 冷冻保存。25 h 潮流流速、流向的测定采用 SD-6000 自容式海流

计, 时间步长 10 min。

1.3 分析方法

取 0.1 g 沉积物样品于培养皿中, 倒入 5 mL 浓度为 1 mol/L 的盐酸浸泡 12 h, 用玻璃棒每间隔 1 h 搅拌一次使之充分反应, 沉淀, 倒掉上层清液, 再用去离子水搅拌洗涤, 沉淀, 倾倒上层清液, 重复 3~4 次, 充分洗净过量盐酸, 60℃烘干 24~48 h, 烘干的样品及时用玛瑙研钵研磨备用。饵料及鱼类粪便样品用 1 mol/L 的盐酸浸泡 30 min, 蒸馏水清洗, 60℃烘干, 玛瑙研钵研磨备用。

稳定碳氮同位素的测定采用 Isoprime 稳定同位素比值质谱仪, 稳定同位素丰度按以下公式计算得出:

$$\delta X (\text{‰}) = [(R_{\text{样品}}/R_{\text{标准}}) - 1] \times 10^3$$

其中, X 为 ^{13}C 或 ^{15}N , R 为 $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ 或 $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ 的相对比率, $R_{\text{标准}}$ 值为国际标准物质 PDB 的碳同位素比值或标准大气氮同位素比值。实验分析结果的相对误差在 $\pm 0.3\text{‰}$ 。

有机质来源的甄别采用线性混合模型^[15]:

$$\delta^{13}\text{C}_M = f_x \delta^{13}\text{C}_x + f_y \delta^{13}\text{C}_y + f_z \delta^{13}\text{C}_z;$$

$$\delta^{15}\text{N}_M = f_x \delta^{15}\text{N}_x + f_y \delta^{15}\text{N}_y + f_z \delta^{15}\text{N}_z;$$

$$1 = f_x + f_y + f_z.$$

其中, f_x , f_y , f_z 分别为饵料、鱼类粪便、其他这 3 种来源在总有机质中所占的比例; $\delta^{13}\text{C}_M$ 和 $\delta^{15}\text{N}_M$, $\delta^{13}\text{C}_x$ 和 $\delta^{15}\text{N}_x$, $\delta^{13}\text{C}_y$ 和 $\delta^{15}\text{N}_y$ 以及 $\delta^{13}\text{C}_z$ 和 $\delta^{15}\text{N}_z$ 分别表示网箱养殖区沉积物、饵料、鱼类粪便以及对照区沉积物的 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 值。

2 结果与分析

2.1 潮流

调查水域网箱区和对照区 25 h 的潮流(流速、流向)情况见图 2。从图中可以看出, 涨潮时, 对照区最大流速和平均流速分别为 46.0 cm/s 和 (20.58 ± 15.07) cm/s, 流向 $(252.7 \pm 18.13)^\circ$; 网箱区的最大流速和平均流速分别为 38.0 cm/s 和 (14.60 ± 13.55) cm/s, 流向 $(227.7 \pm 17.43)^\circ$ 。落潮时, 对照区最大流速和平均流速分别为 43.4 cm/s 和 (25.08 ± 12.8) cm/s, 流向 $(88.96 \pm 13.95)^\circ$; 网箱区的最大流速和平均流速分别为 35.4 cm/s 和

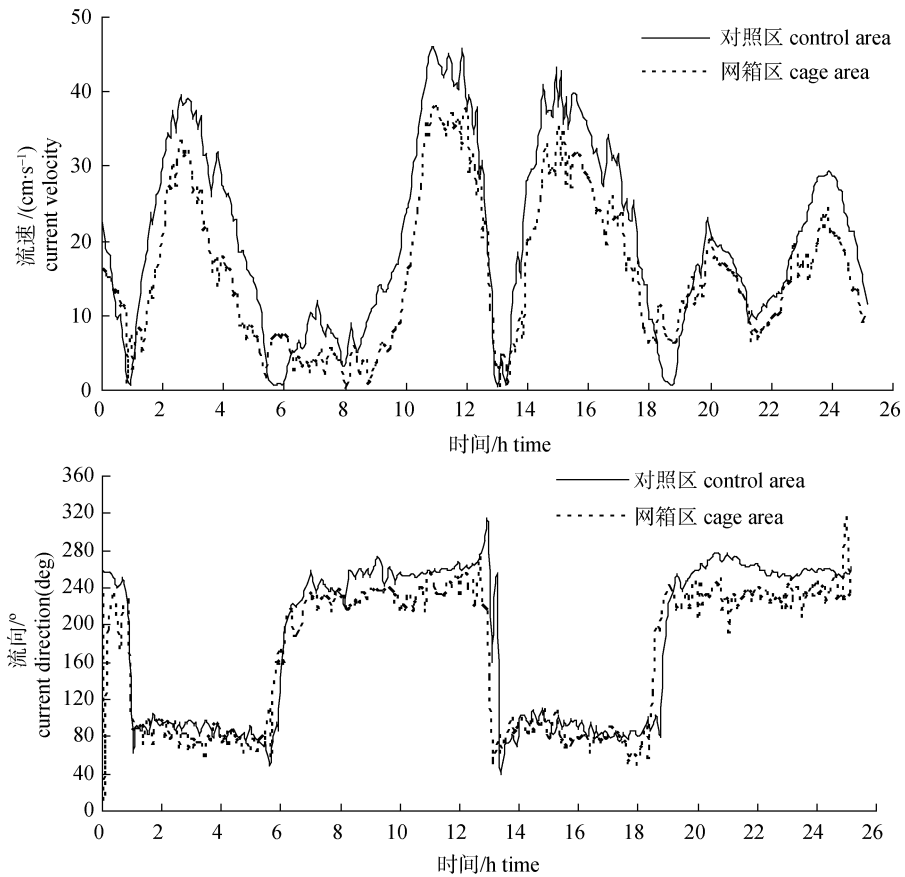


图 2 网箱区及对照区流速、流向情况

Fig.2 Hydrodynamic conditions between cage area and control area in the study area

(19.07 ± 9.76) cm/s, 流向(79.36 ± 31.09)°。从平均流速来看, 网箱区比对照区衰减了 29.08%, 但流向基本一致。

2.2 沉积物稳定碳氮同位素值

不同样品的稳定碳氮同位素值见表 1。从表 1 可以看出, 沉积物 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 值的变化范围分别为 $-18.9\text{‰} \sim -12.3\text{‰}$, [平均值(-15.09 ± 2.00)‰]和 $5.3\text{‰} \sim 7.0\text{‰}$, [平均值(6.07 ± 0.45)‰], 网箱区和对照区沉积物的 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 值差异显著($P < 0.05$, t -test, $n=6$)。饵料的 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 平均值分别为 (-20.38 ± 0.24)‰和(6.2 ± 0.13)‰, 鱼类粪便的 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 值分别为(-17.57 ± 0.18)‰ 和(7.59 ± 0.34)‰, 鱼类粪便与饵料的 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 差值分别为 2.81‰和 1.39 ‰。

2.3 沉积物中有机质来源分析

网箱区沉积物及其潜在来源的稳定碳氮同位素图谱表明, 网箱区沉积物的 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 值处于

由饵料、鱼类粪便、对照区沉积物 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 组成的三角形内(图 3)。

线性混合模型计算结果表明, 网箱区沉积物中有机质来源主要由残饵和鱼类粪便组成, 在总有机质中的比例分别占到 47.70%和 27.71%, 残饵比例约是粪便比例的 1.72 倍, 在网箱的正下方, 残饵和鱼类粪便的比例分别达到 53.96%和 33.92%。随着与网箱距离的增加, 沉积物中鱼类

表 1 不同类型样品的 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 值
Tab. 1 $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ value of different kinds of samples

类别 classification	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
饵料 feed	$-21.60 \sim -19.40$ -20.38 ± 0.24	$5.80 \sim 6.90$ 6.20 ± 0.13
鱼类粪便 fish feces	-17.57 ± 0.18	7.59 ± 0.34
网箱区沉积物 sediment in cage area	$-18.90 \sim -15.80$ -17.72 ± 1.20	$5.80 \sim 7.00$ 6.44 ± 0.20
对照区沉积物 sediment in control area	$-13.20 \sim -12.30$ -12.73 ± 0.38	$5.30 \sim 5.70$ 5.61 ± 0.20

粪便比例逐渐降低, 在距离网箱 400 m 和 500 m 区域, 比例分别降低到 4.79% 和 1.44%, 总体变化趋势符合指数方程 $y=26.849e^{-0.0049x}$ ($R^2=0.8141$) 草药(图 4)。随着与网箱距离的增加, 沉积物中残饵的比例也呈逐渐降低的趋势, 在距离网箱 160 m 区域, 比例降低到 26.04%, 在距离网箱 400 m 以外区域, 沉积物中残饵的比例降为 0%(图 5)。

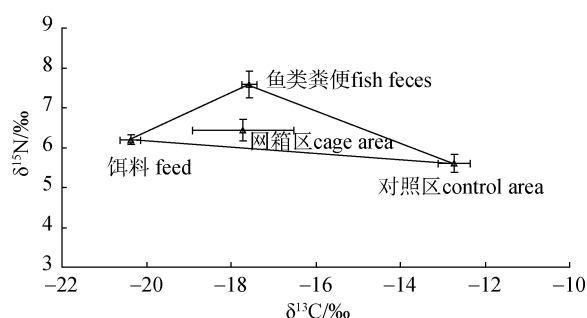


图3 网箱区沉积物及其潜在来源的稳定碳氮同位素图谱
Fig.3 Dual isotope plot for sediments in the fish cage area and the potential organic matter sources

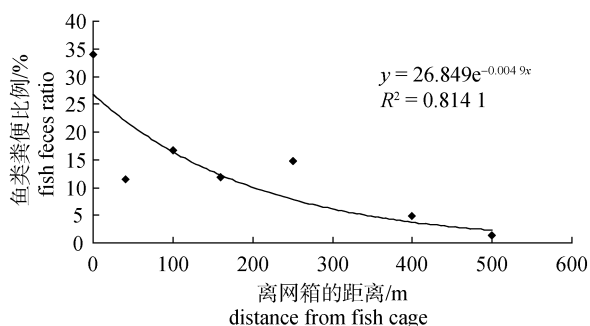


图4 沉积物中鱼类粪便的比例随离网箱距离的变化
Fig.4 Relationship between distance from the fish cages and fish feces in the sediments

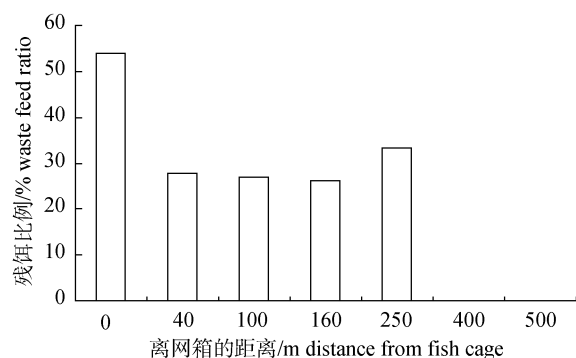


图5 沉积物中残饵比例随离网箱距离的变化
Fig.5 Relationship between distance from the fish cages and waste feed in the sediments

网箱区网箱养殖源有机物质(残饵和粪便之和)的比例为 39.11%~87.88%, 统计值 (56.88 ± 26.94)%。网箱养殖源有机物质的比例与离网箱的距离呈极显著负相关($P<0.01$), 在网箱的正下方, 网箱养殖源有机物质的比例达到了 87.88%, 随着离网箱距离的增加, 网箱养殖源有机物质的比例逐渐降低, 在距离网箱 400 m 区域, 比例(4.79%)降低到不显著水平($P>0.05$), 总体变化趋势符合指数方程 $y=97.167e^{-0.0074x}$ ($R^2=0.8481$)(图 6)。

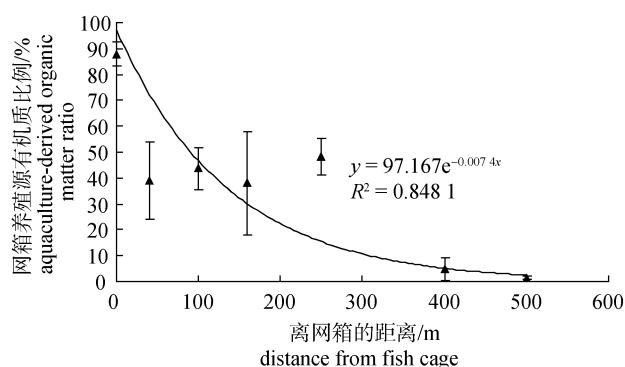


图6 网箱养殖源有机物质比例随离网箱距离的变化
Fig.6 Relationship between distance from the fish cages and aquaculture-derived organic matter ratio in sedimentary organic matter

3 讨论

稳定同位素技术是现代生态学研究中的一门新兴技术, 在生态学研究的诸多领域中都展现了广阔的应用前景, 目前已经成为研究生态系统中物质循环与能量流动的有效技术手段之一, 被广泛地应用于区分动物的食物来源、食物链、食物网和群落结构以及动物的迁移活动等^[16]。近几年来, 稳定同位素技术在评估鱼类网箱养殖对沉积环境的影响方面也得到了广泛的应用^[17-19]。Ye 等^[20]首次利用 $\delta^{13}C$ 定量化的报道了养殖源有机碳对沉积物总有机碳的贡献, 并估计了网箱养殖源有机废物的扩散范围。Yokoyama 等^[17]利用稳定碳氮同位素技术定量研究了残饵和粪便在沉积物中的比例并估计了网箱养殖源有机废物的扩散范围。上述研究中鱼类的饵料来源多为人工配合饵料, 而我国海水鱼类网箱养殖的饵料来源主要采

用鲜活或冰冻小杂鱼, 投喂过程中产生的有机废物在颗粒大小、沉降速率等性状上与人工配合饵料存在较大的差异, 本研究利用稳定碳氮同位素技术成功地甄别了投喂小杂鱼饵料条件下网箱养殖源有机废物对沉积环境的贡献。

残饵和鱼类粪便是海水鱼类网箱养殖过程中的主要污染来源, 据估计, 每生产 1 t 虹鳟会产生 150~300 kg 的残饵(约合投饵量的 1/3)及 250~300 kg 的粪便^[21]。饵料系数(FCR)是衡量养殖生产中饵料质量和饲喂效果的一个理化指标, 即养殖产品每增重 1 kg 投喂饵料的千克数。在过去的 30 年中, 人工配合饵料养殖条件下鲑鳟类养殖的 FCR 已由 2.5 降低到 1.0~1.2^[22]。从中国目前的养殖状况来看, 人工配合饲料的使用率较低, 除高温期和伏季休渔期间使用部分配合饲料, 其他时间大部分仍然是使用冰鲜小杂鱼, 整个养殖过程配合饲料的使用率不到 20%。在本研究区域, 冰鲜小杂鱼是主要的饵料来源, 年投喂量约 5.0×10^6 kg, 年投苗量 31.5×10^3 kg, 年收获量约 1.0×10^6 kg, 由此可以推算出 FCR 为 5.16。从本研究的结果可以看出, 网箱养殖区养殖源有机物的比例为 56.88%, 而使用配合饵料网箱养殖区网箱养殖源有机物的比例为 40.7%, 其中残饵和粪便的比例分别为 28.8%和 11.9%^[17]。从网箱正下方网箱养殖源有机质的比例来看, 冰鲜小杂鱼投喂条件下该比例达到了 87.88%, 而人工配合饵料投喂条件下该比例为 57.7%, 采用人工配合饵料能够将网箱养殖有机污染负荷降低 52.3%。从碳、氮收支角度来看, 利用冰鲜小杂鱼投喂, 养殖过程中输入水体中的碳、氮分别为 755 kmol/年和 195 kmol/年, 其中每年有 524 kmol 和 135 kmol 的碳、氮作为废物输出到周围水体中, 而利用配合饵料投喂, 养殖过程中输入水体中的碳、氮分别只有 87 kmol/年和 19.3 kmol/年, 每年仅有 36 kmol 和 8 kmol 的碳、氮作为废物输出到周围水体中^[23]。因此, 大力推广使用人工配合饵料, 既可以降低饵料系数、减轻环境污染, 又符合国家倡导的低碳养殖的理念。

根据 Silveret 等^[24]提出的颗粒物扩散范围估

算公式: $D = V \cdot d / v$, D 代表扩散范围(m), V 代表流速(m/s), d 是水深(m), v 是颗粒物的沉降速率(m/s), 参考 Chen 等^[25]的研究结果, 按照鱼类粪便和残饵的沉降速率分别为 5.3~6.6 cm/s 和 6~14 cm/s 来计算, 在最大流速 46.0 cm/s, 水深 13 m 的条件下, 鱼类粪便和残饵的扩散范围分别为 91~113 m 和 43~100 m, 而本研究得出 400 m, 这可以从两方面来解释: 一是野生鱼类的扰动^[26]。研究表明, 网箱养殖区周围野生鱼类的种群数量大体和 5.6 个大型抗风浪网箱或 135 个筏式网箱放养的鱼类数量相当^[27], 这些野生鱼类在摄食网箱养殖过程中产生的残饵的同时, 会通过游动或对水体的扰动而将代谢废物带到稍远点的区域。二是沉积物的再悬浮^[28]。沉积物再悬浮作为一个比较普遍的物理现象, 无论在深海区、浅海区还是内陆河均有发生^[29-31], 特别是在河流入海口、潮间带、浅海区等与人类关系比较密切的地区此类现象更为明显。Jago 研究发现, 在海潮区域, 潮流促使底部沉积物再悬浮并使颗粒物的分布服从沉积和再悬浮循环^[32]。李九发等^[33]通过对长江口盐水楔和最大浑浊带的研究观测, 发现长江口泥沙在近底潮流速大于 0.4 m/s 就容易被再悬浮。再悬浮的颗粒物在潮流的携带下, 可以扩散到更远的区域(图 7)。

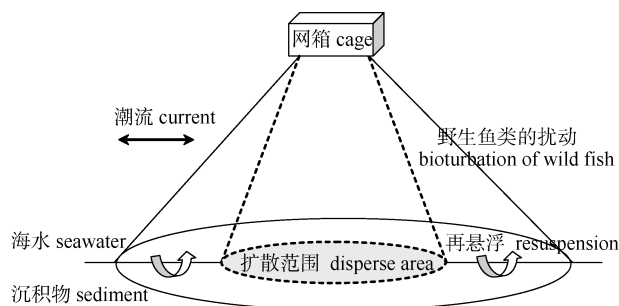


图 7 网箱养殖对环境影响的示意图

Fig. 7 Representative diagram of the hypothesized role of wild fish and resuspension from sediments in the amplification of waste material dispersion coming from cages

参考文献:

- [1] Tacon A G, Halwart M. Cage aquaculture: a global overview[R]. FAO Fisheries Technical Paper, Cage aquaculture -

- Regional Reviews and Global Overview, 2007, 498:1-16.
- [2] 张雅芝, 苏永全. 论我国海水鱼类养殖网箱的可持续发展[J]. 海洋科学, 2001, 25(7): 52-56.
- [3] 农业部渔业局. 中国渔业统计年鉴[J]. 北京: 中国农业出版社, 2008.
- [4] Karakassis I, Tsapakis M, Hatziyanni E, et al. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas[J]. ICES J Mar Sci, 2000, 57(5): 1462-1471.
- [5] 王肇鼎, 彭云辉, 孙丽华, 等. 大鹏湾网箱养鱼水体自身污染及富营养化研究[J]. 海洋科学, 2003, 27(2): 77-81.
- [6] Buschmann A H, Riquelme V A, et al. A review of the impacts of salmonid farming on marine coastal ecosystems in the southeast Pacific [J]. ICES J Mar Sci, 2006, 63(7): 1338-1345.
- [7] Holmer M, Marba N, Duarte C M, et al. Impact of milkfish (*Chanos chanos*) aquaculture on carbon and nutrient fluxes in the Bolonao area, Philippines [J]. Mar Poll Bull, 2002, 44: 685-696.
- [8] Carroll M L, Cochrane S, Fieler R, et al. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: Environmental factors, management practices and monitoring techniques[J]. Aquaculture, 2003, 226: 165-180.
- [9] 韦献革, 温琰茂, 王文强, 等. 哑铃湾网箱养殖对底层水环境的影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(2): 274-278.
- [10] 蒋增杰, 崔毅, 陈碧鹃. 唐岛湾网箱养殖区沉积物-水界面溶解无机氮的扩散通量[J]. 环境科学, 2007, 28(5): 75-79.
- [11] 高爱根, 杨俊毅, 陈全震, 等. 象山港养殖区与非养殖区大型底栖生物生态比较研究[J]. 水产学报, 2003, 27(1): 25-31.
- [12] 黄洪辉, 林钦, 林燕棠, 等. 大亚湾网箱养殖海域大型底栖动物的时空变化[J]. 中国环境科学, 2005, 25(4): 412-416.
- [13] 王文强, 韦献革, 温琰茂. 哑铃湾网箱养殖对表层沉积物的污染[J]. 热带海洋学报, 2006, 25(1): 56-60.
- [14] 蒋增杰, 方建光, 毛玉泽, 等. 南沙港网箱养殖水域沉积环境质量评价[J]. 环境科学与管理, 2009, 34(6): 159-163.
- [15] Phillips D L. Mixing models in analyses of diet using multiple stable isotopes: a critique [J]. Oecologia, 2001, 127: 166-170.
- [16] 李忠义, 金显仕, 庄志猛, 等. 稳定同位素技术在水域生态系统研究中的应用[J]. 生态学报, 2005, 25(11): 3052-3060.
- [17] Yamada Y, Yokoyama H, Ishihi Y, et al. Historical feeding analysis in fish farming based on carbon and nitrogen stable isotope ratio in sediment [J]. Fish Sci, 2003, 69: 213-215.
- [18] Vizzini S, Mazzola A. Stable isotope evidence for the environmental impact of a land-based fish farm in the western Mediterranean [J]. Mar Poll Bull, 2004, 49: 61-70.
- [19] Yokoyama H, Abo K, Ishihi Y. Quantifying aquaculture-derived organic matter in the sediment in and around a coastal fish farm using stable carbon and nitrogen isotope ratios [J]. Aquaculture, 2006, 254: 411-425.
- [20] Ye L X, Ritz D A, Fenton G E, et al. Tracing the influence on sediments of organic waste from a salmonid farm using stable isotope analysis [J]. J Exper Mar Biol Ecol, 1991, 145: 161-174.
- [21] Phillips M J, Beveridge M C, ROSS L G. The environmental impact of salmonid cage culture on inland fisheries: Present status and future trends [J]. J Fish Biol, 1985, 27(supp.A): 123-137.
- [22] Pearson T H, Black K D. In Black. K D, ed. Environmental impact of aquaculture [M]. Landon: Sheffield Academic Press, 2001.
- [23] Alongi D M, Mckinnon A D, Brinkman R, et al. The fate of organic matter derived from small-scale fish cage aquaculture in coastal waters of Sulawesi and Sumatra, Indonesia [J]. Aquaculture, 2009, 295(1-2): 60-75.
- [24] Silveret W, Cromey C J. In Black, K D, ed. Environmental impact of aquaculture [M]. Landon: Sheffield Academic Press, 2001.
- [25] Chen Y S, Beveridge M C, Telfer T C. Physical characteristics of commercial pelleted Atlantic salmon feeds and consideration of implications for modeling of waste dispersion through sedimentation [J]. Aqu Intern, 1999, 7: 89-100.
- [26] Sara` G, Scilipoti D, Mazzola A, et al. Effects of fish farming waste to sedimentary and particulate organic matter in a southern Mediterranean area (Gulf of Castellammare, Sicily): a multiple stable isotope study ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) [J]. Aquaculture, 2004, 234:199-213.
- [27] 葛长宇, 方建光. 网箱养殖区野生许氏平鲉的种群数量[J]. 吉首大学学报:自然科学版, 2006, 27(6): 99-102.
- [28] Cromey C J, Nickell T D, Black K D, et al. Validation of a fish farm waste resuspension model by use of a particulate tracer discharged from a point source in a coastal environment [J]. Estuaries, 2002, 25: 916-929.
- [29] Pattiaratchi C, Hegge B J, Gould J, et al. Impact of sea

- breeze activity on near shore and foreshore processes in Southwestern Australia [J]. *Contin Shelf Res*, 1997 (18): 264–271.
- [30] Williams J J, Rose C P, Thorne P D, et al. Field observations and predictions of bed shear stresses and vertical suspended sediment concentration profiles in wave-current conditions [J]. *Contin Shelf Res*, 1999, 19:507–536.
- [31] Danielsson Å, Jönsson A, Rahm L. Resuspension patterns in the Baltic proper [J]. *J Sea Res*, 2007, 57(4): 257–269.
- [32] Jago C F, Bale. Resuspension processes and seston dynamics, southern North Sea [J]. *Philosoph Trans Royal Soc London A*, 1993(343): 475–491.
- [33] 李九发, 何青, 徐海根. 长江河口浮泥形成机理及变化过程[J]. *海洋与湖沼*, 2001, 32(3): 302–310.

Identification of aquaculture-derived organic matter in the sediment associated with coastal fish farming

JIANG Zengjie, FANG Jianguang, MAO Yuze, WANG Wei

Key Laboratory for Sustainable Utilization of Marine Fisheries Resources, Ministry of Agriculture, Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071, China

Abstract: We used stable carbon and nitrogen isotope analysis to identify the proportion of aquaculture-derived organic matter in the sediment in and around a coastal fish farm in China. The mean $\delta^{13}\text{C}$ values were $(-17.72 \pm 1.2)\text{‰}$ and $(-12.73 \pm 0.38)\text{‰}$ in the regions around the fish farm (within 100 m from the edge of cages) and the control area (500 m from the edge of cages), respectively. The mean $\delta^{15}\text{N}$ values were $(6.44 \pm 0.2)\text{‰}$ and $(5.61 \pm 0.2)\text{‰}$, respectively, for the same areas. The sediment near the fish farm contained a high proportion of waste feed and fish feces (47.70% and 27.71%, respectively). As the distance from the cages increased, the amount of aquaculture-derived organic matter decreased exponentially ($y=97.167e^{-0.0074x}$, $R^2=0.848$). The spatial extent of waste dispersal extended to an area up to 400 m due to bioturbation by wild or escaped fish and resuspension events. The waste organic matter generated by fish cage aquaculture is the primary source of organic pollution in the sediment of Nansha bay.

Key words: marine fish cage aquaculture; sediment; $\delta^{13}\text{C}$; $\delta^{15}\text{N}$