中国水产科学 2015 年 7 月, 22(4): 716−728
Journal of Fishery Sciences of China

研究论文

DOI: 10.3724/SP.J.1118.2015.140434

吉富罗非鱼温棚池塘上覆水−沉积物间隙水营养盐垂直分布特征及其界面交换通量

魏南, 余德光, 谢骏, 王广军, 郁二蒙, 龚望宝, 李志斐, 夏耘

农业部热带亚热带水产资源利用与养殖重点实验室; 中国水产科学研究院 珠江水产研究所, 广东 广州 510380

摘要: 利用 Peeper (pore water equilibriums)技术采集上覆水−沉积物间隙水整个垂直剖面的原位水样, 然后使用微量分光光度法测定样品中主要营养盐 NH_4^+-N、 NO_3^--N、 NO_2^--N、 PO_4^{3-}-P 和 SO_4^{2-}-S 的浓度, 从而分析吉富罗非鱼(GIFT, *Oreochromis niloticus*)温棚养殖池塘各营养盐的垂直分布特征, 并估算其在上覆水−沉积物界面处的交换通量。结果表明: (1)两罗非鱼温棚养殖池塘, 4 个 Peeper 实验组在上覆水−沉积物间隙水中各营养盐组间重复性都较好, 且各营养盐都有较强的垂直分布规律。 NH_4^+-N 主要存在于沉积物间隙水中, 从其表面深度 0 至 6 cm 间隙水中 NH_4^+-N 浓度迅速增高, 8 cm 后趋于相对稳定; NO_3^--N 主要存在于上覆水中, 沉积物 0 至 4 cm 间隙水中 NO_3^--N 浓度迅速降低; NO_2^--N 浓度在沉积物表层 2 cm 处出现峰值; PO_4^{3-}-P 浓度在沉积物 0 至 4 cm 间隙水中浓度迅速增加至最大值, 深度超过 4 cm 浓度有降低趋势; SO_4^{2-}-S 主要存在于上覆水中, 沉积物 0 至 8 cm 间隙水中 SO_4^{2-}-S 浓度迅速降低。(2)不同深度的水样根据营养盐浓度, 各实验组都可聚类为 3 组差异显著的类群: 上覆水组、表层沉积物组(上覆水−沉积物交界面组)和深层沉积物组。(3)通过 Fick 第一定律估算营养盐在上覆水−沉积物界面的扩散通量得出: NH_4^+-N 和 PO_4^{3-}-P 为从沉积物间隙水扩散至上覆水中; NO_3^--N 和 SO_4^{2-}-S 为从上覆水扩散至沉积物中。4 个 Peeper 实验组 NH_4^+-N 的扩散通量分别为 22.44 mg/(m^2·d)、22.93 mg/(m^2·d)、50.84 mg/(m^2·d)和 16.74 mg/(m^2·d), 为两罗非鱼温棚养殖池塘主要的沉积物内源释放营养盐。与类似研究比较, 本研究通量相对较高, 表明养殖池塘沉积物有机质含量相对较高。 SO_4^{2-}-S 的扩散通量分别为−87.05 mg/(m^2·d)、−164.87 mg/(m^2·d)、−77.37 mg/(m^2·d)和−91.30 mg/(m^2·d), 为两养殖池塘沉积物最大的吸收营养盐, 表明 SO_4^{2-}-S 还原可能为罗非鱼养殖池塘沉积物中有机质降解的主要途径之一。

关键词: 间隙水; 上覆水; 营养盐; Peeper; 垂直分布; 交换通量

中图分类号: S96 **文献标志码:** A **文章编号:** 1005−8737−(2015)04−0716−13

养殖池塘沉积物作为上覆水中各元素扩散的“源”, 同时又是上覆水中物质沉降的“汇”[1], 其与上覆水在交界面上的营养盐交换量可反映水体富营养化程度及沉积物内源污染状况[2−3]。传统养殖模式下, 大量残饵、养殖排泄物等有机物在底部沉积, 可致使大量元素在一定条件下释放并扩散至上覆水中[1, 4], 影响养殖池塘水环境, 威胁养殖业的健康发展。近年来, 大规格商品罗非鱼(1.5 kg 以上)出肉率高、肉质鲜美, 市场需求量增加, 促进罗非鱼温棚池塘集约化养殖面积的扩大。由于温棚池塘内外水温温差大, 空气交换量小, 养殖水体换水量得到极大的限制, 易造成养殖水体中 NH_4^+、NO_2^- 等含量上升较快, 水质易突变、恶化, 潜在威胁着养殖动物的生长、生存等[5−6]。了解温

收稿日期: 2014-10-20; 修订日期: 2014-11-11.
基金项目: 国家科技支撑计划课题(2012BAD25B04); 广州市珠江科技新星专项(2014J2200088).
作者简介: 魏南(1983−), 男, 博士, 主要从事健康养殖研究. E-mail: weinan1120@hotmail.com
通信作者: 余德光, 副研究员. E-mail: gzyudeguang@163.com

棚条件下的养殖池塘上覆水−沉积物的营养盐垂直分布规律及其界面扩散通量, 有助于越冬温棚罗非鱼养殖系统水质和沉积物的管理。

近年来, 关于养殖系统上覆水−沉积物界面营养盐通量的研究集中在海水养殖, 如海湾养殖[4, 7–9]、港口养殖[10–12]、虾塘[13]等体系, 而对于相对封闭、较高外源营养物质投入的淡水养殖池塘, 这一特殊养殖体系的研究相对较少[3, 14], 关于温棚养殖池塘上覆水和沉积物间隙水中营养盐分布特征及其界面交换通量还未见报道, 且已有的研究, 大多采用传统的离心沉积物获得间隙水的方法, 其破环性的处理方法难以保证沉积物间隙水原有的理化性质[2, 15], 本研究以越冬温棚罗非鱼养殖池塘为研究对象, 使用 Peeper (pore water equilibriums) 技术[16]采集原位的上覆水−沉积物间隙水, 结合酶标仪微量分光光度法快速、准确的测定养殖有关主要营养盐 NH_4^+、NO_3^-、NO_2^-、PO_4^{3-} 和 SO_4^{2-} 的浓度, 分析垂直空间上的变化规律及其分布差异, 并估算其界面交换通量, 为温棚池塘养殖水体调控提供参考数据。

1　材料与方法

1.1　实验塘介绍

实验塘位于珠海市斗门区莲州镇东滘村东高大罗非鱼养殖专业合作社的养殖基地, 选取两个面积均约为 2 000 m^2, 水深 1.5~2.3 m 的吉富罗非鱼(GIFT, *Oreochromis niloticus*)养殖池塘。池塘按约 2.25 kg/m^2 的密度放养平均体重 0.4 kg 的吉富罗非鱼。配备 1.5 kW 的叶轮式增氧机 4 台。按体重的 0.8%~2.5%投喂蛋白为 28%的罗非鱼配合饲料, 并视具体情况适当调整。养殖过程中两池塘统一补水和换水。池塘 2013 年 12 月初用透明塑料薄膜构建越冬温棚, 越冬期间水温 17~26℃, 平均 21.0℃, 溶解氧在 3.5~6.6 mg/L。

1.2　Peeper 装置介绍

本研究使用 Hesslein[16]设计的 Peeper 透析装置采集养殖池塘的上覆水和沉积物中间隙水, 并稍作改进。装置由 3 块透明有机玻璃板制作而成, 共 30 个分辨率为 2 cm 的采集小室并排排列组成, 每个小室内壁的长、宽、厚分别为 4.5 cm、1.6 cm、3 cm, 小室间间隔为 0.4 cm。两侧夹板与中间板之间覆盖一层 0.2 μm 的渗透膜(PALL, 美国)。利用膜的渗透性使其两侧(外界沉积物间隙水和 Peeper 间隙水采集室内预先装好的无氧的去离子水)的可溶性营养盐和分子经过一定的时间达到交换平衡, 然后测定 Peeper 装置内原位间隙水营养盐的浓度[15]。

1.3　样点设置、Peeper 装置实验室预处理和水样采集过程

本研究共调查了两个相同养殖条件的罗非鱼温棚养殖池塘, 每个池塘设置两个位点。由于投饵区在养殖池塘东岸的中间位置, 为尽量避开大量残饵、排泄物等在投饵区沉积物中非均一性积累的影响, 以及罗非鱼在投饵区对沉积物高强度的生物扰动作用, 两 Peeper 装置投放位点为远离投饵区的靠近池塘的南、北两岸的稍偏过中间的池塘底部, 离岸边约 5 m, 水深约 1.7 m。

因温棚养殖池塘在水体交换受限的情况下, 养殖后期残饵和生物残体、排泄物等在沉积物中的积累达到相对较高的水平, 有机质污染较大, 水质容易恶化, 故本研究调查时间选取罗非鱼越冬温棚养殖池塘的后期阶段(2014 年 4 月 1 日)。

Peeper 装置在实验室预先装满去离子水, 然后在 Peeper 板的夹层覆盖渗透膜, 并用螺丝组装好, 投进装满去离子水的 PVC 管中充 24 h N_2 排除 O_2 备用。于 2014 年 3 月 2 日垂直插入罗非鱼温棚养殖池塘沉积物中, 至预定深度, 保留 5~10 个上层采集小室采集底层上覆水。Peeper 装置在养殖池塘沉积物中平衡 1 个月后, 于 2014 年 4 月 1 日从沉积物中收回, 立即带回实验室用低压水枪冲洗其单面所附沉积物, 并用吸水纸吸干膜外部水, 移液枪刺破渗透膜抽取适量体积的水样, 测定相关营养盐浓度。

1.4　微量分光光度法测定营养盐浓度

Peeper 装置采集的原位间隙水在实验室条件下, 参照 Laskov 等[17]和 Tu 等[18]的酶标仪微体积分光光度的方法测定样品中的营养盐浓度。根据上述方法在实验室条件下提前配置试剂, 并建立

好标准曲线，选取线性关系大于等于 99.99%的标准方程。相应的营养盐浓度测定方法分别为：NH_4^+-N：靛酚法；NO_3^--N：铜镉还原法；NO_2^--N：格里斯显色试剂法；PO_4^{3-}-P：钼蓝法；SO_4^{2-}-S：$BaSO_4$ 明胶法。利用酶标仪(Multiskan FC, Thermo Scientific)分别在相应波长下读取数值，并换算营养盐浓度，每个理化数据测定 3 个平行反应，并取偏差小于 5%的数据取平均值。

1.5 含水率、容重、孔隙率的测定

沉积物水分测定为烘干法，105℃下烘 48 h 至恒重，含水率为沉积物烘干前后质量差与原沉积物湿重的比值(NY/T52–1987)。容重采用环刀法测定，利用柱状采样器采集表层沉积物柱样，每 2 cm 分层切割后，填满氧化铝陶瓷坩埚(高 0.8 cm、直径 1.8 cm)，105℃下烘 48 h 至恒重，容重为沉积物干重与小环体积的比值(NY/T1121.4–2006)。孔隙率按下面公式计算：$P = [(W_w - W_d)\times 100]/(W_w - W_d + W_d/2.5)$，式中 W_w 为沉积物鲜重；W_d 为沉积物干重。

1.6 营养盐交换通量估算

营养盐在上覆水−沉积物界面的交换通量，可通过 Fick 第一定律估算获得：$F = \varphi_0 D_s \left.\frac{\partial C}{\partial z}\right|_{z=0}$，其中 F 为上覆水−沉积物界面扩散通量；φ_0 为表层沉积物的孔隙度；$\left.\frac{\partial C}{\partial z}\right|_{z=0}$ 为上覆水−沉积物界面的浓度梯度，通过对表层沉积物间隙水中营养盐浓度与深度的拟合曲线得出，本实验使用上覆水和表层 8 cm 沉积物间隙水中营养盐含量随深度变化进行拟合曲线；D_s 为考虑了沉积物弯曲效应的实际分子扩散系数，Ullman[20]给出的真实扩散系数 D_s 与孔隙度 φ 之间的经验关系式：$D_s = \varphi D_0$ (φ<0.7)，$D_s = \varphi^2 D_0$ (φ>0.7)，D_0 为无限稀释溶液的理想扩散系数，因本实验采集 Peeper 板水样时的温度为 24.6℃，所以采用 Li 等[21]给出的 25℃下的相关营养盐的理想扩散系数，具体系数值见表 1，并通过测定表层沉积物(0~8 cm)的平均孔隙度 φ 得到 D_s 的数值。

1.7 数据统计分析

本研究利用 PRIMER 6.0 统计软件分析数据，获得的各营养盐浓度数据矩阵首先经 lg (x+1)对数转化并标准化处理，然后使用等级聚类(hierarchical clustering)CLUSTER 功能对每个 Peeper 实验组的理化数据矩阵分别聚类分析，并根据聚类分析结果划分类群，其中理化数据的相似性矩阵利用欧氏距离(Euclidean distance)方法构建[19]。使用主成分分析(principal component analysis)PCA 功能分别分析各 Peeper 实验组营养盐浓度与样品深度的关系。使用相似性分析(analysis of similarity) ANOSIM 功能检验每个 Peeper 实验组内各类群之间的差异性，同理使用 ANOSIM 检验 4 个 Peeper 实验组间的差异来表示实验组间重复性的情况。利用 SPSS 21.0 的 Shapiro-Wilk 检验本实验营养盐浓度数据是否正态分布，得出全部不符合正态分布，然后选用独立样本的 Kruskal-Wallis 非参数检验分析各营养盐在实验组间的差异。营养盐浓度箱状统计分析图由 Origin Pro 9.0 构建。

2 结果与分析

2.1 上覆水−沉积物间隙水中各营养盐垂直分布特征

本实验获得的温棚罗非鱼养殖池塘上覆水和沉积物间隙水中各营养盐垂直分布情况见图 1。NH_4^+-N 在上覆水中浓度较低，且上下较一致，各 Peeper 实验组的平均质量浓度不超过 2 mg/L。沉积物间隙水中的 NH_4^+-N 浓度相对较高，平均值是上覆水的 4.18 (2.95~5.80)倍。NH_4^+-N 浓度的平均值在沉积物的 0~6 cm 内迅速增高，8 cm 以深浓度维持在相对稳定的水平，在 7 mg/L 左右波动(图 1)。

NO_3^--N 在上覆水中平均浓度远大于沉积物间隙水中的平均浓度，是其 17.03(6.28~32.07)倍。上覆水中 NO_3^--N 浓度上下相对一致，约 1.4 mg/L。进入沉积物后，在表层 0~4 cm 内浓度迅速降低，均值降到 0.25 mg/L 以下，而深层沉积物几乎监测不到 NO_3^--N(图 1)。

NO_2^--N 的浓度均值在表层沉积物 2 cm 处有个峰值，约为 0.11 mg/L。NO_2^--N 浓度在上覆水中平均浓度相对于深层沉积物间隙水中的平均浓度稍高，均值是沉积物中浓度的 3.54(2.68~4.24)倍，但也维持在较低水平。进入深层沉积物后，

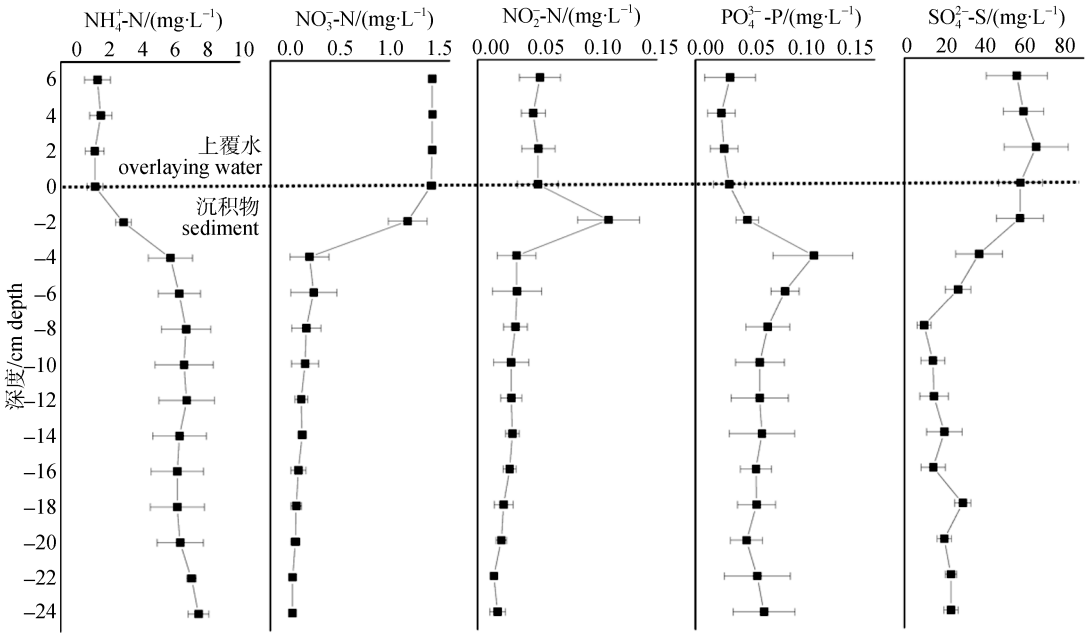

图 1　罗非鱼温棚养殖池塘营养盐垂直分布特征

Fig. 1　Vertical profiles of the nutrients in tilapia greenhouse ponds

NO_2^--N 的含量与 NO_3^--N 的含量类似，平均值非常低，降到 0.02 mg/L 以下(图 1)。

PO_4^{3-}-P 在沉积物间隙水中的平均浓度大于上覆水中平均浓度，是其 2.33(1.42~3.54)倍。PO_4^{3-}-P 在上覆水中含量极低，平均浓度不超过 0.03 mg/L。进入沉积物后，PO_4^{3-}-P 平均浓度在 0~4 cm 内含量迅速增加到最大值，4~8 cm 处，均值又迅速降低至 0.05 mg/L 左右，大于 8 cm 浓度相对稳定(图 1)。

SO_4^{2-}-S 与 NO_3^--N 的垂直分布特征相似，即上覆水中营养盐平均浓度远高于沉积物间隙水中的平均浓度，各组均值是其 3.24(2.74~4.18)倍。上覆水中平均质量浓度在 55~65 mg/L，进入沉积物后，平均浓度在 0~8 cm 内线性下降，8 cm 处质量浓度低于 9 mg/L，深度大于 8 cm 后，质量浓度多在 20 mg/L 以下较低的水平上波动(图 1)。

2.2　聚类分析营养盐分布差异

CLUSTER 聚类分析两罗非鱼养殖池塘 4 个 Peeper 实验组的理化数据矩阵都可分为 3 个类群(图 2)：上覆水组、表层(上覆水−沉积物界面)沉积物组和深层沉积物组。PCA 分析各营养盐浓度与样品深度关系，同样得出各实验组根据采样深度都可分为以上 3 个类群(图 3)。特征值和解释值都较高，说明可以较好地解释上述聚类结果。

由图 3 的 PCA 分析可知，上覆水组主因含有相对较高浓度的 NO_3^--N 和 SO_4^{2-}-S 聚为一类，分布于图的右方；深层沉积物组主因其都含有较高浓度的 NH_4^+-N 聚为一类群，分布于图的左方；而表层沉积物组(–2 cm)在各 Peeper 实验组的情况不一，但多与较高浓度的 NO_2^--N 和/或 PO_4^{3-}-P 有关。

ANOSIM(one way)检验各类群之间的差异，得出两养殖池塘 4 个 Peeper 实验组各类群之间的差异性都极显著，(Peeper 1–1: Global R=0.952, P=0.1%; Peeper 1–2: Global R=0.934, P=0.1%; Peeper 2–1: Global R=0.989, P=0.1%; Peeper 2–2: Global R=0.958, P=0.1%)。

ANOSIM(one way)检验各 Peeper 实验组间的差异来表示实验的重复性情况，得出总体差异和组间差异都不显著(P>5%)，各实验组间重复性较好。独立样本的 Kruskal-Wallis 非参数检验分别分析各营养盐组间的重复性得出：NH_4^+-N 和 PO_4^{3-}-P 组间差异显著(NH_4^+-N: H=12.721, P=5%; PO_4^{3-}-P: H=12.061, P=0.7%)，重复性较差；而 NO_3^--N、

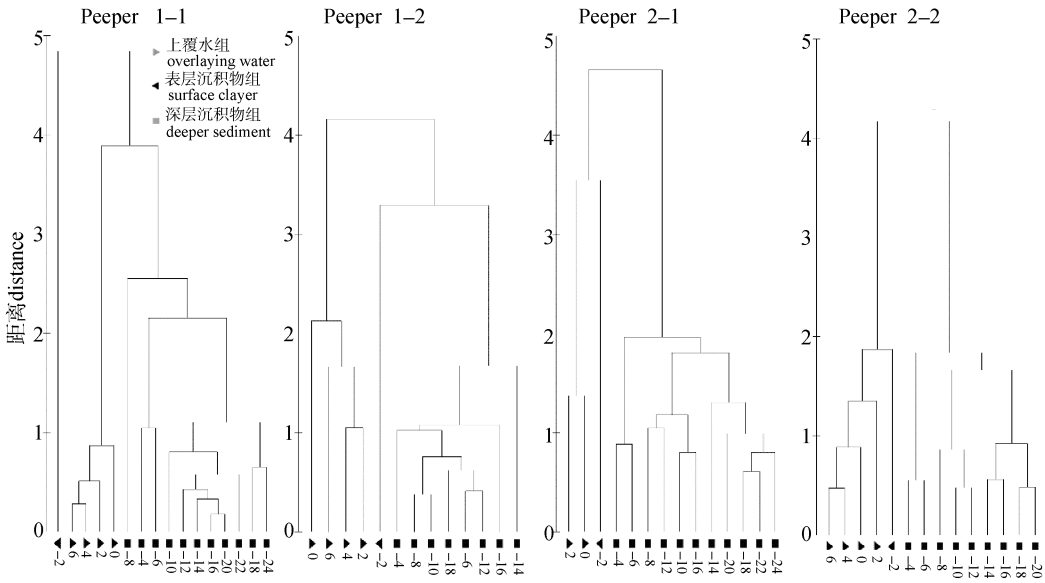

图 2 两养殖池塘各 Peeper 实验组理化性质聚类分析

Fig. 2 Cluster analysis of the environmental factors sampled by Peeper devices

NO_2^--N 和 SO_4^{2-}-S 组间差异都不显著(P>5%)，重复性较好。NH_4^+-N 的差异主要来源于 Peeper 1–1 与 Peeper 2–2(H=16.580, P=3.8%)和 Peeper 2–1 与 Peeper 2–2(H=20.929, P=0.5%)之间，PO_4^{3-}-P 的差异主要来源于 Peeper 1–1 与 Peeper 2–1(H=–17.683, P=2.2%)和 Peeper 1–1 与 Peeper 2–2(H=–16.754, P=3.5%)之间。图 4 的各实验组中营养盐浓度的箱状统计图也说明了各营养盐浓度的组间实验重复性的情况。

2.3 营养盐界面扩散通量

两罗非鱼温棚养殖池塘 4 个 Peeper 实验组利用 Fick 第一定律估算的营养盐界面交换通量结果见表 1，其中所有实验组的 NO_2^--N 和 Peeper 1–2 的 PO_4^{3-}-P 变化曲线与深度拟合曲线相关性不强，所以不能用于通量估算。NH_4^+-N 和 PO_4^{3-}-P 扩散通量为正值，是从沉积物扩散至上覆水中；而 NO_3^--N 和 SO_4^{2-}-S 则相反，为上覆水扩散至沉积物中。其中 NH_4^+-N 和 SO_4^{2-}-S 的扩散通量较大，其余营养盐非常小。NH_4^+-N 扩散通量最大为 Peeper 2–1 的 50.84 mg/(m^2·d)，SO_4^{2-}-S 扩散通量最大为 Peeper 1–2 的–164.87 mg/(m^2·d)。

3 讨论

3.1 上覆水–沉积物间隙水中各营养盐垂直分布特征

由图 1、图 3 可知，罗非鱼两温棚养殖池塘 4 个 Peeper 实验室组组间垂直分布特征的重复性较好，理化因子数据都分为类群间差异显著的上覆水组、表层沉积物组和深层沉积物组 3 类群，表明本研究获得的温棚罗非鱼养殖池塘上覆水–沉积物界面营养盐垂直分布特征具有较强的规律性。

本研究沉积物间隙水中 NH_4^+-N 的平均浓度是上覆水中的 4.18(2.95~5.80)倍，并且所有的实验组都得出，NH_4^+-N 为养殖池塘沉积物中最主要的无机氮源，比例大于 95%(图 1)。NH_4^+-N 为有机氮素分解矿化的第一产物[22]，主要存在于还原性的环境–沉积物间隙水中[23]，受上覆水和沉积物之间浓度梯度的驱动，NH_4^+-N 从深层间隙水扩散至上层间隙水中，至沉积物含氧层后，NH_4^+-N 可在硝化细菌的作用下氧化为中间态的 NO_2^--N 和 NO_3^--N 等[2–3]，从而 NH_4^+-N 在上层沉积物间隙水中随深度(0~6 cm)加深其浓度有逐渐升高的趋势。各实验组深度大于 6 cm 后，NH_4^+-N 浓度保持相对恒定，说明不同深度的沉积物中有机质矿化速率相对恒定，再加上营养盐扩散作用促使浓度趋于均衡。此外，统计检验得出 Peeper 2–2 与 Peeper 1–1 和 Peeper 2–1 之间的浓度差异显著(图 1，图 4)，应与各实验组研究部位有机质含量及其相应的矿化速率有关。

罗非鱼养殖池塘上覆水–间隙水中氧化性相对较高的 NO_3^--N，主要存在于氧化还原电位较高

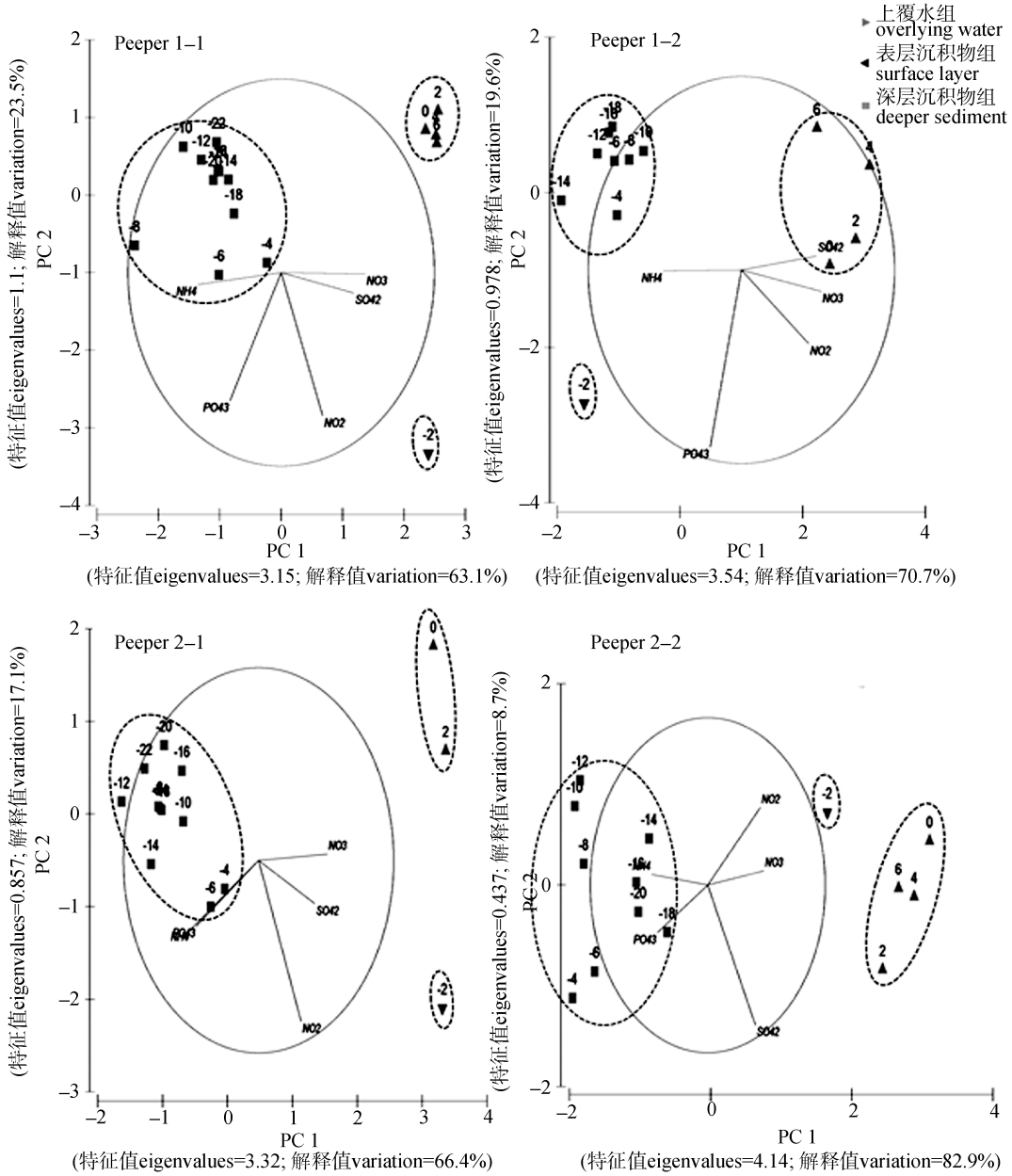

图 3　PCA 分析两养殖池塘各 Peeper 实验组营养盐浓度与深度的关系

Fig. 3　PCA analysis the correlations between the concentration of the nutrients and depth

的上覆水中, 其平均浓度是沉积物间隙水的 17.03 (6.28~32.07)倍(图 1)。NO_3^--N 进入还原性沉积物后, 主要用于微生物的 NO_3^- 呼吸(如反硝化作用)参与有机分解、矿化等[24], 在本实验表层沉积物 0~4 cm 内迅速被消耗至各组的较低值, 在还原性更强的深层沉积物间隙水(>4 cm)中 NO_3^--N 的含量更少。

NO_2^--N 作为沉积物中硝化和反硝化过程的中间产物, 主要存在于本实验的表层沉积物(2 cm)(图 1)。NO_2^--N 浓度在表层沉积物间隙水中有最大值, 主因表层沉积物(2 cm)高速率的硝化作用带来的 NO_2^--N 积累, 而随着深度的增加, 沉积物中 O_2 含量逐渐减少, 硝化作用被大大抑制, NO_2^--N 随沉积物深度增加(>2 cm)浓度迅速降低[2, 25]。

本研究沉积物间隙水中 PO_4^{3-}-P 的平均值为上覆水的 2.33(1.42~3.54)倍, 主因在缺氧的沉积物中, 铁结合态的磷和较易分解的含磷有机物, 可分别通过三价铁还原和有机质分解释放游离态的 PO_4^{3-}-P[26–28], 从而含量远大于上覆水。上层沉

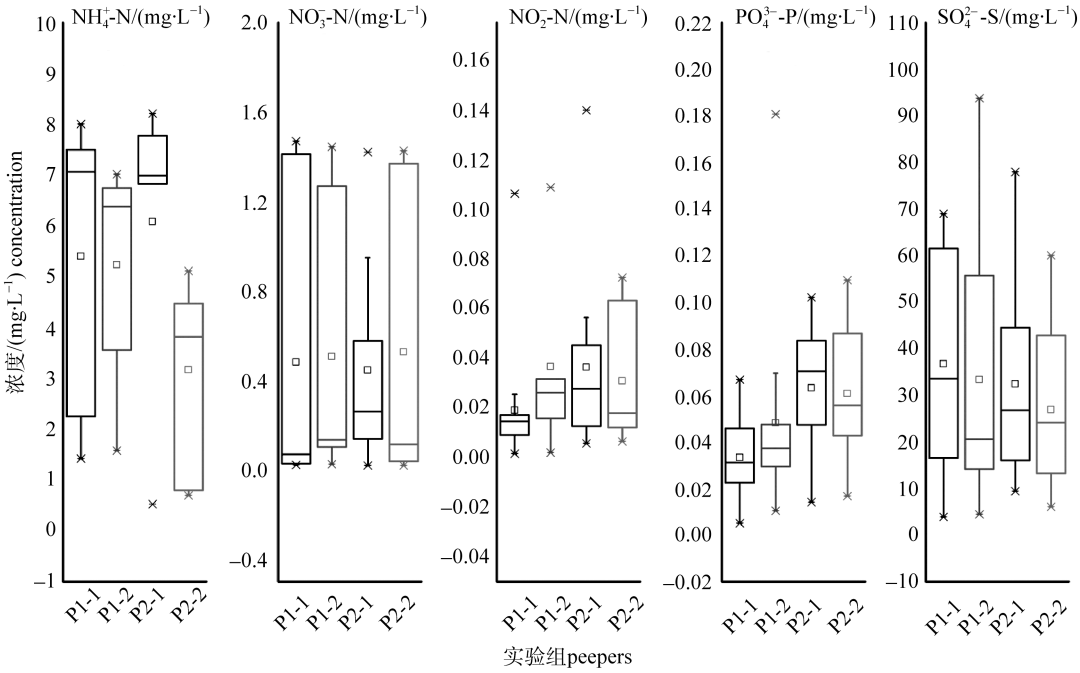

图 4 罗非鱼温棚池塘上覆水−沉积物间隙水中各营养盐的箱状分析图

Fig. 4 Box plots of the concentration of the nutrients sampled by Peeper devices in tilapia greenhouse ponds

积物在 4 cm 左右间隙水中 PO_4^{3-}-P 具有较大值，并且沉积物深度大于 4 cm 有降低的趋势，这应与养殖池塘不同深度沉积物中有机质含量有关，上层沉积物积累的残饵、排泄物等有机质在表层分解矿化释放大量磷元素，在上层还原环境中保持较高浓度；随着沉积物深度的增加，深层沉积物中易分解有机质含量减少，间隙水中 PO_4^{3-}-P 浓度从而逐渐降低。另外，PO_4^{3-}-P 在各 Peeper 实验组间浓度差异较大，也应与池塘不同部位的沉积物中有机质的含量有关；同时，不同位点沉积物本身的物理化学特征，如不同氧化还原状态下铁的存在形态等，对不同位点沉积物中 PO_4^{3-}-P 浓度的差异都可能具有重要影响。

上覆水中 SO_4^{2-}-S 的平均值为沉积物间隙水的 3.24 (2.74~4.18)倍，并随沉积物深度的增加浓度在 0~8 cm 内浓度急剧下降，主因 SO_4^{2-}-S 在厌氧的环境下被硫酸盐还原菌利用作为电子受体氧化有机质获得自身能量[29]，随着沉积物深度的增加，还原性越强，从而 SO_4^{2-}-S 的浓度降低。

本研究获得的罗非鱼温棚养殖池塘上覆水−沉积物界面营养盐垂直分布特征具有较强的规律性，应部分归因于方法学上的优势，包括：(1)本实验使用 Peeper 原位的间隙水采集技术与传统离心的破坏方法相比，可以获得上覆水−泥水界面−沉积物间隙水完整的剖面数据，并可在基本不改变体系氧化还原条件的情况下，获得较真实原位的间隙水的理化数据[2, 15, 25]。(2)采用酶标仪微量分光光度法[17−18]测定 Peeper 板采集的微量沉积物间隙水。此方法使用 96 孔板作为反应容器，即可防止污染，又可一次测定大量数据，大大缩小样品测定时间，使测定多个重复数据成为可能，从而尽可能的保障了本实验理化数据的真实可靠性。

3.2 营养盐的界面扩散通量及其与相关研究的比较

罗非鱼温棚养殖池塘主要的营养盐在上覆水−沉积物界面的扩散通量与类似研究的比较见表 2。由表 2 可知，现有文献使用的研究方法，多为在实验室条件下，使用原位柱状沉积物静态模拟的方法，或根据营养盐在上覆水−沉积物界面的浓度梯度，利用 Fick 第一定律估算营养盐通量。其中估算的方法，沉积物间隙水获取的方法多为传统破坏性的离心法，而使用本研究原位无破坏性的 Peeper 技术的相对较少。Fick 第一定律估算的

表 1　罗非鱼温棚养殖池塘营养盐扩散通量估算

Tab. 1　Diffusive rates of the nutrients in tilapia greenhouse ponds

营养盐 nutrient	实验组 peepers	拟合曲线 fitted equation	R^2	含水率/% water ratio	φ_0/%	$\frac{\partial C}{\partial z}$/(mg·L^{-1}·cm^{-1})	D_0/(10^{-6}·cm^2·s^{-1})	D_s/(10^{-6}·cm^2·s^{-1})	F/(mg·m^{-2}·d^{-1})
				n=4, $\bar{x}$ ±SD					
NH_4^+-N	P1–1	$C = 0.401z + 0.003z^2 - 0.001z^3$	0.879	39.55±1.88	62.02±1.88	0.402	16.80	10.42	22.44
	P1–2	$C = 0.419z - 0.018z^2 + 0.000z^3$	0.832	39.22±1.95	61.70±1.93	0.415	16.80	10.37	22.93
	P2–1	$C = 0.96z - 0.078z^2 + 0.002z^3$	0.904	38.45±2.35	60.91±2.33	0.944	16.80	10.23	50.84
	P2–2	$C = 0.299z - 0.011z^2 + 0.000z^3$	0.769	39.85±2.19	62.31±2.12	0.297	16.80	10.47	16.74
NO_3^--N	P1–1	$C = -0.103z - 0.001z^2 + 0.000z^3$	0.823	39.55±1.88	62.02±1.88	–0.103	16.10	9.99	–5.51
	P1–2	$C = -0.121z + 0.003z^2 + 0.000z^3$	0.862	39.22±1.95	61.70±1.93	–0.12	16.10	9.93	–6.35
	P2–1	$C = -0.123z + 0.007z^2 + 0.000z^3$	0.955	38.45±2.35	60.91±2.33	–0.122	16.10	9.81	–6.30
	P2–2	$C = -0.107z + 0.001z^2 + 0.000z^3$	0.846	39.85±2.19	62.31±2.12	–0.107	16.10	10.03	–5.78
PO_4^{3-}-P	P1–1	$C = 0.003z + 0.000z^2 + 0.000z^3$	0.585	39.55±1.88	62.02±1.88	0.003	6.12	3.80	0.06
	P1–2	–	–	39.22±1.95	61.70±1.93	–	6.12	3.78	–
	P2–1	$C = 0.008z - 0.001z^2 + 0.000z^3$	0.578	38.45±2.35	60.91±2.33	0.008	6.12	3.73	0.16
	P2–2	$C = 0.004z + 0.000z^2 + 0.000z^3$	0.660	39.85±2.19	62.31±2.12	0.004	6.12	3.81	0.08
SO_4^{2-}-S	P1–1	$C = -2.908z - 0.175z^2 + 0.012z^3$	0.800	39.55±1.88	62.02±1.88	–2.943	8.90	5.52	–87.05
	P1–2	$C = -5.687z + 0.275z^2 - 0.001z^3$	0.793	39.22±1.95	61.70±1.93	–5.632	8.90	5.49	–164.87
	P2–1	$C = -2.681z - 0.156z^2 + 0.012z^3$	0.673	38.45±2.35	60.91±2.33	–2.712	8.90	5.42	–77.37
	P2–2	$C = -3.053z - 0.027z^2 + 0.010z^3$	0.821	39.85±2.19	62.31±2.12	–3.058	8.90	5.55	–91.30

注: P: Peeper 实验组; R^2: 拟合曲线的拟合优度; φ_0: 沉积物孔隙度; $\partial C/\partial z$: 沉积物间隙水中营养盐浓度梯度; D_0: 营养盐在无限稀释溶液中的理想扩散系数; D_s: 考虑了沉积物弯曲效应后的实际分子扩散系数; F: 营养盐的界面交换通量.

Note: P: Peeper; R^2: Goodness-of-fit index; φ_0: Porosity; $\partial C/\partial z$: Concentration gradient of the nutrients in sediment porewater; D_0: Ideal diffusion coefficient; D_s: Practical diffusion coefficient; F: Diffusive rates on the water-sediment interfaces.

表 2 罗非鱼养殖池塘主要营养盐通量与类似研究的比较

Tab. 2 Diffusion rates of the main nutrients in tilapia ponds with comparison of other studies

$mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$

生境类型 ecosystem types	研究区域 study area	NH_4^+-N	NO_3^--N	NO_2^--N	PO_4^{3-}-P	研究方法 method	文献 literature
养殖池塘或围隔 aquaculture ponds or enclosure	罗非鱼温棚池塘	16.74~50.84	–5.51~6.35	–	0.06~0.16	扩散模型(Peeper)	本文 this study
	草鱼单养和混养围隔	–1230.18~3215.38	–	–	–15506.20~317.75	原柱样静态模拟	[3]
	虾塘	0.00~0.18	0.16~4.07	0.06~0.70	0.53~4.21	原柱样静态模拟	[13]
	刺参池塘	–87.24~88.76	–	–	–9.01~12.13	原柱样静态模拟	[1]
	黄颡鱼池塘	–259.90~322.50	–21.40~66.20	–3.89~3.90	–6.6~12.9	原柱样静态模拟	[30]
	草鱼池塘	–460.00~157.50	–4.90~22.70	–3.91~3.10	–4.9~22.7	原柱样静态模拟	[30]
	锯缘青蟹池塘	–	–	–	3.25, 2.17	原柱样静态模拟	[31]
	青蟹池塘	2.79	–18.52	3.34	–	原柱样静态模拟	[32]
海湾或港口养殖系统 aquaculture in bays or harbors	大亚湾养殖区	15.25~371.07	–	–	0.45~9.21	扩散模型(离心)	[7]
	桑沟湾养殖区	0.78~4.13	–0.50~0.51	–0.20~0.07	–0.02~0.28	扩散模型(离心)	[12]
	桑沟湾养殖区	–10.34~31.80	–0.27~4.09	0.00~0.27	0.03~11.59	扩散模型(离心)	[33]
	宁波南沙港养殖区	1.12~17.49	–5.47~98.92	–0.21~0.52	0.10~1.93	扩散模型(离心)	[11]
	唐岛湾养殖区	–0.32~1.05	–2.00~1.50	0.00~0.36	–	扩散模型(离心)	[10]
自然生态系统 natural ecosystems	南四湖	3.10~10.30	–	–	0.30~2.70	原柱样静态模拟	[2]
	南四湖	3.69~4.51	–	–	0.24~0.66	扩散模型(Peeper)	[2]
	滇池福保湾	22.941~163.11	–	–	0.90~2.00	原柱样静态模拟	[25]
	滇池福保湾	2.85~81.96	–	–	0.12~0.27	扩散模型(Peeper)	[25]
	Suma Park 水库, 澳大利亚	0.48~3.03	–0.56~–0.10	–	0.05~0.22	扩散模型(Peeper)	[22]

交换通量，为只考虑了营养盐在上覆水–沉积物之间的浓度梯度以及孔隙度、颗粒阻碍因子对溶解态营养盐迁移扩散影响的理论通量值，与考虑了生物扰动等影响因素的原位柱状沉积物静态模拟的方法相比，获得数值小很多[2, 25]；另外，使用 Peeper 技术采集原位间隙水的方法，计算获得的通量大约高出传统离心方法的 20%，更接近于实际值[2, 25]。因而，由于研究方法不同，不同研究之间并不具有严格可比性，本研究与类似文献的比较仅作为营养盐界面交换通量的大概级别的评价。

本研究获得的两罗非鱼温棚养殖池塘 4 个 Peeper 实验组的 NH_4^+-N 营养盐交换通量为 16.74~50.84 $mg/(m^2 \cdot d)$，为沉积物最大的内源释放营养盐，其扩散通量虽低于多数利用原位柱状沉积物静态模拟的方法获得的养殖系统的 NH_4^+- N 界面交换通量，但高于对多数海湾养殖和自然生态系统利用扩散定律计算得到的 NH_4^+-N 界面通量，包括与本实验使用相同 Peeper 方法的南四湖[2]、滇池[25]和澳大利亚水库[22]等的研究(表 2)。罗非鱼温棚养殖池塘沉积物具有较高的 NH_4^+-N 释放通量应与养殖系统较高的外源饲料投入量有关，上覆水–沉积物界面积累的大量外源有机质，分解、矿化带来较高浓度的 NH_4^+-N，为较高的界面交换通量提供了物质基础。另外，本研究与多数养殖系统的研究相类似，NH_4^+-N 的界面扩散通量为正值(表 2)，沉积物为 NH_4^+-N 扩散的“源”，表明 NH_4^+-N 从沉积物中进入上覆水中的速率大于硝化作用和反硝化作用消耗 NH_4^+-N 的速率[1, 3]，因而，NH_4^+-N 的扩散通量受有机物矿化产物氨氮的产量以及硝化和反硝化作用等氮循环过程共同的调控。

本研究获得的罗非鱼温棚养殖池塘 NO_3^--N 的界面交换通量为–5.51~–6.35 $mg/(m^2 \cdot d)$，交换通量为负值，沉积物为 NO_3^--N 的“汇”，表明罗非鱼养殖系统沉积物中微生物 NO_3^- 呼吸(反硝化作用和/或硝酸盐异化还原成铵作用)消耗 NO_3^--N

的速率大于硝化作用生产的 NO_3^--N 的速率，从而水体中的 NO_3^--N 通过向下扩散来补充到沉积物中[34]。通量值与多数研究相比相差不多，大于多数海湾养殖和自然生境中 NO_3^--N 的界面交换通量(表 2)，说明罗非鱼温棚养殖池塘沉积物可能随养殖时间的延长，有机质的积累导致沉积物还原性相对较强，需要相对较多的 NO_3^- 参与有机质的分解。

NO_2^--N 在沉积物间隙水 2 cm 深处具有较高浓度，比上覆水的均值高 1.22~5.74 倍，说明 NO_2^--N 在界面处应具有从表层沉积物扩散至上覆水的扩散通量，但由于表层的垂直分布拟合曲线的拟合优度不高而不能用于 Fick 第一定律的估算。作为中间价态的 NO_2^-，在沉积物中主要由两种氮循环途径提供，一是从深层沉积物扩散来的 NH_4^+-N 可在含氧层(oxic zone)有氧的情况下通过硝化作用转化为 NO_2^--N，二是从上覆水扩散来的 NO_3^--N 也可在无氧的亚氧化层(suboxic zone)通过反硝化作用转化为 NO_2^--N[24]。本研究因 NH_4^+-N 的扩散通量远大于 NO_3^--N 的扩散通量，表层沉积物间隙水中的 NO_2^--N 应主要来源于硝化作用氧化 NH_4^+-N，因而本研究 NO_2^--N 通量的大小可能受界面硝化作用速率的调控。

相对于微生物介导的氮循环过程，磷循环过程基本上是一些化学反应，所以，上覆水–沉积物界面的磷交换主要受沉积物本身的物理化学特征所支配[3, 28]。在缺氧的沉积物中，铁结合态的磷和较易分解的含磷有机物，可分别通过三价铁还原和有机质分解释放游离态的 PO_4^{3-}-P，而在含氧的条件下，铁氧化过程可致沉积物中的磷滞留[26–28]。本研究获得的 PO_4^{3-}-P 通量为 0.06~0.16 mg/(m^2·d)，与使用 Fick 第一定律估算 PO_4^{3-}-P 通量的养殖系统或自然生态系统的多数类似研究相比，扩散通量相差不多(表 2)，可能罗非鱼温棚养殖池塘沉积物有关界面磷循环的物理化学特性与其他系统相差不大。

关于 SO_4^{2-}-S 界面交换通量的研究相对较少，而关于淡水养殖系统的研究还没见有报道。Hyun 等[35]总结了不同滨海养殖系统(主要是贻贝和牡蛎)沉积物中 SO_4^{2-} 还原速率大多都超过 320 mg/(m^2·d)，虽因研究方法的不同，无严格的可比性，本研究获得的 SO_4^{2-}-S 界面交换通量为–77.37~–164.87 mg/(m^2·d)，可能相对于海洋养殖系统较小。SO_4^{2-}-S 营养盐在沉积物中作为电子受体，发生在 Fe^{3+}还原和 NO_3^- 还原之后，CO_2 还原之前，是沉积物中倒数第二的还原性环境[36]。在某些有机质含量丰富的沉积物中，SO_4^{2-}-S 还原为主要的有机质氧化途径，如 Holmer 等[29]对海洋养殖系统的研究，SO_4^{2-}-S 可氧化最高达 100%沉积物沉积的有机质。本研究 SO_4^{2-}-S 为罗非鱼温棚养殖池塘沉积物吸收通量最大的营养盐，表明 SO_4^{2-}-S 还原应为罗非鱼养殖池塘沉积物中有机质降解的主要途径之一。

本研究获得的交换通量为营养盐浓度梯度界面扩散的理论值，不包括生物扰动作用带来的界面交换通量[2, 25]。养殖系统尤其是高密度精养池塘，放养密度相对较高，再加上养殖活动致使表层沉积物富营养化，常富集高丰度的底栖生物，生物扰动作用相对较强烈，对上覆水–沉积物界面的营养盐交换通量有较大影响[37]。如 Cline 等[38]指出，鱼的生物扰动作用可显著增加沉积物中 NO_3^- 和 NO_2^- 的释放，Matsuzaki 等[39]也得出鱼的生物扰动显著影响营养盐的动态物质循环过程。本研究系统中的罗非鱼可通过摄食、分泌、排泄、运输和颗粒再悬浮等活动，影响沉积物原有的结构和性能[37]，同时罗非鱼繁殖期还具有在沉积物中挖穴筑巢的生活习性[40]，可剧烈扰动沉积物层，改变原有的营养盐垂直分布规律，从而影响营养盐的界面交换通量，因此，以罗非鱼等为主的生物扰动作用也可能是本研究获得的营养盐界面交换通量总体相对其他类似研究较高的原因之一。

参考文献：

[1] Zheng Z M. Study on nutrient fluxes across sediment-water interface in sea cucumber culture ponds[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2009: 1–126. [郑忠明. 刺参养殖池塘沉积物—水界面营养盐通量的研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2009: 1–126.]

[2] Wang Z Q, Li B, Liang R J, et al. Comparative study on endogenous release of nitrogen and phosphorus in Nansi Lake, China[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2013, 33(2):

487–493. [王志齐, 李宝, 梁仁君, 等. 南四湖内源氮磷释放的对比研究[J]. 环境科学学报, 2013, 33(2): 487–493.]

[3] Guo Y J, Shen Y P, Wang F, et al. Nutrient Fluxes Across Sediment-Water Interface in Different Grass Carp Polyculture Enclosures[J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2013, 37(4): 595–605. [郭永坚, 沈勇平, 王芳, 等. 草鱼不同养殖模式实验围隔内沉积物–水界面营养盐通量的研究[J]. 水生生物学报, 2013, 37(4): 595–605.]

[4] Huang X P, Guo F, Huang D J. Nutrients diffusion fluxes in sediment-water interface in marine culture area of Daya Bay and its environmental significance[J]. Marine Environmental Science, 2008, 27(S2): 6–12. [黄小平, 郭芳, 黄道建. 大亚湾典型养殖区沉积物—海水界面营养盐扩散通量及其环境意义[J]. 海洋环境科学, 2008, 27(S2): 6–12.]

[5] 郁蔚文, 王健, 周寅. 大跨度柔性保温大棚的结构及其在池塘养殖中的应用[J]. 中国水产, 2013(11): 51–53.

[6] Huang Y C, Lin X R, Cai B Q, et al. Study on the technology of off-season healthy aquaculture in higher-altitude culture ponds of *Litopenaeus vannamei*[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2012, 28(17): 154–159. [黄永春, 林祥日, 蔡葆青, 等. 凡纳滨对虾高位池反季节健康养殖技术的研究[J]. 中国农学通报, 2012, 28(17): 154–159.]

[7] Cheng X J, Zeng Y X, Guo Z R, et al. Diffusion of nitrogen and phosphorus across the sediment–water interface and in seawater at aquaculture areas of Daya Bay, China[J]. Int J Environ Res Public Health, 2014, 11: 1557–1572.

[8] Qiu Y W, Wang Z D, Gao H L, et al. Diffusive fluxes of nutrients across sediment-seawater interface in cultural sea area of Daya Bay[J].Tropic Oceanology, 1999, 18(3): 83–90. [丘耀文, 王肇鼎, 高红莲, 等. 大亚湾养殖水域沉积物–海水界面营养盐扩散通量[J]. 热带海洋, 1999, 18(3): 83–90.]

[9] Zhang F. Study on the exchange fluxes of nitrogen and phosphate at the sediment–water interface in the clam culture tidal flat of Jiaozhou Bay[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2011: 1–65. [张帆. 胶州湾贝类增养殖潮滩沉积物–水界面氮、磷交换通量研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2011: 1–65.]

[10] Jiang Z J, Cui Y, Chen B J. Difusive fluxes of dissolved inorganic nitrogen across sediment-water interface in net-cage culture area of Tangdao Bay[J]. Environmental Science, 2007, 28(5): 1001–1005. [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): 1001–1005.]

[11] Jang Z J, Fang J G, Mao Y Z, et al. Difusion fluxes of dissolved inorganic nitrogen and phosphorus across sediment-water interface in Nansha Aquaculture Area．China[J]. Journal of Agro–Environment Science, 2010, 29(12): 2413–2419. [蒋增杰, 方建光, 毛玉泽, 等. 宁波南沙港养殖水域沉积物–水界面氮磷营养盐的扩散通量[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(12): 2413–2419.]

[12] Sun S, Liu S M, Ren J L, et al. Distribution features of nutrients and flux acroos the sediment–water interface in the Sanggou Bay[J]. Acta Oceanology Sinica, 2010, 32(6): 108–117. [孙珊, 刘素美, 任景玲, 等. 桑沟湾养殖海域营养盐和沉积物—水界面扩散通量研究[J].海洋学报, 2010, 32(6): 108–117.]

[13] Sun Y, Cui Y, Yang Q F, et al. Diffusion flux of nutrient salts between sediment and waters in shrimp pond and its seasonal change[J]. Marine Fisheries Research, 1997, 18(1): 60–66. [孙耀, 崔毅, 杨琴芳, 等. 虾塘沉积物—水界面的营养盐扩散通量及其在养殖季节的变化[J]. 海洋水产研究, 1997, 18(1): 60–66.]

[14] Zhao L, Wang F, Sun D, et al. Distribution of nutrients in the pore water and overlying water in Grass carp *Ctenopharyngodon idellus* polyculture system[J]. Progress in Fishery Sciences, 2011, 32(2): 70–77. [赵蕾, 王芳, 孙东, 等. 草鱼复合养殖系统间隙水与上覆水中营养盐分布特征[J]. 渔业科学进展, 2011, 32(2): 70–77.]

[15] Shi D. Study on High-resolution, passive samplings for porewater phosphate in lake sediments[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2009: 1–56. [时丹. 沉积物间隙水磷的高分辨被动采样技术研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2009: 1–56.]

[16] Hesslein. An in situ sampler for close interval pore water studies[J]. Limnol Oceanogr, 1976, 21: 912–914.

[17] Laskov C, Herzog C, Lewandowski J, et al. Miniaturized photometrical methods for the rapid analysis of phosphate, ammonium, ferrous iron, and sulfate in pore water of freshwater sediments[J]. Limnol Oceanogr: Methods, 2007, 5(1): 63–71.

[18] Tu X H, Xiao B D, Xiong J, et al. A simple miniaturised photometrical method for rapid determination of nitrate and nitrite in freshwater[J]. Talanta, 2010, 82(3): 976–983.

[19] Clarke K R, Gorley R N. PRIMER v6: User Manual/Tutorial[M]. Plymouth: PRIMER-E Ltd, 2006, 190.

[20] Ullman W J. Diffusion coefficients in near–Shore marine sediments[J]. Limnol Oceanogr, 1982, 27: 552–556.

[21] Li Y H, Gregory S. Diffusion of ions in sea water and in deep–sea sediments[J]. Geochim Cosmochim Acta, 1974, 38: 703–714.

[22] Chowdhury M, Bakri D A. Diffusive nutrient flux at the sediment–water interface in Suma Park Reservoir, Australia [J]. Sci Hydrologic J, 2006, 51(1): 144–156.

[23] Canfield D E, Jørgensen B B, Fossing H, et al. Pathways of

organic carbon oxidation in three continental margin sediments[J]. Mar Geol, 1993, 113: 27–40.

[24] Žilius M. Oxygen and Nutrient Exchange at the Sediment-water Interface in the Eutrophic Boreal Lagoon (Baltic Sea) [D]. Lithuania: Klaipėda University, 2011: 1–102.

[25] Li B, Ding S M, Fan C X, et al. Estimation of releasing fluxes of sediment nitrogen and phosphorus in Fubao Bay in Dianehi Lake[J]. Environmental Science, 29(1): 114–120. [李宝, 丁士明, 范成新, 等. 滇池福保湾底泥内源氮磷营养盐释放通量估算[J]. 环境科学, 2008, 29(1): 114–120.]

[26] Jensen H S, Mortensen P B, Andersen F Ø, et al. Phosphorus cycling in coastal marine sediment, Aarhus Bay, Denmark[J]. Limnol Oceanogr, 1995, 40(5): 908–917.

[27] Gunnars A, Blomqvist S. Phosphate exchange across the sediment-water interface when shifting from anoxic to oxic conditions-an experimental comparison of freshwater and brackish marine systems[J]. Biogeochemistry, 1997, 37(3): 203–206.

[28] Rozan T F, Taillefert M, Trouwborst R E, et al. Iron–sulfur–phosphorus cycling in the sediments of a shallow coastal bay: Implications for sediment nutrient release and benthic macroalgal blooms[J]. Limnol Oceanogr, 2002, 47(5): 1346–1354.

[29] Holmer H, Kristensen E. Seasonality of sulfate reduction and pore water solutes in a marine fish farm sediment: the importance of temperature and sediment organic matter[J]. Biogeochemistry, 1996, 32(1): 15–39.

[30] Pi K. Study on nitrogen and phosphorus dynamics in sediment-water interface in different aquaculture models ponds[D]. Wuhan: Huazhong Agricultral University, 2014: 1–65. [皮坤. 不同养殖模式池塘营养物质动态迁移特征研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2014: 1–65.]

[31] Lu G M, Le G Z, Zhong M J, et al. Phosphorus release in *Scylla serrata* (Forskal) ponds' sediment[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2010, 17(5): 1115–1120. [卢光明, 乐观宗, 钟明杰, 等. 锯缘青蟹养殖池塘中沉积物磷释放的初步研究[J]. 中国水产科学, 2010, 17(5): 1115–1120.]

[32] Zhong M J, Le G Z, Xu Y J. Study on release and flux of inorganic nitrogen from sediments in crab ponds[J]. Journal of Ningbo University (NSEE), 2009, 22(3): 322–325. [钟明杰, 乐观宗, 徐永健. 青蟹养殖池沉积物无机氮释放通量及其影响因素[J]. 宁波大学学报: 理工版, 2009, 22(3): 322–325.]

[33] Cai L S, Fang J G, Dong S L. Preliminary studies on nitrogen and phosphorus fluxes between seawater and sediment in Sungo Bay[J]. Marine Fisheries Research, 2004, 25(4): 57–64. [蔡立胜, 方建光, 董双林. 桑沟湾养殖海区沉积物–海水界面氮、磷营养盐的通量[J]. 海洋水产研究, 2004, 25(4): 57–64.]

[34] Sun Y M, Song J M. Functions of China marginal sea sediments in the cycles of biogenic elements[J]. Marine Environmental Science, 2002, 21(1): 26–33. [孙云明, 宋金明. 中国浅海沉积物在生源要素循环中的功能[J]. 海洋环境科学, 2002, 21(1): 26–33.]

[35] Hyun J H, Kim S H, Mok J S, et al. Impacts of long-line aquaculture of Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) on sulfate reduction and diffusive nutrient flux in the coastal sediments of Jinhae-Tongyeong, Korea[J]. Mar Pollut Bull, 2013, 74(1): 187–198.

[36] Miao Z, Brusseau M L, Carroll K C, et al. Sulfate reduction in groundwater: characterization and applications for remediation[J]. Environ Geochem Health, 2012, 34(4): 539–550.

[37] Adamek Z, Marsalek B. Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review[J]. Aquacult Int, 2013, 21(1): 1–17.

[38] Cline J M, East T L, Threlkeld S T. Fish interactions with the sediment-water interface[J]. Hydrobiologia, 1994, 275–276(1): 301–311.

[39] Matsuzaki S S, Usio N, Takamura N, et al. Effects of common carp on nutrient dynamics and littoral community composition: roles of excretion and bioturbation[J]. Fundam Appl Limnol, 2007, 168(1): 27–38.

[40] Zhu H P, Lu M X, Huang Z H. Practical new technology for healthy aquaculture of Tilapia[M]. Beijing: China Ocean Press, 2008. [朱华平, 卢迈新, 黄章翰. 罗非鱼健康养殖实用新技术[M]. 北京: 海洋出版社, 2008.]

Vertical distribution of the nutrients in overlying and interstitial waters and their interface diffusion rates in tilapia greenhouse aquaculture ponds

WEI Nan, YU Deguang, XIE Jun, WANG Guangjun, YU Ermeng, GONG Wangbao, LI Zhifei, XIA Yun

Key Laboratory of Tropical & Subtropical Fishery Resource Application & Cultivation, Ministry of Agriculture; Pearl River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510380, China

Abstract: As both a source and sink of varieties of elements including nitrogen, phosphorus and sulfur in aquaculture ponds water bodies, sediments influence the process of eutrophication as well as the restoration and governance of water quality. With the increasing demands of large size of tilapia in China, more greenhouses were built for tilapia overwintering aquaculture. Due to large temperature difference, restricted air flow and water change conditions in aquaculture greenhouses, NH_4^+ and NO_2^- increases quickly. It is a great help for water quality regulation and pond sediment management to study the vertical distribution characteristics of the nutrients in overlying and interstitial waters and their interface diffusion rates in tilapia aquaculture greenhouse ponds. Intact overlying and interstitial waters were collected by peeper (pore water equilibriums) devices from tilapia greenhouse aquaculture ponds in Doumen District, Zhuhai, China. The nutrients of NH_4^+-N, NO_3^--N, NO_2^--N, PO_4^{3-}-P and SO_4^{2-}-S in collected samples were then measured by miniaturized photometrical methods using a microplate reader. All measured nutrients had good repeatability between the four peeper groups in the two tilapia aquaculture ponds, and showed distinct vertical distribution patterns respectively. For instance, NH_4^+-N mainly remained in interstitial waters, increased greatly with the depth from 0 cm to 6 cm, and tending towards stability deeper than 8 cm; NO_3^--N mainly remained in overlying waters, and decreased quickly from the depth of 0 cm to 4 cm; NO_2^--N was peaked in the depth of 2 cm; PO_4^{3-}-P increased to maximums from the depth of 0 cm to 4 cm, and decreased after the depth of 4 cm; SO_4^{2-}-S mainly remained in overlying waters, and decreased quickly from the depth of 0 cm to 8 cm. The depth related samples were divided into three groups, overlying water group, surface layer sediment group (water-sediment interface group) and lower layer sediment group with distinct differences. Diffusion rates of the nutrients were calculated by the Fick's First Law. NH_4^+-N and PO_4^{3-}-P were released from the sediment to overlying water, while NO_3^--N and SO_4^{2-}-S in the overlying water were absorbed into the sediment. NH_4^+-N was the main endogenous released nutrient in the tilapia aquaculture ponds with the diffusion rates of 22.44 mg/(m^2·d), 22.93 mg/(m^2·d), 50.84 mg/(m^2·d) and 16.74 mg/(m^2·d), respectively. It was relatively high compared with other similar studies, which means that it had relatively high organic matter content in sediments of the tilapia aquaculture ponds. SO_4^{2-}-S was the most absorbed nutrients with the diffusion rates of –87.05 mg/(m^2·d), –164.87 mg/(m^2·d), –77.37 mg/(m^2·d) and –91.30 mg/(m^2·d), respectively. It suggested that SO_4^{2-} reduction maybe one of the most important way to degrade organic matters in sediments of the tilapia aquaculture ponds.

Key words: interstitial water; overlying water; nutrients; peeper; vertical distribution; diffusion rates

Corresponding author: YU Deguang. E-mail: gzyudeguang@163.com