#### DOI: 10.12264/JFSC2022-0432

# 养殖尾水氮元素在海水人工湿地中的迁移转化过程

郭晓丽<sup>1</sup>、贾军<sup>1,3</sup>、崔正国<sup>1,2,3</sup>

- 中国水产科学研究院黄海水产研究所,农业农村部海洋渔业可持续发展重点实验室,山东省渔业资源与生态环 境重点实验室,山东 青岛 266071;
- 2. 青岛海洋科学与技术试点国家实验室海洋渔业科学与食物产出过程功能实验室, 山东 青岛 266071;
- 上海海洋大学水产科学国家级实验教学示范中心,上海海洋大学国家海洋生物科学国际联合研究中心,上海 201306

**摘要:** 为深入探究养殖尾水中氮元素在海水人工湿地内的迁移转化过程,以牙鲆(*Paralichthys olivaceous*)养殖尾水 为研究对象,利用氮稳定同位素技术示踪氮的迁移转化,并采用质量平衡法定量不同脱氮途径对人工湿地脱氮的 贡献,以全面评估人工湿地系统的脱氮能力。结果表明,复合垂直流人工湿地对硝态氮有较好的处理效果。经 21 d 循环运行,NO<sub>3</sub>-N 氮去除率可达(92.81±1.21)%,湿地各基质层中煤渣层δ<sup>15</sup>N 值最低,为(203.58±2.87)‰,珊瑚石层 δ<sup>15</sup>N 值最高,为(303.66±2.22)‰;植物中氮含量显著高于各层基质氮含量,平均氮含量为(2.68±0.38)%,其单位质 量吸收氮素的能力最强,绝对丰度平均值为(105.61±14.65)×10<sup>-3</sup> mg/g,远高于各基质层。系统初期基质、植物及微 生物转化对系统脱氮的贡献率分别为 44.70%、21.90%、18.11%;稳定期微生物转化则成为主要脱氮途径,贡献率 高达 60.77%,基质贡献率为 6.46%。本研究结果全面揭示了海水养殖尾水中氮元素的去除效率和迁移转化过程,可 为氮稳定同位素技术在海水人工湿地系统中的应用提供有效的数据支持,阐明了人工湿地各基质层和微生物的脱 氮机理和贡献,可为海水养殖尾水脱氮技术的优化提供理论参考。

#### 

近几十年来,随着海水养殖业的飞速发展, 其带来的水环境污染问题同样不容忽视。海水养 殖尾水因具有盐度高、污染物成分复杂、可生化 性差等特点,导致处理难度较大,技术要求高。因 此海水养殖废水如何能更好地实现经深度处理后 达标排放,已成为亟待解决的问题。目前海水养 殖尾水处理技术主要分为物理、化学和生物 3 类<sup>[1]</sup>。物理处理技术是应用沉降分离、机械过滤 等技术去除水体中的悬浮颗粒物(SS),但该技术 对于溶解性污染物(如氮、磷、有机物等)的去除 效果不佳<sup>[2]</sup>。化学处理技术包括化学氧化、混凝 沉淀、电化学以及紫外辐射技术等,化学法的技 术处理成本和能耗较高<sup>[3]</sup>, 臭氧消毒的残余物还 具有生物毒性<sup>[4]</sup>。生物处理技术主要通过植物、 动物和微生物的生长代谢作用吸收降解养殖尾水 中的污染物, 对养殖过程中产生的悬浮物、氮、 磷、有机物等去除效果良好, 生物处理技术因其 生态、高效、经济等优点而应用广泛<sup>[5]</sup>。

人工湿地是一种综合的水处理系统,其利用 基质吸附和沉淀、植物吸收、微生物分解等物理、 化学及生物手段可综合实现对养殖尾水中氮、磷 等污染物的去除及资源化利用。因其具有净化效 率高、建造成本低、能耗少、生态效益好等优点,已 被广泛应用于生活污水、工业废水及暴雨径流等不

#### 收稿日期: 2022-12-28; 修订日期: 2023-03-16.

**基金项目:**国家重点研发计划项目(2019YFD0900500, 2019YFD0900502);中国水产科学研究院基本科研业务费项目(2020TD49). 作者简介: 郭晓丽(1995--),女,硕士,研究方向为工厂化循环水养殖系统中氮的迁移转化与调控技术. E-mail: 2536086829@qq.com 通信作者: 崔正国,博士,研究员,研究方向为海洋渔业环境保护. E-mail: cuizg@ysfri.ac.cn

同类型水体的处理,并取得较好的去除效果<sup>[6]</sup>。近 年来,较多研究表明人工湿地对于海水养殖尾水 亦有着较好的净化效果<sup>[7-10]</sup>。

研究发现, 氮是养殖尾水的主要污染物, 若 不经合理处理,直接排放则会导致局部水体富营 养化,因此氮元素已成为尾水处理中需首要去除 的基本营养元素[11-13]。人工湿地中氮的迁移转化 是一个涉及多种形态、价态相互转换的复杂过程, 在多种有机、无机形式之间转化, 主要包括基质 吸附、植物吸收、微生物分解、生物同化和腐解 等过程[14-16]。人工湿地的脱氮途径、脱氮效率一 直是国内外学者的研究热点, 脱氮效果已成为评 价人工湿地净化能力强弱的重要指标。众所周知, 稳定同位素技术有示踪等功能[17], 生态系统中各 组分的<sup>15</sup>N丰度及<sup>15</sup>N示踪可精准测定,对于量化 氮转化速率、揭示氮的来源和去向及其发生机制具 有重要的理论和现实意义<sup>[18]</sup>。自 20 世纪初, 国外 许多学者已将氮稳定同位素技术应用到水体氮循 环<sup>[19-21]</sup>、氮污染<sup>[22-23]</sup>的研究中,国内学者则将氮稳 定同位素技术应用于多类型污染水体的处理中[24-27]. 并取得了初步的研究进展。但目前,将氮稳定稳定 同位素技术应用于人工湿地氮的迁移转化研究还 较少。

本研究通过构建牙鲆(Paralichthys olivaceous) 养殖尾水人工湿地处理系统,采用<sup>15</sup>N 氮稳定同 位素标记技术示踪氮的迁移转化过程,并结合质 量平衡法精确量化人工湿地植物、基质及微生物 各个处理单元对系统脱氮的贡献,旨在精准揭示 人工湿地氮迁移转化过程,阐明人工湿地各单元 脱氮机理,并为人工湿地对海水养殖尾水氮去除 技术的优化及应用提供理论依据。

### 1 材料与方法

#### 1.1 养殖用鱼及人工湿地构建

实验用鱼来自烟台市海阳水产有限公司, 驯养45 d后牙鲆平均体长13.34 cm, 用于正式实验。 牙鲆养殖池(聚丙烯材质)为 0.4 m×0.5 m (直径× 高), 有效容积 0.06 m<sup>3</sup>; 池内放养牙鲆幼鱼 26 条, 体重(70.12±9.80) g。人工湿地尾水处理系统由沉 淀池、复合垂直流人工湿地系统以及储水池 3 个

单元组成(图 1)。人工湿地为 0.6 m×0.4 m×0.5 m (长×宽×高), 有效容积 0.05 m3。人工湿地系统单 元通过隔板被均分为底部相通的下行池和上行池 两部分, 自下至上依次填入珊瑚石 15 cm (粒径 3~5 cm)、煤渣 15 cm (粒径 2~4 cm)、细砂 10 cm (粒径 0.15~0.25 mm),顶部种植互花米草(Spartina alterniflora Loisel), 密度为 30 株/m<sup>2</sup>, 实验期间对 其根系、花粉及种子进行监管控制,待实验结束 后将全部植物晒干粉碎处理,避免进入外界环 境。初期试运行系统1周以进行人工湿地系统微 生物的培养, 定期监测进、出水水质指标; 待 1 个月后微生物群落基本稳定,出水水质指标基本 稳定,则正式运行系统并开展基于稳定同位素的 氮迁移转化过程分析实验。实验运行期间系统内水 质 pH 为 7.53~8.57、溶解氧(DO)为 0.93~5.80 mg/L、 温度为 20.3~24.1 ℃、盐度范围 31.54~33.63。



# 1–7 represent 7 sampling sites.

# 1.2 系统运行

采用饲料中以添加 K<sup>15</sup>NO<sub>3</sub> 的方式实现标记 氮在人工湿地系统中的迁移转化过程。正式运行 前,系统停止运行 1 d 用于排空系统内的养殖尾 水,以减少多余水体对实验结果的误差影响。添 加海水至养殖池,控制试验水体为 100.00 L。根据 预实验结果选取最佳添加量同位素,将 816.80 mg K<sup>15</sup>NO<sub>3</sub> (相当于 <sup>15</sup>N 的添加量为 120.00 mg)一次性 加入饲料(山东升索饲料科技有限公司)中,于牙 鲆养殖池中适量投喂,打开水泵开关,系统开始 正式运行。采用同位素标记的饲料经牙鲆摄食排 泄或在水体中自然溶解后,产生的养殖尾水在人 工湿地、储水池和养殖池内循环流动。基于实验 室前期基础,设定本次实验周期为 21 d,实验期 间系统不间断循环运行,不更换进水。每日 10:00、17:00 定时定量投喂配合饲料,单次投喂量 为12.54~19.16 g,投饵率为0.90%。每日9:00 采 样,体积 50 m/L,因水体取样量与水体总量相比 影响较少,故实验期间不补充海水,不考虑蒸发 因素。

#### 1.3 样品采集

人工湿地系统单元于各基质层设置 1<sup>#</sup>~7<sup>#</sup>共 7 个水质分析采样点(图 1)。系统运行后第 0、1、3、 7、14、21 天采集养殖池、储水池及各系统 1<sup>#</sup>~7<sup>#</sup> 的水样;利用对角线五点取样法<sup>[28-29]</sup>对系统各基 质层进行采样,采样位置为 S1~S6 (图 2),第 0天 采集上行池和下行池中细砂层、煤渣层、珊瑚石 层样品,第 3、7、14 天采集细砂层样品;第 0、3、 14、21 天采集养殖池中鱼体样品并收集残饵粪便; 实验结束后将人工湿地系统内植物全部取出,采 用双蒸水将植物根系的细砂清理干净,静置烘干 后进行称量。



图 2 海水人工湿地取样点示意图 Fig. 2 Schematic diagram of sampling sites in marine constructed wetland

# 1.4 同位素测定

将植物、基质、鱼体、残饵及粪便样品烘干 后研磨成粉末状,同一份样品混合均匀后过筛(80 目)。利用 DELTA V Advantage 同位素比率质谱仪 (isotope ratio mass spectrometer)、EA-HT 元素分 析仪(elemental analyzer, Thermo Fisher Scientific, Inc. Bremen, Germany)收集 N<sub>2</sub> 以测定其中 <sup>15</sup>N 与 <sup>14</sup>N 的比率,计算其中  $\delta^{15}$ N 值和氮含量(%)<sup>[30-31]</sup>。 将 NO<sub>3</sub>-N 的 <sup>15</sup>N/<sup>14</sup>N 与标准品比较后计算得出样 品的  $\delta^{15}N$  值,  $\delta^{15}N$  值的分析精度± $\leq 0.2$ ‰。

同位素质谱仪中δ<sup>15</sup>N的测定方式如公式1所示,AT%计算方法如公式2所示:

$$\delta^{15} \mathrm{N}(\boldsymbol{\$}) = \left(\frac{R_{\sharp\sharp\boxplus}}{R_{\sharp\sharp\sharp}} - 1\right) \times 1000 \tag{1}$$

$$AT\% = \frac{R_{\#\oplus}}{1 + R_{\bar{k}\pi^{\pm}}} \times 100$$
(2)

式中, $\delta^{15}$ N 表示样品中氮同位素比值  $R_{\#}$ 与标准物质中氮同位素比值  $R_{\#}$ 之间的千分差,AT%是样品中 <sup>15</sup>N 和 <sup>14</sup>N 的原子百分比(相对丰度)。其中,  $R_{\#}$ 表示样品中 <sup>15</sup>N/<sup>14</sup>N 的比值, $R_{\#}$ 表示标准品中 <sup>15</sup>N/<sup>14</sup>N 的比值,即空气中氮同位素的标准比值,数值为 1/272。

水样: <sup>15</sup>N 绝对丰度(mg/L)=AT%×C<sub>NO3</sub>×0.01× 15/(15+16×3)

基质、植物、鱼体:<sup>15</sup>N 绝对丰度(mg/g)=N%× AT%×0.1

#### 1.5 各组分脱氮量

本实验海水人工湿地处理系统脱氮的质量守 恒公式如下:

$$N_T(100\%) = N_m(\%) + N_f(\%) + N_p(\%) +$$

 $N_{s}(\%) + N_{n}(\%) + N_{o}(\%)$ 

式中, N<sub>T</sub>表示氮总量, N<sub>m</sub>表示微生物去除的氮量, N<sub>f</sub>表示鱼体吸收的氮量, N<sub>p</sub>表示植物吸收的氮量, N<sub>s</sub>表示基质吸附的氮量, N<sub>n</sub>表示残饵粪便吸收的 氮量, N<sub>o</sub>表示水体中未除去的氮量。

#### 1.6 数据处理与分析

采用 Origin2018 软件作图进行图像制作,采用 SPSS 16.0 对数据进行显著性检验和相关性分析。

#### 2 结果与分析

#### 2.1 不同时间段各形态氮去除效果

海水人工湿地系统对 NO<sub>3</sub>-N、NH<sup>4</sup>-N、NO<sub>2</sub>-N 和可溶无机氮(DIN)的去除效果如图 3 所示,养殖 池中 NO<sub>3</sub>-N 初始浓度为(0.26±0.02) mg/L,添加氮 同位素后经系统循环运行 1 d,检测进水浓度为 (0.74± 0.04) mg/L,储水池内 NO<sub>3</sub>-N 浓度下降至 (0.44± 0.02) mg/L,去除率达(40.55±1.79)%;循环 运行 7 d 时,储水池内 NO<sub>3</sub>-N 浓度下降至(0.29± 0.02) mg/L,去除率达(60.82±1.90)%;运行 14 d时,

587

储水池内 NO<sub>3</sub>-N 浓度下降为(0.26±0.03) mg/L,人 工湿地对 NO<sub>3</sub>-N 的去除率可达(64.87±1.40)%;循 环运行 21 d 时,储水池中水体 NO<sub>3</sub>-N 浓度为 (0.05±0.03) mg/L,去除率达到(92.81±1.21)%,去 除效果理想。养殖池中 NH<sup>4</sup><sub>4</sub>-N 初始浓度为 (2.08±0.07) mg/L,经系统循环运行 1 d 后,进水 浓度为(3.83±0.04) mg/L,储水池内 NH<sup>4</sup><sub>4</sub>-N 浓度下 降至(0.39±0.02) mg/L,去除率达(89.87±1.43)%; 在循环运行 7 d 后,储水池内 NH<sup>4</sup><sub>4</sub>-N 浓度为 (1.63±0.07) mg/L,去除率达(57.55±1.22)%;系统 运行 14 d 时,储水池内 NH<sup>4</sup><sub>4</sub>-N 浓度下降为 (1.25±0.03) mg/L,人工湿地对 NH<sup>4</sup><sub>4</sub>-N 浓度为 (1.25±0.03) mg/L,人工湿地对 NH<sup>4</sup><sub>4</sub>-N 的去除率达 到(64.77±1.12)%;循环运行 21 d后,储水池中水体 NH<sup>4</sup><sub>4</sub>-N 浓度为(0.56±0.04) mg/L,去除率达到 (85.35±1.33)%,去除效果较好。

养殖池中 NO<sub>2</sub>-N 初始浓度为(0.17±0.01) mg/L, 经系统循环运行 1 d 后,进水浓度为(0.23± 0.02) mg/L,储水池内 NO<sub>2</sub>-N 浓度下降至(0.06± 0.01) mg/L, 去除率达(74.86±0.99)%; 循环运行7d 后, 储水池内 NO<sub>2</sub>-N 浓度下降至(9.30±1.11)× 10<sup>-3</sup> mg/L, 去除率达(95.96±1.21)%; 系统运行 14 d时, 储水池内 NO<sub>2</sub>-N浓度下降为(1.80±0.92)× 10<sup>-3</sup> mg/L, 人工湿地对 NO<sub>2</sub>-N 的去除率达到(99.22± 1.23)%; 循环运行 21 d 后, 储水池中水体 NO<sub>2</sub>-N 浓度为(0.02±0.01) mg/L, 去除率达到(93.27±1.21)%, 去除效果较理想。

养殖池中 DIN 初始浓度为(2.51±0.07) mg/L, 经系统循环运行处理 1 d 后,进水浓度为(4.80± 0.04) mg/L, 储水池内 DIN 浓度下降至(0.89±0.05) mg/L, 去除率达(81.54±1.43)%; 在循环运行 7 d 后, 储水 池内 DIN 浓度为(1.93±0.05) mg/L, 去除率达(59.90± 1.20)%; 系统运行 14 d 时, 储水池内 DIN 浓度下 降为(1.51±0.04) mg/L, 人工湿地对 DIN 的去除率 达到(68.57±1.21)%; 循环运行 21 d 后, 储水池中 水体 DIN 浓度为(0.63±0.04) mg/L, 去除率达到 (86.88±1.43)%, 去除效果较好。



Fig. 3 Removal effect of  $NO_3^-N$ ,  $NH_4^+N$ ,  $NO_2^-N$  and DIN in culture point of marine constructed wetland at different periods

2.2 不同基质和植物中  $\delta^{15}$ N 值变化趋势

人工湿地下行池和上行池中植物和各层基

质  $\delta^{15}N$  值如图 4 所示,将基质层整体来看,各层 基质中煤渣层的  $\delta^{15}N$  值最低,为(203.58±2.87)‰, 珊瑚石层的 δ<sup>15</sup>N 值最高,为(303.66±2.22)‰,高 于细砂层 (3.86±1.19)%,高于煤渣层 (49.16± 1.79)%,基质中δ<sup>15</sup>N值平均值为(133.27±1.57)‰。 学者在研究不同基质在人工湿地脱氮中的应用 中发现,湿地各层基质对氮的去除主要依靠吸 附作用<sup>[32]</sup>,细砂层对 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的吸附主要是物 理吸附,细砂层间隙较小,表面积较大,导致 水流速率较慢,流经细砂层的时间长,因此细 砂与尾水充分接触,有利于吸附尾水中的氮污 染物。

从每层基质来看(图 4), 细砂层在人工湿地下 行池和上行池的  $\delta^{15}$ N 值相近, 下行池细砂层  $\delta^{15}$ N 值为(145.36±3.23)‰, 上行池细砂层 δ<sup>15</sup>N 值为 (147.01±2.47)‰, 下行池与上行池 δ<sup>15</sup>N 的差值为 (1.12±0.25)%, 细砂对 NO3-N 的吸附作用同样良 好。下行池煤渣层 δ<sup>15</sup>N 值为(115.86±2.23)‰, 上 行池煤渣层δ<sup>15</sup>N值为(87.73±2.33)‰,下行池的煤 渣层高于上行池(32.06±0.75)%,吸附效果强于上 行池。下行池珊瑚石层 δ<sup>15</sup>N 值为(167.09±2.34)‰, 上行池珊瑚石层 δ<sup>15</sup>N 值为(136.58±2.09)‰, 下行 池珊瑚石层高于上行池(22.34±0.34)%。下行池植 物中δ<sup>15</sup>N值为(79.17±1.34)‰,上行池植物中δ<sup>15</sup>N 值为(72.85±1.21)‰,平均值为(76.01±1.17)‰,低 于基质中 $\delta^{15}$ N 值的(42.97±2.79)%。两个流池植物 中 $\delta^{15}N$ 值差别较小、上行池植物中 $\delta^{15}N$ 值仅比下 行池植物低(7.98±1.09)%。





## 2.3 不同基质和植物中<sup>15</sup>N的相对丰度和绝对丰度

植物和各基质层中氮含量及<sup>15</sup>N的绝对丰度 如表 1 所示。实验结果表明,各基质层氮含量比 较接近,煤渣层的氮含量最高,为(0.12±0.02)%, 基质平均氮含量为(0.05±0.02)%。下行池基质平均 氮含量高于上行池基质的(63.64±2.13)%;植物中 平均氮含量为(2.68±0.38)%,下行池植物氮含量 低于上行池植物氮含量(18.31±1.43)%。植物和基 质层中<sup>15</sup>N原子百分比均高于标准值,下层基质 原子百分比为(0.43±0.01)%,上层基质细砂层 S1 和 S6处原子百分比为0.42%,中层基质煤渣层 S2 和 S5 处为(0.41±0.01)%。与各基质层 δ<sup>15</sup>N 值变化 趋势一致,珊瑚石层对<sup>15</sup>N的富集作用最强,基 质中<sup>15</sup>N平均 AT%值为(0.42±0.01)%,植物中<sup>15</sup>N 平均 AT%值为(0.40±0.01)%。

表 1	基质和植物中氮含量和 <sup>15</sup> N绝对丰度
Tab. 1	1 The amount of nitrogen and absolute
abu	ndance of <sup>15</sup> N in substrates and plants

样品 sample	氮含量 /% nitrogen content	原子 百分比/% atomic percentage	<sup>15</sup> N 绝对丰度/ (mg/g) <sup>15</sup> N absolute abundance
基质 S1 substrate S1	0.07	0.42	2.98×10 <sup>-3</sup>
基质 S2 substrate S2	0.07	0.41	3.03×10 <sup>-3</sup>
基质 S3 substrate S3	0.04	0.43	1.50×10 <sup>-3</sup>
基质 S4 substrate S4	0.03	0.42	1.44×10 <sup>-3</sup>
基质 S5 substrate S5	0.05	0.40	2.09×10 <sup>-3</sup>
基质 S6 substrate S6	0.03	0.42	1.22×10 <sup>-3</sup>
下行池植物 downlink plants	2.41	0.40	95.25×10 <sup>-3</sup>
上行池植物 upstream plants	2.95	0.39	115.97×10 <sup>-3</sup>

初始进水<sup>15</sup>N的绝对丰度为1.20 mg/L,经系 统循环处理7d后,水体中<sup>15</sup>N的绝对丰度下降至 (3.23±0.65)×10<sup>-2</sup> mg/L (如图5所示),<sup>15</sup>N同位素去 除率达(97.31±0.36)%;14d后,水体中<sup>15</sup>N的绝 对丰度下降至(2.89±0.66)×10<sup>-2</sup> mg/L,<sup>15</sup>N同位素 去除率为(97.59±0.76)%;21d后,<sup>15</sup>N<sup>5</sup>N同位素 降至(1.31±0.50)×10<sup>-2</sup> mg/L,最终<sup>15</sup>N同位素的 去除率为(98.91±1.06)%,与NO<sub>3</sub>-N的去除率基 本保持一致。



各层基质中<sup>15</sup>N绝对丰度如图 6 所示,下行池 中煤渣层<sup>15</sup>N 含量最高,绝对丰度达到(3.03± 0.06)×10<sup>-3</sup> mg/g,单位质量吸附<sup>15</sup>N 能力最强;上 行池表层细砂层<sup>15</sup>N 含量最低,绝对丰度为 (1.22±0.02)×10<sup>-3</sup> mg/g,单位质量吸附<sup>15</sup>N 能力最 弱。基质绝对丰度平均值为(2.04±0.80)×10<sup>-3</sup> mg/g, 煤渣层的绝对丰度为(5.12±0.06)×10<sup>-3</sup> mg/g,高于 细砂层(21.90±0.09)%,高于珊瑚石层(74.15± 0.08)%;植物绝对丰度平均值为(105.61±14.65)× 10<sup>-3</sup> mg/g,远高于各基质的绝对丰度。综上所述, 植物单位质量吸收氮素的能力最强。





#### 2.4 各组分对<sup>15</sup>N 同位素的去除量

构建人工湿地系统初期,采用控制变量的方 法研究了基质、植物和微生物 3 种不同组分对人

工湿地脱氮的贡献: (1) 未种植互花米草条件下 向人工湿地系统中填充基质,且将基质中所有微 生物灭活; (2) 未种植互花米草条件下向人工湿 地系统中填充基质, 允许微生物正常生长; (3) 种 植互花米草的条件下填充基质, 对微生物不做任 何处理, 允许微生物的生长。实验结果表明, 仅填 充基质且灭活微生物时人工湿地系统脱氮效率为 44.70%,种植互花米草后,脱氮效率提高了 21.90%、允许微生物生长后脱氮效率又显著提高 了 18.11%。如图 7 所示, 在系统运行前投入的 120 mg 同位素, 经过 21 d 不间断循环运行后, 植 物对<sup>15</sup>N的吸附量为10.44 mg, 基质对<sup>15</sup>N的吸附 量为 7.75 mg, 鱼体中<sup>15</sup>N 同位素含量为 18.22 mg, 微生物反应去除的<sup>15</sup>N 同位素总量为 72.92 mg, 粪便中<sup>15</sup>N同位素含量为9.36 mg,水体内未被去 除的同位素含量为 1.31 mg。微生物去除的同位素 含量高于植物吸收的 375.77%, 高于基质吸附的 60.23%,因此,微生物对尾水的脱氮对人工湿地 脱氮的贡献大于植物和基质。



Fig. 7 <sup>15</sup>N removal quality of each component in marine constructed wetland

#### 3 讨论

# 3.1 海水人工湿地系统 NO3-N 去除效果

由实验结果可知,在 0~7 d运行期间,储水池 内 NO<sub>3</sub>-N 浓度呈明显的下降趋势,阶段去除率有 较大的提升,完成了大部分 NO<sub>3</sub>-N 的去除,可能 是因为海水人工湿地系统 0~7 d运行期间以植物 吸收和基质吸附作用为主,而养殖池产出 NO<sub>3</sub>-N

的速率小于人工湿地系统的去除效率, NO3-N 的 去除效果明显,在7d内完成了系统中50%以上 NO3-N 的去除;相比之下 0~7 d 的去除速率明显 高于 7~14 d 的运行阶段, 7~14 d 运行期间 NO3-N 浓度呈缓慢的下降趋势,去除率变化不大。这可 能是因为系统循环 7 d 后, 由于植物吸收和基质 吸附作用逐渐趋于饱和, 牙鲆养殖池产出 NO3-N 的速率与人工湿地去除的速率近乎平衡,导致去 除效果不明显, 需要通过人工湿地系统多次循环 来增强效果; 14~21 d 运行期间, 储水池中水体 NO3-N浓度为(0.05±0.03) mg/L、去除率达到(92.81± 1.21)%, 此阶段人工湿地对 NO<sub>3</sub>-N 的去除则以微 生物的脱氮反应为主,植物吸收和基质吸附作用 有限,达到饱和量后表现为作用减弱,微生物的 作用占比较高,反应速率较快,变化显著。因此, 本系统中的植物、基质、微生物的多重作用取得 了较好的氮去除效果。

# 3.2 海水人工湿地系统<sup>15</sup>N的时空迁移变化规律

随着时间的推移,人工湿地各部分δ<sup>15</sup>N值的 含量趋于稳定,两个流池中相同组分的δ<sup>15</sup>N值趋 于接近,最终<sup>15</sup>N同位素的去除率为(98.91±1.06)%, 与NO<sub>3</sub>-N的去除率基本保持一致。因为<sup>15</sup>N和<sup>14</sup>N 间存在同位素的分馏效应,随着反应的进行最终 二者去除率相当,同位素的分馏效应逐渐弱化, <sup>15</sup>N的去除也在系统脱氮中与<sup>14</sup>N达到一致的反 应程度,保证同位素定量分析结果的准确性。

黄娟等<sup>[3]</sup>发现潜流人工湿地系统表层基质对 氮的去除主要是通过吸附作用。本系统中,下行 池基质层的δ<sup>15</sup>N值高于上行池基质层,这可能与 人工湿地内部水流走向有关,养殖尾水经潜水泵 的运送,先流入下行池,再进入上行池,尾水流 经下行池时,基质吸附和微生物的共同作用首先 使氮污染物浓度有所下降,致使上行池中下层基 质<sup>15</sup>N的富集程度低于下行池中下层基质。此外, NO<sub>3</sub>-N的去除是中上层植物、基质、微生物共同 作用的结果,植物根系发达,最远可深扎于煤渣 层,是 NO<sub>3</sub>-N 去除的关键组成部分,,主要归于 微生物转化和基质吸附作用,且底层填料珊瑚石 为镂空结构,孔隙率和表面粗糙度较大,与尾水 的接触面积进一步增大,可充分吸附系统中氮污 染物,最终获得  $\delta^{15}N$  值较高。

此外,本系统中基质和植物中<sup>15</sup>N同位素 AT%均高于环境大气中标准值,表明二者对 <sup>15</sup>N 同位素具有富集效应,但植物氮含量显著高于基 质,这可能因为基质主要利用其表面的吸附作用 除氮,氮元素无法被吸收进基质内部,但植物可 以直接利用氮素组成自身物质,其会通过持续地 转化吸收氮营养盐作为自身能量供给<sup>[34]</sup>,下行池 和上行池植物中<sup>15</sup>N含量均呈现整体上升的趋势, 由此可见植物在本实验前期总体处于持续吸收氮 营养盐状态。然而, 在添加同位素前下行池植物 中<sup>15</sup>N 值高于上行池植物, 添加同位素后, 则表 现为相反的趋势,经长期运行后尚达到稳态,且 运行前期下行池和上行池植物<sup>15</sup>N 值差别较小, 表明前期下行池和上行池植物吸收利用氮营养盐 的能力均较强,而运行后期两个流池中植物<sup>15</sup>N 含量相同,表明植物后期对氮的吸收能力减弱, 趋于饱和状态,这与侯洁<sup>[35]</sup>在构建生物炭微型人 工湿地系统中植物发挥的作用一致。

随着时间的推移,两个流池表层基质<sup>15</sup>N含量的差距越来越小至达到平衡状态,最终达到平衡点所用时间比植物吸附所需时间更短,这表明表层基质对添加同位素这个变量的适应性和稳定性强于植物。本实验还表现出在人工湿地运行前期基质的物理吸附作用便可迅速达到一定的脱氮效果,后期因达到吸附饱和量导致吸附能力下降,吸附作用有限。这是由于在人工湿地长期运行的情况下,基质仅为植物和微生物提供生长环境和附着位点,基质一旦吸附位点饱和,基质吸附表现为惰性,无法持久有效吸收氮素<sup>[36]</sup>,另有研究表明,组合基质的人工湿地吸附能力明显强于单一基质<sup>[33]</sup>,在选择基质材料时可考虑吸附能力强、穿透周期长的基质。因此在以后的研究中可开发搭配不同的基质以提高湿地系统吸附氮素能力。

本实验同位素的添加方式使得牙鲆在系统运行初期摄入大量同位素,前期表现为鱼体内<sup>15</sup>N 含量大幅度增加,随着时间的推移才逐渐排出体 外,后期呈现明显的下降趋势,表明<sup>15</sup>N 被牙鲆 逐渐排出体外,进入水体转移到人工湿地系统内, 被湿地系统各处理单元吸附,最终鱼体中<sup>15</sup>N 值 降至最低。而鱼粪中  $\delta^{15}N$  值的变化趋势表现为一 直处于较低状态,这可能是由于前期鱼体大量摄 入同位素导致排出体外的同位素含量较少,因鱼 体内的 $\delta^{15}N$  值变化缓慢,鱼粪中的 $\delta^{15}N$  值亦变化 缓慢;后期牙鲆以可溶物的形式将同位素大量排 出体外,粪便中  $^{15}N$  含量亦大幅减少,最终鱼粪 中 $\delta^{15}N$  值仅为 5.63‰。在后续的研究中,可进行更 长实验周期的模拟处理,探究并验证在更长时间 尺度下鱼体中的  $^{15}N$  值是否继续降低。

# 3.3 各处理单元在海水人工湿地系统脱氮中的 贡献

笔者将两个时期的人工湿地系统各组分脱氮 贡献进行对比,发现在海水人工湿地构建初期, 基质、植物和微生物对脱氮的贡献分别为 44.70%, 21.90%和18.11%, 基质的吸附作用在湿地系统脱 氮中占主导作用,植物和微生物对脱氮的贡献较 少,总计约占基质贡献率的 50%;但随着时间的 延长,海水人工湿地平稳运行进入成熟期,基质 和植物的脱氮效果逐渐饱和,此时微生物经历生 长繁殖后, 数量及活性均得到显著的增强, 它对 氮元素的去除作用在海水人工湿地系统脱氮中的 作用远大于植物的吸收量和基质的吸附量。微生 物的脱氮包含了微生物同化和微生物反应两方面, 微生物通过同化作用将污染物中利用氮素用于代 谢或合成自身物质;微生物的氮去除反应主要包 括氨化作用, 硝化作用, 反硝化作用, 厌氧氨氧 化作用等,人工湿地系统除氮主要依靠反硝化作 用,将 NO3-N 转化为 N2从系统中去除。本实验中 微生物可通过硝化反硝化作用除去海水养殖尾水 中的氮污染物,反应速率较快,浓度和去除率变 化显著,导致其脱氮作用占比越来越高,最终在 海水人工湿地脱氮贡献中占主导途径。微生物对 NO3-N的去除贡献率达 60.77%, 超过人工湿地脱 氮总量的 50%, 成为人工湿地 NO3-N 去除的主要 贡献者, 这与 Matheon 等<sup>[37]</sup>研究的表面流人工湿 地中微生物成为后期脱氮的主要贡献者研究一致, 但相比 Fleuir 的研究, 微生物的贡献率稍低一些, 可能是因为不同类型的人工湿地中微生物群落丰 富度及多样性不同从而影响脱氮效率。成熟期植 物吸收对该海水人工湿地系统 NO3-N 去除的贡献

率为 8.70%, 不足 10%, 与之前 Maltais-Landry 等 <sup>[38]</sup>、Rocha 等<sup>[39]</sup>和 Coban 等<sup>[40]</sup>的研究结果相符, 植物贡献率对人工湿地脱氮的贡献均不超过 20%, 表明人工湿地系统后期植物吸收氮素功能趋于饱 和,不再是主要贡献者。但本实验尚不具备对 N<sub>2</sub> 的收集和同位素测定条件,无法精确定量微生物 反硝化作用在微生物氮去除中的贡献和占比,这 将是今后研究的重点方向。而水体中尚未去除的 NO<sub>3</sub>-N 为 1.09%, 这相比吴俊泽<sup>[41]</sup>利用氮稳定同 位素技术研究海水人工湿地系统脱氮的尚未去除 率较低, 表明本实验构建的人工湿地系统及同位 素使用方法在一定程度上有所提升,可能本实验 运行时间较长,导致水体中氮的未去除率极低。 此外, 鱼体吸收的氮含量为 15.18%, 但因目前尚 无外加氮同位素条件下鱼体吸收量的研究,无法 进行对比分析, 本研究也为氮同位素示踪技术应 用于追踪各组分单元吸收氮量弥补研究空白, 今 后可继续进行深入研究。

## 4 结论

本研究利用氮稳定同位素技术研究了氮在人 工湿地的迁移转化过程,并结合质量平衡法定量 不同脱氮途径对人工湿地系统脱氮的贡献。该复 合垂直流人工湿地对尾水氮元素去除具有较好的 效果, 经循环运行, 出水口 NO3-N 浓度显著降低, 21 d 后去除率可高达(92.81±1.21)%。植物中<sup>15</sup>N 绝对丰度平均值及氮含量远高于各基质层水平, 单位质量吸收氮素的能力最强。人工湿地构建初 期脱氮主要依靠基质的吸附作用, 基质吸附和植 物吸收对脱氮的贡献大于微生物作用的贡献;系 统运行后期微生物成为人工湿地脱氮的主要贡献 者,超过人工湿地脱氮总量的 50%,植物对人工 湿地脱氮的贡献不足 10%, 基质对人工湿地脱氮 的贡献又低于植物对脱氮的贡献。其中, 微生物 的脱氮反应主要包括氨化作用、硝化作用、反硝 化作用和厌氧氨氧化作用,人工湿地主要依靠微 生物的反硝化作用脱氮,将 NO3-N 转化为 N2 从 系统中去除, 但本实验尚不具备收集 N<sub>2</sub>以及测定 同位素的条件, 尚缺少验证反硝化作用在微生物 脱氮过程中贡献和占比的理论依据,这也将是今

#### 后深入研究的重点。

## 参考文献:

- Shan B T, Wang X L, Zhao Z H, et al. Advances in research of wastewater treatment technology of marine aquaculture plant[J]. Marine Sciences, 2002, 26(10): 36-38. [单宝田, 王 修林, 赵中华, 等. 海水工厂化养殖废水处理技术进展[J]. 海洋科学, 2002, 26(10): 36-38.]
- [2] Huang X J. Treatment technology of seawater aquaculture tail water and its application[J]. Jiangxi Fishery Science and Technology, 2021(5): 44-45. [黄学军. 海水养殖尾水处理 技术及其应用[J]. 江西水产科技, 2021(5): 44-45.]
- [3] Ye M, Tong J X. Development trend and prospect of tail water treatment technology of shrimp mariculture[J]. Journal of Huazhong Agricultural University, 2021, 40(5): 241-252.
  [叶麦, 童家歆. 海水对虾养殖尾水处理技术与发展趋势
  [J]. 华中农业大学学报, 2021, 40(5): 241-252.]
- [4] Aquilino F, Paradiso A, Trani R, et al. Chaetomorpha linum in the bioremediation of aquaculture wastewater: Optimization of nutrient removal efficiency at the laboratory scale[J]. Aquaculture, 2020, 523: 735133.
- [5] Jiang H H. Discussion on the influence of cage culture on marine ecological environment in coastal waters[J]. Ocean Development and Management, 2015, 32(8): 111-114. [姜欢 欢. 网箱养殖对近岸海域海洋生态环境的影响探讨[J]. 海 洋开发与管理, 2015, 32(8): 111-114.]
- [6] Cheng S P, Wang Y Y, Wu J. Advances and prospect in the studies on constructed wetlands[J]. Journal of Lake Sciences, 2019, 31(6): 1489-1498. [成水平, 王月圆, 吴娟. 人工湿地 研究现状与展望[J]. 湖泊科学, 2019, 31(6): 1489-1498.]
- [7] Tang X S, Zhang K K, Jia J, et al. Purification characteristics of constructed wetland under different hydraulic loads after treatment of marine aquaculture tailwater[J]. Progress in Fishery Sciences, 2021, 42(5): 16-23. [唐小双, 张可可, 贾 军, 等. 不同水力负荷下人工湿地对海水养殖尾水污染物 的净化特征[J]. 渔业科学进展, 2021, 42(5): 16-23.]
- [8] Zhang K K, Cui Z G, Li Y Y, et al. Analysis of nitrogen degradation dynamics and its influencing factors in seawater constructed wetland[J]. Fishery Modernization, 2020, 47(4): 44-52. [张可可, 崔正国, 李悦悦, 等. 海水人工湿地氮降 解动力学模拟及其影响因素分析[J]. 渔业现代化, 2020, 47(4): 44-52.]
- [9] Wu J Z, Wang Y Y, Li Y Y, et al. Enzyme activity in constructed marine wetlands[J]. Marine Sciences, 2019, 43(5): 36-44. [吴俊泽, 王艳艳, 李悦悦, 等. 海水人工湿 地系统脱氮效果与基质酶活性的相关性[J]. 海洋科学, 2019, 43(5): 36-44.]

- [10] Wang Y Y, Cui Z G, Qu K M, et al. Research on nitrogen removal rate of marine aquaculture wastewater by the integrated vertical-flow constructed wetlands[J]. Technology of Water Treatment, 2017, 43(3): 95-100. [王艳艳, 崔正国, 曲克明, 等. 复合垂直流人工湿地对海水养殖外排水脱氮 效率的研究[J]. 水处理技术, 2017, 43(3): 95-100.]
- [11] Yao Y, Shen Z L. A review on eutrophication research of coastal waters[J]. Marine Sciences, 2005, 29(2): 53-57. [姚 云, 沈志良. 水域富营养化研究进展[J]. 海洋科学, 2005, 29(2): 53-57.]
- [12] Ding Y, Wang W, Song X S, et al. Spatial distribution characteristics of environmental parameters and nitrogenous compounds in horizontal subsurface flow constructed wetland treating high nitrogen-content wastewater[J]. Ecological Engineering, 2014, 70: 446-449.
- [13] Feng P Y, Chen Z P, Jing Y X. Review on constructed wetland and its mechanisms of wastewater treatment[J]. Ecologic Science, 2002, 21(3): 264-268. [冯培勇, 陈兆平, 靖元孝. 人工湿地及其去污机理研究进展[J]. 生态科学, 2002, 21(3): 264-268.]
- [14] Liu J Q. Study on migration and transformation of pollutants in constructed wetland park[D]. Tianjin: Tianjin Polytechnic University, 2015. [刘建奇.人工湿地公园污染物迁移转化 研究[D]. 天津:天津工业大学, 2015.]
- [15] Wang Z J, Wang X Z, Lin Y, et al. Simulation of nitrogen transfer processes in a constructed wetland for a lightly contaminated river[J]. Research of Environmental Sciences, 2014, 27(6): 602-607. [王子珏, 王欣泽, 林燕, 等. 处理低 污染河水的湿地内氮迁移转化过程模拟[J]. 环境科学研 究, 2014, 27(6): 602-607.]
- [16] Yan X J. The molecular mechanism of nitrogen transformation process of a tidal-flow constructed wetland in low temperature[D]. Changchun: Jilin Jianzhu University, 2014.
  [闫邢君. 潮汐流人工湿地低温条件下氮转化过程的研究 [D]. 长春: 吉林建筑大学, 2014. ]
- [17] Robinson D. δ15N as an integrator of the nitrogen cycle[J]. Trends in Ecology & Evolution, 2001, 16(3): 153-162.
- [18] Fang Y T, Liu D W, Zhu F F, et al. Applications of nitrogen stable isotope techniques in the study of nitrogen cycling in terrestrial ecosystems[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2020, 44(4): 373-383. [方运霆, 刘冬伟, 朱飞飞, 等. 氦稳 定同位素技术在陆地生态系统氦循环研究中的应用[J]. 植物生态学报, 2020, 44(4): 373-383.]
- [19] Böhlke J K, Smith R L, Miller D N. Ammonium transport and reaction in contaminated groundwater: Application of isotope tracers and isotope fractionation studies[J]. Water Resources Research, 2006, 42(5): W05411.1-W05411.19.

- [20] Swart P K, Anderson W T, Altabet M A, et al. Sources of dissolved inorganic nitrogen in a coastal lagoon adjacent to a major metropolitan area, Miami Florida (USA)[J]. Applied Geochemistry, 2013, 38: 134-146.
- [21] Naseeb H, Akber A, Alhadad A, et al. Identification of nitrogen sources in the groundwater of Kuwait using nitrogen isotopes[J]. European Journal of Scientific Research, 2006, 15(2): 220-234.
- [22] Cheung M S, Wang W X. Analyzing biomagnification of metals in different marine food webs using nitrogen isotopes[J]. Marine Pollution Bulletin, 2008, 56(12): 2082-2088.
- [23] Rejmánková E, Komárková J, Rejmánek M. δ15N as an indicator of N2-fixation by cyanobacterial mats in tropical marshes[J]. Biogeochemistry, 2004, 67(3): 353-368.
- [24] Ji X L, Shu L L, Chen Z, et al. Quantitative identification of riverine nitrate sources and uncertainty analysis in the Nanxi River[J]. China Environmental Science, 2021, 41(8): 3784-3791. [纪晓亮, 舒烈琳, 陈铮, 等. 楠溪江硝态氮来源定量识别及其不确定性分析[J]. 中国环境科学, 2021, 41(8): 3784-3791.]
- [25] Ren Y F, Zhang X Y, Wang X K, et al. Application of nitrogen and oxygen isotopes in study of nitrate sources in Beijing urban rivers[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2013, 7(5): 1636-1640. [任玉芬, 张心昱, 王 效科, 等. 北京城市地表河流硝酸盐氮来源的氮氧同位素 示踪研究[J]. 环境工程学报, 2013, 7(5): 1636-1640.]
- [26] Wang H. Study on the nitrogen removal effects and mechanism by using *Elodea nuttallii*-immobilized nitrogen cycling bacteria assemblage technology in Qinshui River, gonghu bay[D]. Nanjing: Nanjing University, 2017. [王浩. 伊乐藻—脱氮微生物联用对入贡湖亲水河脱氮效果及机 理研究[D]. 南京: 南京大学, 2017.]
- [27] Li L L. Nitrogen removal pathways and microbial diversity in A hybrid constructed wetland[D]. Chongqing: Chongqing University, 2015. [李玲丽. 复合人工湿地脱氮途径及微生 物多样性研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2015.]
- [28] Sun W L, Chen S M, Liu X H, et al. Effect of soil sampling designs on soil microbial alpha diversity[J]. Microbiology China, 2020, 47(6): 1699-1708. [孙万龙,陈苏铭,刘雪华, 等. 不同土壤采样设计下土壤表层微生物 α 多样性的差异 分析[J]. 微生物学通报, 2020, 47(6): 1699-1708.]
- [29] Wang X, Chen Z, Yuan H Z, et al. Effect of long-term fertilization by the application of rice straw on bacterial diversity in paddy soil[J]. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(14): 3865-3874. [王霞,陈哲,袁红朝,等.应用 16S rDNA克隆文库技术研究长期稻草还田对水稻土细菌多样 性的影响[J]. 生态学报, 2010, 30(14): 3865-3874.]

- [30] Yang R, Tian S Q, Gao C X, et al. Effects of lipid removal on the stable isotopes of *Dysomma anguillaris* in the offshore waters of southern Zhejiang[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2020, 27(9): 1085-1094. [杨蕊, 田思泉, 高春霞, 等. 浙江南部近海前肛鳗肌肉脂质去除对其稳定 同位素测定结果的影响[J]. 中国水产科学, 2020, 27(9): 1085-1094.]
- [31] Liu D W, Zhu W X, Wang X B, et al. Abiotic versus biotic controls on soil nitrogen cycling in drylands along a 3200 km transect[J]. Biogeosciences, 2017, 14(4): 989-1001.
- [32] Ding Y, Song X S, Yan D H. Application and research progress of different substrates in the nitrogen removal of constructed wetlands[J]. Environmental Pollution & Control, 2012, 34(5): 88-90, 100. [丁怡, 宋新山, 严登华. 不同基质 在人工湿地脱氮中的应用及其研究进展[J]. 环境污染与 防治, 2012, 34(5): 88-90, 100.]
- [33] Huang J, Wang S H, Luo W G, et al. Quantitative analysis of nitrogen transferring rule in subsurface flow constructed wetlands with reeds[J]. Safety and Environmental Engineering, 2008, 15(3): 41-44, 48. [黄娟, 王世和, 雒维国, 等. 芦苇 潜流人工湿地氮转移规律的定量分析[J]. 安全与环境工程, 2008, 15(3): 41-44, 48.]
- [34] Hu S Q. Research on domestic sewage purification efficiencies of plants and N, P accumulation in biomass in constructed wetland[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2017, 24(1): 200-206. [胡世琴. 人工湿地不同植被净化污水效果 及其氮磷累积研究[J]. 水土保持研究, 2017, 24(1): 200-206.]
- [35] Hou J. Influences of biochar on biological nitrogen removal in subsurface flow constructed wetland[D]. Chongqing: Southwest University, 2017. [侯洁. 生物炭对潜流人工湿 地生物脱氮影响机理研究[D]. 重庆:西南大学, 2017.]
- [36] Liu S T, Wang G F, Xie X F, et al. Effect of matrix on denitrification efficiency and distribution of nitrifying and denitrifying bacteria in constructed wetlands[J]. Journal of Southeast University (Natural Science Edition), 2011, 41(2): 400-405. [刘慎坦, 王国芳, 谢祥峰, 等. 不同基质对人工 湿地脱氮效果和硝化及反硝化细菌分布的影响[J]. 东南 大学学报(自然科学版), 2011, 41(2): 400-405.]
- [37] Matheson F E, Sukias J P. Nitrate removal processes in a constructed wetland treating drainage from dairy pasture[J]. Ecological Engineering, 2010, 36(10): 1260-1265.
- [38] Maltais-Landry G, Maranger R, Brisson J, et al. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands[J]. Water Research, 2009, 43(2): 535-545.
- [39] Rocha K F, Mariano E, Grassmann C S, et al. Fate of 15N fertilizer applied to maize in rotation with tropical forage

grasses[J]. Field Crops Research, 2019, 238: 35-44.

- [40] Coban O, Kuschk P, Wells N S, et al. Microbial nitrogen transformation in constructed wetlands treating contaminated groundwater[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(17): 12829-12839.
- [41] Wu J Z. Isotope quantitative analysis and microbial community exploration of nitrogen removal in marine constructed wetland system[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2019. [吴俊泽. 海水人工湿地系统脱氮的同位素定量分析 及其微生物群落探究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2019.]

# Analysis of nitrogen migration and transformation in a constructed wetland treating mariculture tail water using stable isotopes

GUO Xiaoli<sup>1</sup>, JIA Jun<sup>1, 3</sup>, CUI Zhengguo<sup>1, 2, 3</sup>

- Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences; Key Laboratory of Sustainable Development of Marine Fisheries, Ministry of Agriculture and Rural Affairs; Shandong Provincial Key Laboratory of Fishery Resources and Ecological Environment, Qingdao 266071, China;
- 2. Laboratory for Marine Fisheries Science and Food Production Processes, Pilot National Laboratory for Marine Science and Technology (Qingdao), Qingdao 266071, China;
- 3. National Demonstration Center for Experimental Fisheries Science Education, Shanghai Ocean University; International Research Center for Marine Biosciences, Ministry of Science and Technology, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China

Abstract: The migration and transformation of nitrogen in a seawater-constructed wetland treating *Paralichthys* olivaceus mariculture tail water was investigated using stable isotope technology. The study employed the mass balance method to quantify the contribution of different nitrogen removal pathways to overall nitrogen removal. showed that the compound vertical flow constructed wetland had a significant effect on nitrate nitrogen treatment, with a nitrogen removal rate of  $(92.81\pm1.21)\%$  after 21 d of operation. The  $\delta^{15}$ N value of the coal residue layer was the lowest  $(203.58\pm2.87)\%$ , while the coral stone layer had the highest  $\delta^{15}$ N value  $(303.66\pm2.22)\%$ . Plants exhibited the best capacity for nitrogen uptake, with an average nitrogen content of  $(2.68\pm0.38)\%$  and an average absolute abundance of  $(105.61\pm14.65) \times 10^{-3}$  mg/g. Microbial transformation was found to be the main nitrogen removal pathway, accounting for 60.77% of the nitrogen removal. This study provides effective data support for applying stable isotope technology to the construction of seawater-constructed wetlands and clarifies the nitrogen removal process.

Key words: constructed wetland; stable isotope technology; nitrogen migration and transformation Corresponding author: CUI Zhengguo. E-mail: cuizg@ysfri.ac.cn