

江门市海水养殖尾水抗生素污染特征及生态风险评价

李健华, 赵国欢*, 秦淳, 彭奇, 程敏, 邝仕升, 王彩蝶, 黎红宇

(广东省江门生态环境监测站, 广东省 江门市 529000)

摘要: 为探究南方典型海水养殖尾水中抗生素的污染特征与生态风险, 本研究采用在线固相萃取联合超高效液相色谱-三重四极杆质谱法, 分析了江门市22个海水养殖场尾水中46种抗生素的赋存水平, 并探讨了其空间分布及养殖模式对抗生素残留的影响。结果表明: 22个养殖水体中共检出4类31种抗生素, 质量浓度范围为0.809~4826 ng/L, 恶唑酸、氧氟沙星、氟甲喹和萘啶酸的检出率与残留浓度均相对较高; 生态风险评估显示, 32.3%的抗生素单体处于中高风险水平, 恩诺沙星和沙拉沙星为主要风险驱动因子, 喹诺酮类贡献总风险的78%以上; 开放水域(咸围)抗生素检出种类较多, 但风险整体偏低; 封闭水域检出种类较少, 但风险因养殖模式而异——高位池与池塘养虾偶发高值频发、风险较高, 而小棚养虾风险显著偏低; 剔除偶发高值后, 两类水域风险差距明显缩小, 反映出封闭环境的共性条件(水体交换弱、污染物易累积)下, 养殖模式间用药特征差异是导致风险分化的关键变量。

关键词: 海水养殖尾水; 抗生素; 生态风险; 养殖模式; 风险商

中图分类号: **文献标识码:** **文章编号:** 1004-4957(XXXX)XX-0001-14

Pollution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Antibiotics in Mariculture Tailwater from Jiangmen

LI Jian-hua, ZHAO Guo-huan*, QIN Chun, PENG Qi, CHENG Min, KUANG Shi-sheng, WANG Cai-die, LI Hong-yu

(Jiangmen Sub-branch of Guangdong Ecological and Environmental Monitoring Center, Guangdong 529000, China)

Abstract: We analyzed 46 target antibiotics in tailwater samples from 22 mariculture farms in Jiangmen City, South China, by online solid-phase extraction coupled with online SPE-UHPLC-MS/MS, and investigated their spatial distribution characteristics and the influences of different aquaculture modes. A total of 31 antibiotics belonging to four classes were detected, with concentrations ranging from 0.809 to 4826 ng/L. Oxolinic acid, ofloxacin, flumequine and nalidixic acid exhibited high detection frequencies and residual levels. Ecological risk assessment showed that 32.3% of the detected antibiotics presented medium-to-high ecological risks. Enrofloxacin and sarafloxacin were the major risk contributors, and quinolones accounted for more than 78% of the total ecological risk. More types of antibiotics were detected in open-water aquaculture areas (enclosure), while the overall ecological risk remained relatively low. Fewer antibiotic species were found in closed aquaculture systems, and risks varied with aquaculture modes: occasional high concentrations and high risks frequently occurred in tank and pond shrimp culture, whereas shed shrimp culture exhibited markedly lower risks. After eliminating outliers, the risk difference between the two types of water bodies narrowed markedly. This phenomenon was mainly attributed to limited water exchange and pollutant accumulation in closed systems, as well as distinct medication characteristics of different aquaculture modes.

Key words: Mariculture Wastewater; Antibiotics; Ecological Risk; Aquaculture Mode; Risk Quotient

抗生素作为一类具有伪持久性特征的新兴污染物, 在全球水环境中被广泛检出, 其对水生态系统

收稿日期: XXXX-XX-XX; 修回日期: XXXX-XX-XX

基金项目: 江门市社会发展领域科技计划项目(2024800100080007709、2024800100090007754)

* 通讯作者: 赵国欢, 硕士, 高级工程师, 研究方向: 生态环境监测与综合评价, E-mail: 378878518@qq.com

网络首发日期: XXXX-XX-XX

及人类健康构成的潜在威胁已成为环境领域的研究热点^[1]。水环境作为抗生素迁移转化的关键介质和最终归宿,其污染状况直接关系到生态安全。在众多排放源中,海水水产养殖业因其集约化生产过程中抗生素的预防性使用与治疗性投放,已成为近岸海域环境中抗生素的重要点源。研究表明,养殖过程中投加的抗生素约有70%~80%未能被生物体有效利用,而是以原药或代谢产物的形式随养殖尾水直接排入近岸海域^{[2][3]}。

抗生素在水环境中的污染状况已引起国内外学者的广泛关注。早期研究多集中于污水处理厂出水及河流等受纳水体,初步揭示了磺胺类、喹诺酮类、四环素类等抗生素的赋存水平与基本分布规律^{[4]~[5]}。随后研究逐步拓展至水产养殖水体,例如,郝红珊等^[6]对珠江口海水养殖区的研究发现喹诺酮类为主要污染物,其在水体中的浓度分布受降水影响显著。王敏等^[5]对福建九龙江入海口养殖区的研究表明,不同养殖方式(鱼塘、虾池等)水体中抗生素的种类和浓度存在明显差异。近年来,随着分析技术的进步,研究对象逐渐从单一类别扩展到多类抗生素——例如,彭勃^[7]对湛江海水养殖区的研究同时检出了氟苯尼考和土霉素(分属酰胺醇类和四环素类),并发现筏式牡蛎养殖区中两者的浓度显著高于其他养殖模式,研究内容也逐步从赋存水平调查延伸到生态风险评价^{[8][9]}。

纵观现有研究,仍存在明显的不足与空白。首先,多数研究聚焦于内陆淡水养殖系统或河口区域,针对典型南方海水养殖系统,特别是受独特水文条件(如潮汐、高盐度)和气候特征(高温、强降雨)影响下的抗生素环境行为研究相对不足。南方海水养殖水体中的盐度、pH值、溶解有机质等参数可能显著影响抗生素的溶解度、稳定性及光降解,使其污染特征具地域特点^[10]。其次,现有的生态风险评估多基于淡水生物的毒性数据,缺乏针对海洋生物(特别是浮游动植物、底栖生物等)的毒性参数,难以准确评估抗生素对近岸海洋生态系统的真实风险^{[11][12]}。此外,对于南方沿海常见的多种养殖模式(如网箱养殖、池塘养殖、筏式养殖)并存的复杂情况,不同养殖品种与管理方式导致的抗生素污染指纹差异,尚缺乏系统性的对比研究^[13]。污染特征的准确监测是生态风险评估的数据基础,而生态风险的量化又是识别关键污染驱动因素的前提。

本研究基于广东省江门市沿海区域海水养殖业较发达,养殖品种多样、模式复杂,养殖尾水最终排入附近海域,旨在通过实地采样与测试相结合的方法,系统分析典型海水养殖尾水中抗生素类污染物的组分、浓度水平及时空分布特征;在此基础上,利用商值法以及海洋生物毒性数据库,评估其对近岸水生态系统的风险;进一步通过不同养殖模式(如鱼类池塘养殖、对虾小棚养殖、贝类咸围养殖)尾水中抗生素残留水平与风险值的对比分析,探讨养殖模式对抗生素污染特征与生态风险的调控作用,以为海水养殖环境监管及近岸海域生态保护提供科学依据。

1 实验部分

1.1 样品采集与处理

本研究选取江门市海洋牧场规划区范围内的典型海水养殖场为研究对象,主要分布于镇海湾、广海湾和黄茅海沿海区域。三区域养殖模式各有侧重:镇海湾以咸围混养(贝类、鱼类)为主,是台山蚝养殖最早、面积和产量最高的海域;广海湾高位池和池塘精养集中,对虾养殖占比高;黄茅海咸围青蟹养殖密集,亦有池塘混养。区域选择参考《江门市海洋牧场建设规划(2023–2030年)》^[14]。

采样时间为2025年5月和9月。华南地区对虾等主要养殖品种通常一年两造:第一造3—4月放苗、7月左右收获,第二造视台风情况放苗、年底前收获。5月和9月分别对应两造养殖的中后期,此时养殖生物即将上市。该阶段采样反映的是养殖活动经停药期后的尾水排放水平,可代表养殖周期末期对受纳水环境的实际输出。两期采样也可用于分析季节变化对抗生素残留的影响。

以46种抗生素为目标物,包括5种大环内酯类(macrolides, MLs)、19种磺胺类(sulfonamides, SAs)及其增效剂、20种喹诺酮类(quinolones, QNs)、2种林可酰胺类(lincosamides, LMs)。2025年5月和9月,在22个养殖场尾水水体中采集样品,点位信息见图1和表1。水样的采集和保存执行《新污染物监测技术规范》^[15],水样于现场立即添加硫酸溶液(4.0mol/L)调节样品pH为3.0左右,并加入50ml色谱纯甲醇以抑制微生物对目标化合物的降解,在0~4℃避光保存,并于7d内完成样品前处理。

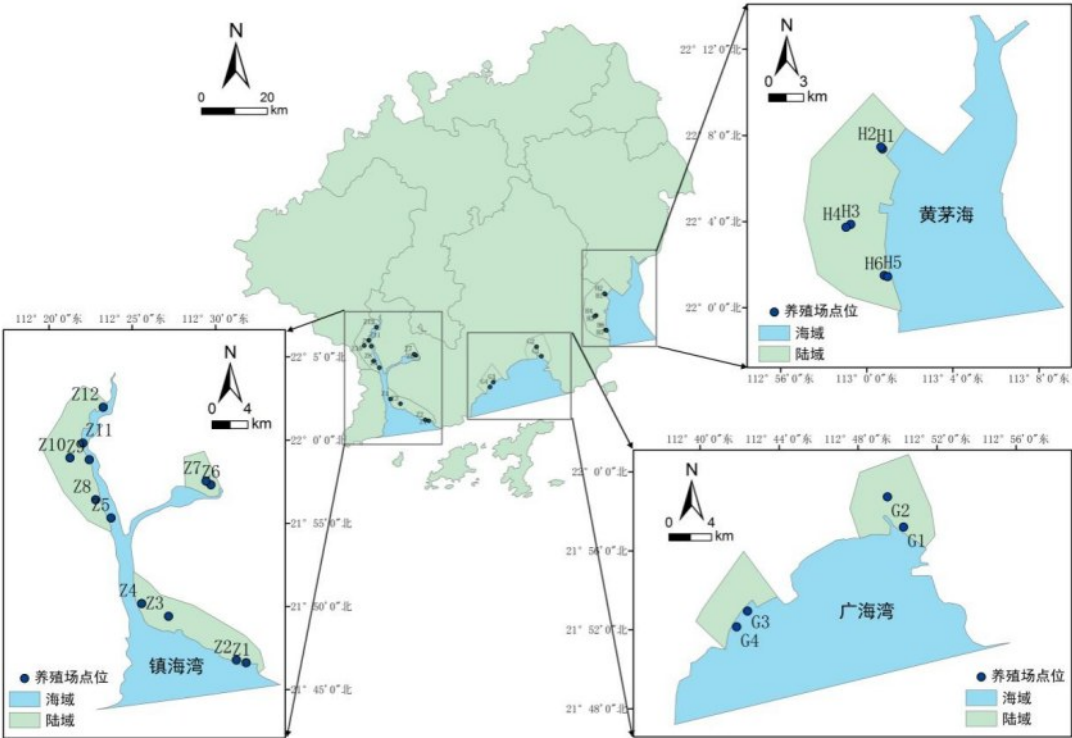


图1 研究区及采样点位示意
Fig. 1 The Study Area and Sampling Points

表1 采样点位信息汇总表

Table 1 Summary Table of Sampling Site Information

Sampling Site	Species	Culture Mode	Coordinates	Area (mu)	Density	Marine Ranch
Z1	Pomfret、Yellow Catfish	Enclosure	112. 53066 °, 21. 77683°	540. 403	200 – 300 ind. • mu ⁻¹	Zhenhai Bay
Z2	Pomfret、Yellow Catfish	Enclosure	112. 52106 °, 21. 77945°	445. 821	200 – 300 ind. mu ⁻¹	
Z3	White Shrimp	Shed	112. 45295 °, 21. 82329°	460. 73	10 ⁵ – 1. 5×10 ⁵ PL• (mu•m) ⁻¹	
Z4	Oyster	Enclosure	112. 42616 °, 21. 83607°	400	100 – 150 strings • mu ⁻¹	
Z5	Oyster	Enclosure	112. 39545 °, 21. 92195°	110	100 – 150 strings • mu ⁻¹	
Z6	White Shrimp、Crab	Pond	112. 49552 °, 21. 95506°	140	(3 – 5) ×10 ⁴ shrimp • mu ⁻¹ +800–1200 crab • mu ⁻¹	
Z7	White Shrimp, Crab	Pond	112. 49055 °, 21. 95888°	110	(3 – 5) ×10 ⁴ shrimp • mu ⁻¹ +800–1200 crab • mu ⁻¹	
Z8	Oyster	Enclosure	112. 23820 °, 21. 95559°	285	100~150 strings • mu ⁻¹	
Z9	Mud Crab、White Shrimp	Enclosure	112. 37366 °, 21. 98035°	100	(2 – 3) ×10 ⁴ shrimp • mu ⁻¹ +600–1000 crab • mu ⁻¹	

(续表)

Sampling Site	Species	Culture Mode	Coordinates	Area (mu)	Density	Marine Ranch
Z10	Mud Crab、White Shrimp	Enclosure	112. 35434 °, 21. 98221°	85	(2 - 3) ×10 ⁴ shrimp·mu ⁻¹ +600-1000 crab·mu ⁻¹	Guanghai Bay
Z11	Oyster、Shrimp、Crab、Fish	Enclosure	112. 36723 °, 21. 99695°	75	80 - 120 strings·mu ⁻¹ + (1 - 2) ×10 ⁴ shrimp·mu ⁻¹ +400 - 800 crab·mu ⁻¹ +100 - 200 ind. mu ⁻¹	
Z12	Shrimp、Crab、Oyster	Enclosure	112. 38752 °, 22. 03275°	200	80 - 120 strings·mu ⁻¹ + (1 - 2) ×10 ⁴ shrimp·mu ⁻¹ +400 - 800 crab·mu ⁻¹	
G1	White Shrimp	Shed	112. 83845 °, 21. 95342°	160	10 ⁵ - 1. 5×10 ⁵ PL· (mu·m) ⁻¹	
G2	White Shrimp	Pond	112. 82478 °, 21. 97887°	6. 5	(4 - 6) ×10 ⁴ PL·mu ⁻¹	
G3	White Shrimp	Tank	112. 70674 °, 21. 88241°	68	(6 - 10) ×10 ⁴ PL·mu ⁻¹	
G4	White Shrimp	Tank	112. 69763 °, 21. 86913°	57	(6 - 10) ×10 ⁴ PL·mu ⁻¹	
H1	Fish、Shrimp	Pond	113. 01238 °, 2. 12282°	80	200 - 300 strings·mu ⁻¹ + (2 - 3) ×10 ⁴ shrimp·mu ⁻¹	
H2	Fish、Shrimp、Crab	Pond	113. 01108 °, 22. 12446°	80	150 - 250 strings·mu ⁻¹ + (2 - 3) ×10 ⁴ shrimp·mu ⁻¹ +600-1000 crab·mu ⁻¹	
H3	Mud Crab	Enclosure	112. 98763 °, 22. 06449°	264. 06	1000 - 2000 crab·mu ⁻¹	Huangmao Sea
H4	Mud Crab	Enclosure	112. 98401 °, 22. 06226°	98. 13		
H5	Mud Crab	Enclosure	113. 01369 °, 22. 02492°	100		
H6	Mud Crab	Enclosure	113. 01627 °, 22. 02393°	100		

1.2 实验仪器与试剂

表2 试剂与设备
Table 2 Reagents and Experimental Instruments

Category	Name	Model / Grade	Manufacturer
Instruments	UHPLC-MS/MS	YSEXACT9050MD	Yingsheng (Shandong)
	Online SPE System	PALRSI	Zhida (Guangzhou)
	Mili-Q Water Purifier	/	MilliporeSigma (Germany)
Reagents	Methanol	Pesticide	Macklin (Shanghai)
	Acetonitrile	Pesticide	Macklin (Shanghai)
	Isopropanol	Pesticide	Merck (Germany)
	Formic Acid	Chromatographic	Guangdong Guanghua Sci-Tech
	46 Antibiotic Standards and Internal Standards	Standard	ANPEL (Shanghai)

1.3 样品前处理与仪器分析

本研究使用在线固相萃取联合超高效液相色谱-三重四极杆质谱仪对水样进行分析，具体方法参见文献 [16]。鉴于抗生素主要分布于水相 [17]，为防止SPE柱堵塞并减少基质干扰，样品只需经过简单的预处理（先后经0.45μm和0.22μm的亲水聚醚砜（PES）滤膜）即可上机，在线固相萃取实验条件如下：进样量：5mL；SPE柱：Waters Oasis HLB（20×2.1mm，20μm）；清洗液：异丙醇：甲醇：乙腈：

水=10: 10: 10: 3 (v/v), 纯水; 活化液: 甲醇, 纯水; 淋洗液: A: 0.1% 甲酸水, B: 甲醇; 触发 DS 时间: 2.5min; 梯度: 0.0~26.6min100%A, 26.6~27.5min100%A (流速降), 27.5~37.0min5%A, 37.0~40.1min100%A。

仪器分析条件: 超高效液相色谱-三重四极杆质谱仪采用电喷雾离子源的正离子 (ESI+) 采集模式, 使用 ThermoC18 色谱柱 (100×2.1mm, 1.8μm); 柱温 40℃, 流速 0.4mL/min, 进样量 2μL; 流动相中 A 为 0.1% 甲酸水, B 为乙腈; 梯度洗脱条件: 0.0~5.0min5%B; 5.0~7.0min10%B; 7.0~11.0min15%B; 11.0~14.0min30%B; 14.0~16.0min50%B; 16.0~18.0min60%B; 18.0~22.0min95%B; 质谱条件: 电喷雾离子源, 温度 350℃, 脱溶剂气流速 8L/min, 采用动态多反应监测模式 (Dynamic MRM)。详细仪器参数见文献^[16]。

1.4 质量控制

采用内标法对养殖尾水中抗生素目标物进行定量。参照文献^[16]方法, 配制质量浓度分别为 10、20、50、100、200、500 和 1000 ng·L⁻¹ 的标准溶液, 通过在线固相萃取建立工作曲线对每个化合物进行线性评估 ($r>0.99$)。每批样品同时处理一个程序空白、一个样品平行样和一个实际样品加标; 空白样品中目标物浓度应低于检出限, 以检验在线固相萃取过程中的残留污染情况; 平行样品的相对偏差 ≤30%; 实际样品加标 (100 ng·L⁻¹) 回收率在 40%~140% 之间; 46 种抗生素的检出限为 0.5~7 ng·L⁻¹, 测定下限为 2~28 ng·L⁻¹^[16]。

1.5 生态风险评估方法

抗生素的生态风险评估采用风险商 (RQ) 法^[18], 公式如下:

$$RQ = \frac{MEC}{PNEC} \quad (1)$$

其中: MEC 为实测浓度 (ng·L⁻¹); PNEC 为预测无效应浓度 (ng·L⁻¹), 本研究中抗生素的 PNEC 值均源自 NORMAN 毒理学数据库^[19]。

复合污染场景下, 多种抗生素共存于水体环境中可能产生联合毒性效应, 其作用类型包括协同、相加或拮抗^[20]。为保守估计多种抗生素共存时的复合生态风险, 本研究采用风险简单叠加模型 (RQ_{sum})^[21] 进行评价, 公式如下:

$$RQ_{sum} = \sum RQ_i \quad (i = 1 \text{ to } n) \quad (2)$$

其中: RQ_i 为各有检出抗生素的 RQ 值。

风险等级评价: $RQ<0.01$ (无显著风险); $0.01 \leq RQ<0.1$ (低风险); $0.1 \leq RQ<1$ (中风险); $RQ \geq 1$ (高风险)^[18]。

2 结果与讨论

2.1 海水养殖尾水中抗生素的污染特征

鉴于本研究涉及的养殖场分布范围较广、养殖品种多, 各养殖场、养殖池处于不同养殖期, 因此本研究调查及综合评价不涉及海产品养殖期。本研究养殖尾水中抗生素的检出浓度与检出率如表 3、图 2 所示, 46 种目标抗生素, 共检出 31 种, 质量浓度范围为 0.809~4826 ng·L⁻¹, 平均质量浓度为 20.5 ng·L⁻¹。与珠江口海水养殖区水体报道质量浓度 (2.07~32.64 ng·L⁻¹) 相比, 本研究浓度水平较高^[6], 但测得的最高浓度低于华南高密度养殖区 (如海陵岛) 测得的 15163 ng·L⁻¹ 极值水平^[22]; 与湛江典型养殖区报道值 (6.75~592 ng·L⁻¹) 相比, 本研究高值点位浓度更高^[7]。与全球相比, 本研究抗生素平均浓度远高于欧洲典型海湾^[23], 与智利 Patagonia 峡湾养殖区的氟苯尼考峰值浓度 (23.1 ng·L⁻¹) 相当^[24], 且抗生素总浓度在国际同类报道中处于较高水平^[25]。上述差异表明, 养殖尾水中抗生素残留浓度受地域特征、养殖密度等因素共同影响。此外, 在 31 种检出的抗生素中 (各抗生素中文名称及缩写见表 3), LIN、CLI、OXA、FLU、OFL 和 NAL 的检出率较高均大于 40%, 其中 OXA 的检出率为 100%; PEF、SAR、SMD 和 TMP 检出质量浓度较高, 平均质量浓度分别为 29.7、229、53.7 和 195 ng·L⁻¹。单个点位中至少同时检测 2 种抗生素, 最高数量为 17 种。从检出浓度的百分位数分布来看, 单个抗生素浓度普遍水平较低, 但存在个别样品中某项抗生素浓度异常高的情况, 如 SAR4826 ng·L⁻¹、SMD1079

ng·L⁻¹和TMP3888 ng·L⁻¹。上述异常值点位分布于H1、G2和G4，均为封闭水域养殖系统。

表3 抗生素调查结果

Table 3 Concentrations of the Target Antibiotics

Antibiotic Information			Concentration (ng·L ⁻¹)						Detection %	PNEC (Seawater, ng·L ⁻¹)
Chinese Name	Abbr.	CAS No.	ΣC	P50	P90	Max	Min	Mean		
大环内酯类 (MAs)			170.8	ND	4.06	101.3	ND	2.59	54.5 (10*)	/
克拉霉素	CLR	81103-11-9	30.0	ND	ND	5.00	ND	1.37	36.4 (8)	13
红霉素	ERY	114-07-8	120.8	ND	ND	101.3	ND	5.49	22.7 (5)	50
罗红霉素	ROX	80214-83-1	20.0	ND	ND	4.50	ND	0.91	22.7 (5)	100
阿奇霉素	AZM	83905-01-5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0	1.9
泰乐菌素	TYL	1401-69-0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0	400
林可酰胺类 (LMs)			238.4	5.33	10.5	18.6	ND	5.42	86.4 (19)	/
林可霉素	LIN	154-21-2	151.3	6.43	ND	18.6	ND	6.88	86.4 (19)	200
克林霉素	CLI	18323-44-9	87.1	2.14	ND	18.0	ND	3.96	50 (11)	4.4
喹诺酮类 (QNs)			7797	ND	21.7	4826	ND	23.6	100 (22)	/
恶喹酸	OXA	14698-29-4	304.1	9.85	23.3	80.0	2.88	13.82	100 (22)	15000
加替沙星	GAT	112811-59-3	16.2	ND	ND	9.63	ND	0.737	9.1 (2)	13
诺氟沙星	NOR	70458-96-7	85.1	ND	ND	85.1	ND	3.87	4.5 (1)	50
氟甲喹	FLU	42835-25-6	289.0	10.6	21.3	64.2	ND	13.14	77.3 (17)	25
恩诺沙星	ENR	93106-60-6	477.0	ND	61.9	243.7	ND	21.68	27.3 (6)	6
培氟沙星	PEF	70458-92-3	653.6	ND	95.3	190.4	ND	29.71	27.3 (6)	800
西诺沙星	CIN	28657-80-9	295.3	ND	38.6	132.6	ND	13.42	27.3 (6)	368.841
奥比沙星	ORB	113617-63-3	15.3	ND	2.54	4.93	ND	0.697	22.7 (5)	2.415
氟罗沙星	FLE	79660-72-3	39.0	ND	8.77	13.9	ND	1.77	18.2 (4)	111.228
氧氟沙星	OFL	82419-36-1	300.7	ND	34.4	139.1	ND	13.67	40.9 (9)	50
沙拉沙星	SAR	98105-99-8	5033	ND	50.8	4826	ND	228.8	18.2 (4)	186.827
洛美沙星	LOM	98079-51-7	36.4	ND	7.58	8.26	ND	1.65	22.7 (5)	82.618
吉米沙星	GEM	175463-14-6	36.4	ND	ND	36.4	ND	1.65	4.5 (1)	6
司帕沙星	SPX	110871-86-8	4.18	ND	ND	4.18	ND	0.190	4.5 (1)	6
萘啶酸	NAL	389-08-2	212.4	ND	25.0	69.8	ND	9.66	45.5 (10)	1600
莫西沙星	MOX	151213-15-9	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0	7.622
二氟沙星	DIF	98106-17-3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0	155
依诺沙星	ENO	74011-58-8	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0	251.42
环丙沙星	CIP	85721-33-1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0	6.4
马波沙星	MAR	115550-35-1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0	778
磺胺类 (SAs)			5785	ND	2.05	3888	ND	23.9	63.6 (14)	/
磺胺甲基噻唑	SMR	127-79-7	21.7	ND	3.66	10.3	ND	0.988	22.7 (5)	68
磺胺醋酰	SCT	144-80-9	4.87	ND	ND	4.87	ND	0.221	4.5 (1)	1430.78
磺胺喹噁啉	SQX	59-40-5	7.13	ND	ND	7.13	ND	0.324	4.5 (1)	603.387
磺胺二甲噻唑	SM2	57-68-1	31.7	ND	ND	31.7	ND	1.44	4.5 (1)	3000
磺胺地索辛	SDM	122-11-2	27.7	ND	5.63	6.96	ND	1.26	22.7 (5)	120.684
磺胺苯吡唑	SPP	526-08-9	9.02	ND	ND	9.02	ND	0.410	4.5 (1)	11.531
磺胺甲噁唑	SMZ	723-46-6	16.3	ND	ND	16.3	ND	0.739	4.5 (1)	60
磺胺对甲氧噻唑	SMD	651-06-9	1181	ND	27.0	1079	ND	53.7	22.7 (5)	103.091
磺胺多辛	SDX	2447-57-6	8.11	ND	ND	8.11	ND	0.368	4.5 (1)	146.978
磺胺甲氧哒嗪	SMP	80-35-3	176.9	ND	ND	133.9	ND	8.04	9.1 (2)	138.287
甲氧苄氨嘧啶	TMP	738-70-5	4300	ND	15.9	3888	ND	195.47	13.6 (3)	10000
磺胺苯酰	SBZ	144-80-9	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0	1430.78
磺胺间甲氧噻唑	SMM	1220-83-3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0	187.287
磺胺甲二唑	SMZ	144-82-1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0	149.522
磺胺噻唑	SDZ	68-35-9	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0	4600
磺胺氯哒嗪	SCP	80-32-0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0	72.907
磺胺二甲异唑	SIZ	127-69-5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0	463.393
磺胺吡啶	SPD	144-83-2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0	46
磺胺噻唑	STZ	72-14-0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0	192.235

总检出质量浓度 (ΣC) 为某一抗生素在所有检出点位中检出浓度的加和值, 用于表征该化合物的整体赋存水平, 抗生素类别总检出质量浓度为该类下所有检出化合物在各点位检出浓度的加和值; P50、P90 分别表示第 50、90 百分位数浓度, 计算时 ND 值均按 0 参与排序, Max 表示最大浓度值, Min 表示最小浓度值; 检出率 (%) 为检出该抗生素的采样点数量占总采样点数量 (n=22) 的百分比, 检出率为 0 表示该抗生素在所有点位均未检出, 浓度项记为 ND; “*” 的数字为检出抗生素的采样点数量; ND 表示浓度低于检出限或未检出; PNEC 值均源自 NORMAN 毒理学数据库^[19]。

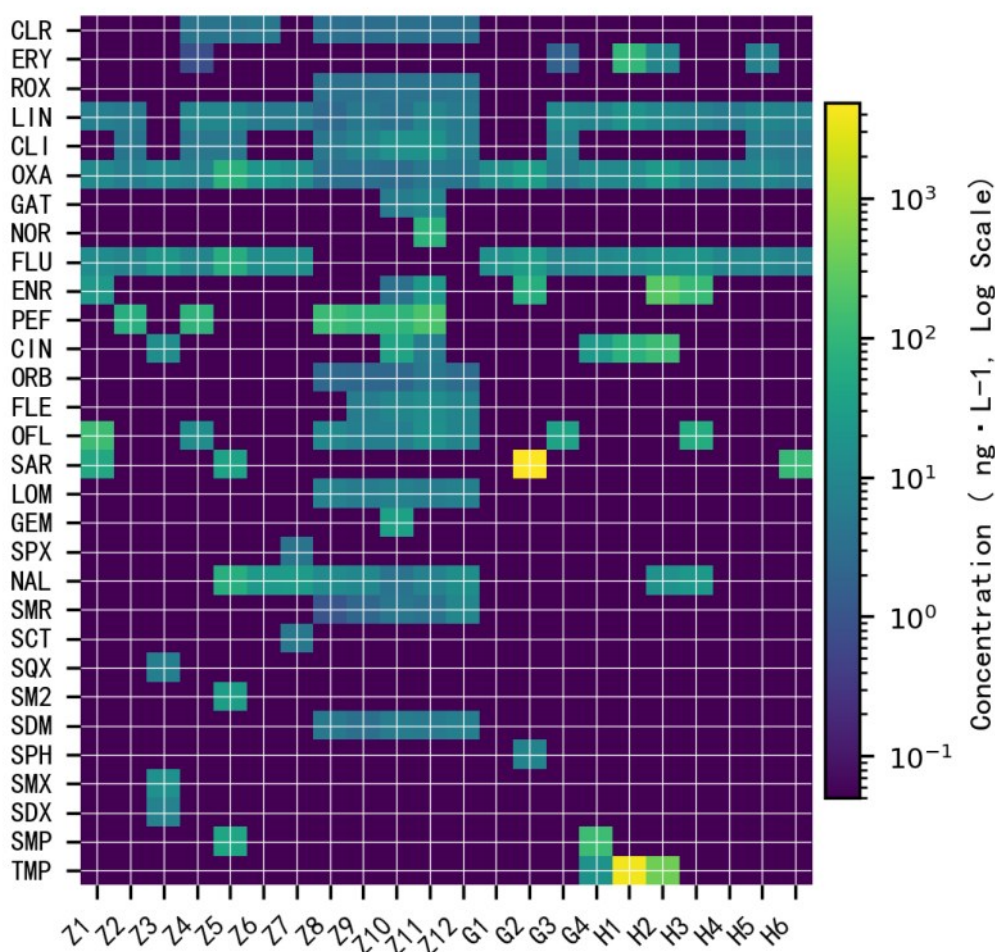


图2 海水养殖尾水中抗生素浓度分布

Figure 2 Antibiotic Concentration Distribution in Mariculture Effluent

喹诺酮类 (QNs) 中共检出 15 种, 检出率为 100%, 平均质量浓度为 $23.6 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ 。其中, SAR 对 QNs 总质量浓度的贡献最大, 占比为 64.5%, 其次是 PEF 和 ENR。本研究 QNs 平均质量浓度与江苏中华绒螯蟹养殖塘 ($24.8 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$)^[26] 及珠江口典型水产养殖区 ($22.2 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$)^[27] 水平相当; 但 SAR 的主导特征 (占比 > 60%) 异于常规水产养殖环境中以恩诺沙星为主导的典型分布特征^{[28] [29]}。这种差异可能与养植物种用药偏好相关, SAR 对虾类病原菌抑制效果显著, 而 ENR 更适用于鱼类疾病防治^[30]。

磺胺类 (SAs) 抗生素因在水产养殖中应用广泛 (如鱼类细菌性疾病防治)^[31], 成为常见主要检出组分之一。本研究共检出 SAs 11 种, 检出率 4.5~22.7%, 明显低于长江口及其近岸海 (SAs 检出率 67.65~100%)^[32], 但赋存特征与黄海周边养殖区有所不同^[33], 黄海周边 SMZ、SDZ、TMP 均为主导抗生素, 但本研究中只有 TMP 检出率和浓度较高; 值得注意的是, 作为磺胺增效剂的 TMP 在本研究中最高质量浓度达 $3888 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ (平均质量浓度 $195 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$), 显著高于国内多数典型河流及养殖水体的报道水平, 如珠江口海水养殖区水体中 TMP 仅为 $0.54 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[6], 而与国外相比, 全球河流中 TMP 的平均质量浓度为 $554 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$, 最高浓度出现在非洲尼日尔河 ($5092 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$)^[34], 本研究 TMP 最高浓度已接近该全球最高水平, 暗示局部区域存在磺胺类增效剂的滥用风险。

大环内酯类 (MLs) 检出率为 54.5%, 普遍浓度在 ND~ $10 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间, 只有一个样品中质量浓度达 $101 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ 。3 种检出的 MLs 中, CLR 检出率最高 (36.4%), ERY 总质量浓度最高 (为 $121 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$), ROX 残留水平最低。本研究 MLs 整体残留水平普遍较低, 这一结果可能与该类药物受到严格管控密切相关。例如, ERY 与 CLR 已被列入欧盟水环境潜在危险化合物观察清单; 在我国, CLR 属于地表水优先控制的活性药物成分, ERY 则为水产养殖中严格限制使用的处方药。值得注意的是, 本研究中 ERY 的检出浓度 (包括总浓度与单一水样浓度) 在所有 MLs 目标物中居于最高水平, 这一现象反映出实际

养殖环节中可能存在不规范使用或滥用 MLs 的情况。

林可酰胺类 (LMs) 检出率 86.4%，平均质量浓度 $5.42 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ ，2 种 LMs 均有检出。本研究 LMs 检出率及平均浓度均低于江苏省里下河流域水产养殖核心区（检出率 100%、最小平均质量浓度 $7.4 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ ）^[35]，但高广州市南沙水产养殖区（未检出）^[36]。这种空间差异与养殖模式及环境因素紧密关联，相关研究表明，水产养殖池中的水中林可霉素的降解过程要么很缓慢，要么几乎停止不前，而阳光、微生物活动和温度则可以加速林可霉素的降解，从而降低其残留量^[37]。

2.2 生态风险评估分析

本研究对检出的 31 种抗生素进行风险商计算和评估，目标物 PNEC 值（海水）见表 3，各养殖场 RQ 值的空间分布见表 4 和图 3。本研究调查的养殖场中，处于高、中生态风险等级的比例为 100%，其中中风险比例仅为 9.1%。结果显示，各养殖场 RQ_{sum} 差异极大，介于 0.42（H4 点位）至 41.96（H2 点位）之间，跨度超过两个数量级，表明研究区域内抗生素生态风险存在高度的空间异质性。高风险点位集中且特征明显，H2 点位（ $RQ_{\text{sum}}=41.96$ ）和 G2 点位（ $RQ_{\text{sum}}=38.74$ ）的风险水平遥遥领先，构成首要风险区。其次，H3（ $RQ_{\text{sum}}=21.1$ ）、Z11（ $RQ_{\text{sum}}=13.97$ ）、Z10（ $RQ_{\text{sum}}=12.98$ ）、G4（ $RQ_{\text{sum}}=11.98$ ）等点位也属于风险较高的区域。这些点位的高风险中，H2（ENR 贡献率 96.8%）和 H3（ENR 贡献率 90.4%）主要为单一抗生素异常高导致，其余则是多类抗生素复合贡献的结果。相比之下，H4、G1、Z2、Z3、Z6、Z7 等点位的风险值相对较低（ $RQ_{\text{sum}} < 1.5$ ），表明其受抗生素污染的影响相对较小。这种养殖场尾水生态风险的空间差异格局可能与各养殖场的养殖品种、密度、模式影响相关^[29]。

表 4 不同点位养殖场中抗生素的生态风险特征
Table 4 Spatial Distribution of Antibiotic Ecological Risks in Aquaculture

Sampling Site	Total Conc. ($\text{ng} \cdot \text{L}^{-1}$)	ΣRQ					Risk Level	Dominant Antibiotics & Contribution				
		MA	LM	QN	SA	Total		Antibiotic 1	Contribution (%)	Antibiotic 2	Contribution (%)	Others (%)
Z1	247.69	ND	0.04	7.64	ND	7.68	High	ENR	52.7	OFL	36.2	11.1
Z2	92.62	ND	1.00	0.46	ND	1.46	High	CLI	66.8	FLU	25.5	7.7
Z3	77.46	ND	ND	0.90	0.34	1.24	High	FLU	69.6	SMX	21.9	8.5
Z4	148.87	0.34	1.11	0.75	0.13	2.33	High	CLI	45.6	FLU	16.0	38.4
Z5	388.36	0.32	1.19	2.83	0.72	5.06	High	FLU	50.8	CLI	22.5	26.7
Z6	97.86	0.38	0.03	0.58	0.27	1.26	High	FLU	44.7	CLR	30.4	24.9
Z7	72.21	ND	0.03	1.33	ND	1.37	High	SPX	50.9	FLU	45.4	3.7
Z8	184.30	0.30	1.11	1.54	0.06	3.00	High	CLI	36.4	ORB	35.3	28.3
Z9	159.06	0.28	1.98	1.40	0.06	3.72	High	CLI	52.5	ORB	26.6	21.0
Z10	248.59	0.31	3.83	8.73	0.12	12.98	High	GEM	46.7	CLI	29.4	23.9
Z11	414.66	0.29	4.14	9.43	0.10	13.97	High	ENR	29.9	CLI	29.3	40.8
Z12	85.53	0.31	1.42	1.61	0.21	3.54	High	CLI	39.1	ORB	35.3	25.6
G1	31.19	ND	ND	0.67	ND	0.67	Medium	FLU	99.9	/	/	0.1
G2	4961.25	ND	ND	37.96	0.78	38.74	High	SAR	66.7	ENR	28.4	5.0
G3	72.89	0.04	1.76	1.07	0.00	2.87	High	CLI	59.1	OFL	25.5	15.4
G4	1286.31	ND	0.04	0.50	11.44	11.98	High	SMT	87.4	/	/	12.6
H1	4129.56	2.03	0.09	0.72	0.58	3.42	High	ERY	59.2	FLU	15.0	25.8
H2	848.12	0.19	0.05	41.68	0.04	41.96	High	ENR	96.8	/	/	3.2
H3	235.26	ND	0.04	21.07	ND	21.11	High	ENR	90.4	/	/	9.6
H4	23.52	ND	0.03	0.39	ND	0.42	Medium	FLU	93.4	/	/	6.6
H5	43.90	0.15	1.55	0.42	ND	2.12	High	CLI	70.9	FLU	19.8	9.3
H6	142.40	ND	1.13	0.93	ND	2.06	High	CLI	53.0	SAR	30.0	17.0

单一抗生素的平均生态风险（RQ 平均值）而言，高、中风险抗生素种类占比达 32.3%，其中，ENR 和 SAR 均高于 1，达到高风险水平。从抗生素类别来看，QNs 是造成高生态风险的首要类别，其 RQ_{sum} 为 142.6（均值为 6.48），占有类别 RQ_{sum} 总和的 78% 以上；其中，ENR（ $RQ_{\text{sum}}=79.49$ ）、SAR（ $RQ_{\text{sum}}=26.94$ ）及 FLU（ $RQ_{\text{sum}}=11.56$ ）是形成高生态风险商值的关键指标。在 H2、H3、G2 等高生态风险养殖场中，QNs 的贡献率均超过 90%，表明该类抗生素的大量使用与残留是养殖尾水生态风险激增的直接驱动因素。LMs 与 SAs 的 RQ_{sum} 分别以 20.56 和 14.85 位列第二、三位，构成重要的次级风险源；其中，CLI（主要见于 Z8~Z12 点位）和 SMD（集中分布于 G4 点位）分别是这两类抗生素的主要风险贡献单体。MA 的整体风险较低（ $RQ_{\text{sum}}=4.93$ ），但 H1 养殖场的 ERY（ $RQ_{\text{sum}}=2.03$ ），显著高于其他

养殖场，可能与用药特点相关。

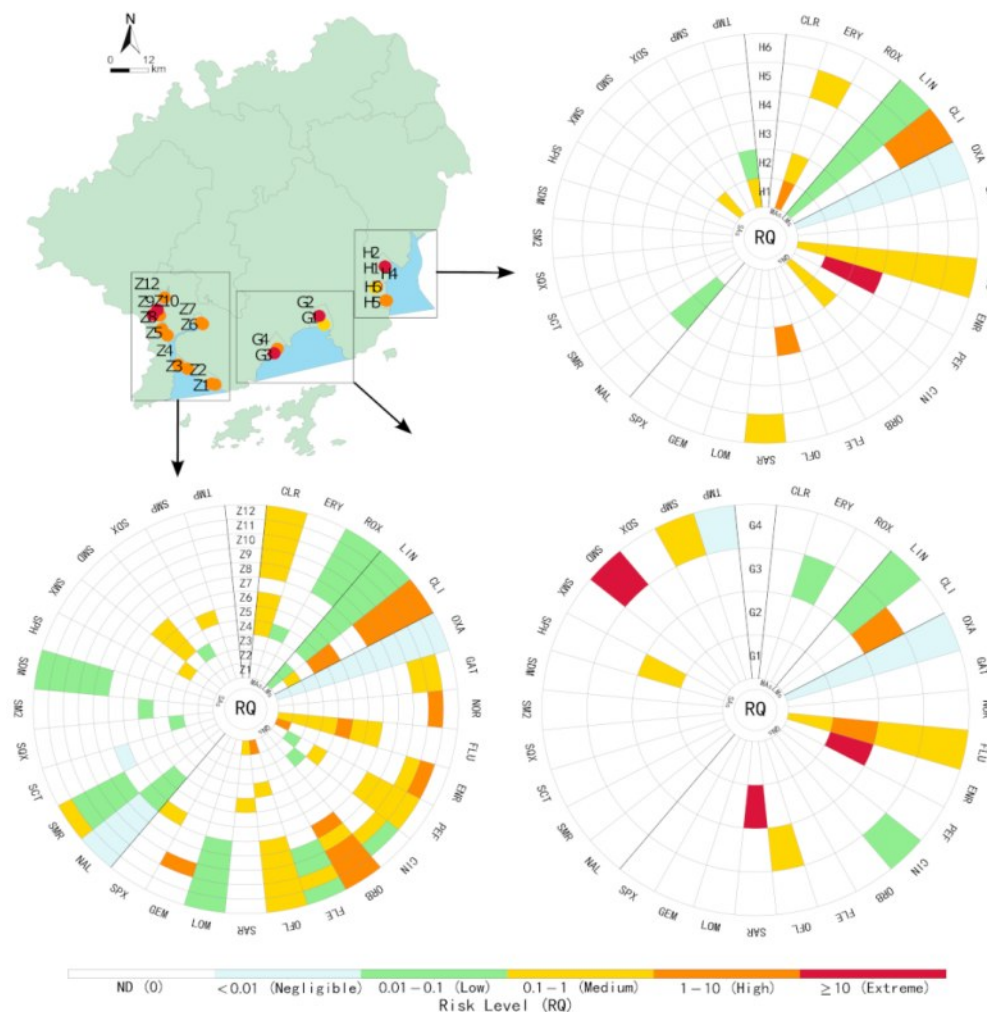


图3 养殖场中抗生素生态风险商 (RQ) 的空间分布特征

Fig. 3 Spatial Distribution of Aquaculture Antibiotic RQ Values

抗生素的RQ值由其排放浓度与PNEC的比值决定，高风险RQ值是“高残留水平”与“高毒性限值”（低PNEC值）共同作用的结果。例如，QN_s尽管在某些点位浓度并非最高，但其PNEC值普遍很低（多在6~50 ng·L⁻¹数量级），如ENR（PNEC=6 ng·L⁻¹），导致其极易产生高RQ值。相反，某些SA_s（如TMP，PNEC=10000 ng·L⁻¹）或QN_s中的OXA（PNEC=15000 ng·L⁻¹），检出质量浓度异常高（3888 ng·L⁻¹）或频繁检出（100%检出），但因PNEC值较高，其RQ值相对偏低或几乎可忽略不计。因此，在评估和控制生态风险时，应重点关注高生态毒性（PNEC值低）的抗生素污染物，即使其排放浓度较低，也可能带来不可忽视的生态风险。

图4采用箱线图对抗生素风险商 (RQ) 及风险优先级指数 (PI) 的统计分布特征进行表征。其中，PI值是检出频率与平均RQ值几何平均计算结果^[38]，其排序结果可综合反映目标污染物的环境赋存普遍性与生态风险强度。箱线图能够直观呈现抗生素RQ与PI的数值分布、离散程度及异常值特征，为风险等级划分与优先级判定提供依据。经评估，检出的31种抗生素中，PI值为低风险（PI<0.01）及中风险（0.01≤PI<0.1）的仅7种，其余24种均为高风险（PI≥0.1）物质，区域内抗生素生态风险较严峻；其中，QN_s中ENR的PI值（1.90）最高，箱体高度水平及高位点数量（RQ值常>1）均显著高于其他种类，表征其为生态风险的首要指标（贡献总风险78%以上）。相比之下，SA_s和MA_s的箱体分布主要集中于“低风险和无显著风险”区间（RQ<0.1），但仍存在的零散高位点，与前文指出的特定养殖场（如G4的SMD）存在特征风险一致。LM_s的箱体水平处于中低风险区间，但存在接近高风险阈值的异常点，反映了克林霉素等在局部区域存在一定风险。箱线图与PI图评估结论基本一致，其中箱线图揭示的数据高离散性（其中QN_s数据纵跨数个数量级），反映了不同养殖场在抗生素使用与管理实

践上存在的显著异质性。

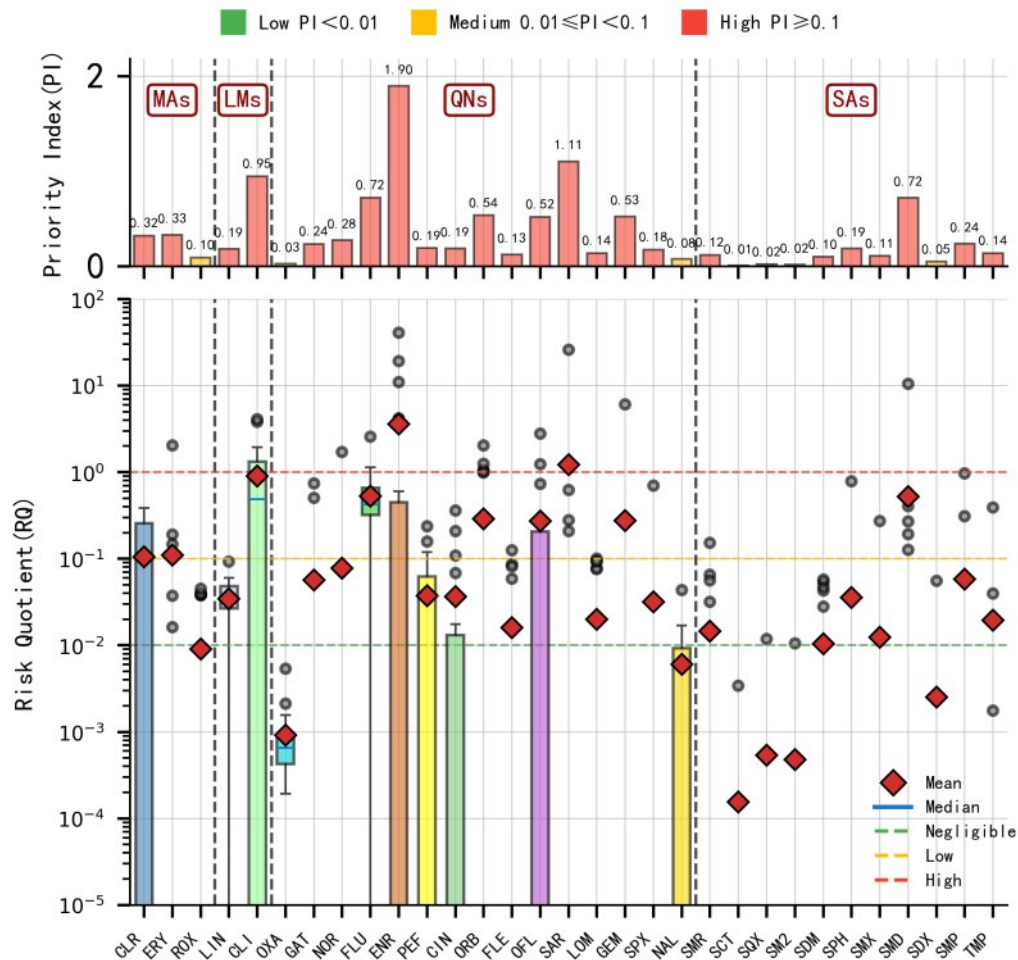


图4 抗生素的生态风险商 (RQ) 与风险优先级指数 (PI)

Fig. 4 Antibiotic Risk Quotient and Priority Index

本区域 QNs 高生态风险的特征与多项国内研究结果一致。例如，在江苏淡水鱼类养殖尾水中，氟喹诺酮类也被评估为高风险或接近高风险^[29]；在中华绒螯蟹养殖环境中，喹诺酮类与大环内酯类同样被报告存在高风险^[26]。然而，本研究也与一些海水养殖区的研究结果存在差异。例如，在海南东部海水养殖区，喹诺酮类检出率与风险相对较低^[9]，这种差异可能源于不同地区的养殖品种、主要病害类型及用药方式的不同。此外，北部湾的研究指出藻类对抗生素的风险敏感性高于甲壳类和鱼类^[38]，这提示本区域养殖场排放的喹诺酮类对水体中的初级生产者（藻类）构成较严重的威胁，其生态影响需格外关注。

本研究中检出的 ENR、TMP、CLR 均为高生物富集性抗生素（BCF（生物富集系数）> 1000）^[39]。此类抗生素除随尾水直接排放外，还可能经养殖生物富集后通过排泄途径缓慢释放回水相，形成“内源性二次污染”，从而延长其在养殖环境中的实际存留时间。因此，本研究的 MEC 实为外源用药输入与生物排泄反馈共同作用的净结果，以此为基准的 RQ 评价能够较为真实地反映养殖尾水抗生素的实际生态暴露水平。

2.3 养殖尾水中抗生素浓度、生态风险与养殖模式的相关性分析

研究范围内不同海水养殖场尾水中的抗生素大类基本一致（喹诺酮、磺胺类、林可酰胺类、大环内酯类），但抗生素品种、浓度、检出率随养殖品种、养殖模式存在明显差异。根据不同养殖系统水体更换特征，本研究将 22 个采样养殖场分为开放水域（咸围，13 个）与非开放水域（池塘、小棚、高位池，9 个）两类养殖系统。

养殖尾水中抗生素的来源可能包含外源输入（养殖水源背景残留）^[40] 与内源投入（养殖用药）^[41]。本研究以养殖场尾水为采样靶点，未设开阔海域背景对照，未能直接量化外源贡献。但 22 个点位涵盖开放水域（咸围）与封闭水域（池塘、小棚、高位池）两类系统，通过对比两类系统抗生素谱系的异同，可间接判别外源输入的影响程度。

统计结果表明，开放型咸围养殖水体抗生素检出种类为 6~17 种，总质量浓度 23.51~414.66 ng·L⁻¹，联合风险商 RQ_{sum} 为 0.419~21.11；高位池、池塘等非开放养殖水体抗生素检出种类仅 2~8 种，总质量浓度 31.19~4961 ng·L⁻¹， RQ_{sum} 为 0.674~41.96。咸围检出种类更多，但浓度与峰值风险均低于封闭水域，与其大面积开放、混养模式下用药品类较多但分散的特点相符；而封闭水域小面积且多实行精养模式，养殖品种单一，故抗生素使用种类偏少。图 5 以柱状图的形式显示不同养殖模式水体中平均总质量浓度（ ΣC_{avg} ，同模式抗生素总质量浓度/点位数）和平均总 RQ 值（ ΣRQ_{avg} ，同模式总 RQ/点位数）。从图中可以看出，封闭水域中池塘-虾鱼、池塘-虾和高位池-虾三种模式均存在异常高值，而开放水域则无此现象，与封闭水体交换弱、虾类养殖病害风险高有关。

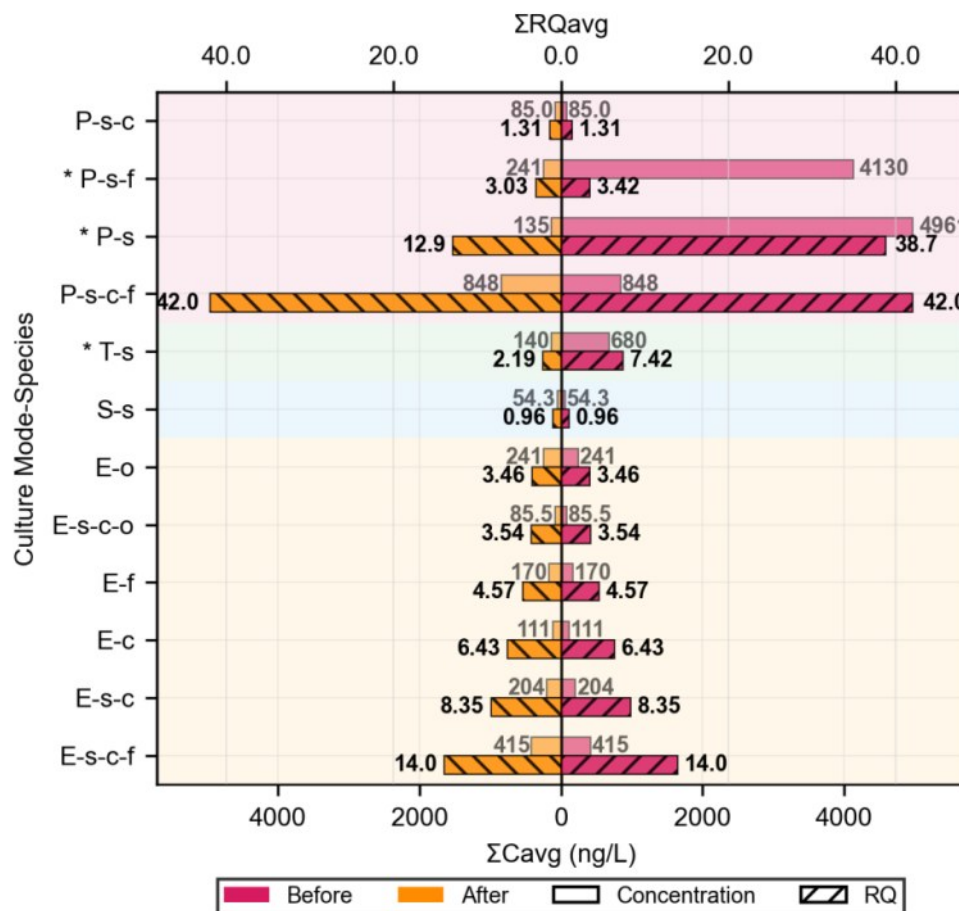


图 5 不同养殖水体去除异常值前后浓度及 RQ 值对比

Figure 5 Concentration and RQ in Aquaculture Waters before/after Outlier Removal

(注：P：池塘 (Pond)；S：小棚 (Shed)；E：咸围 (Enclosure)；T：高位池 (Tank)；s：虾 (shrimp)；o：蚝 (oyster)；f：鱼 (fish)；e：蟹 (crab))

单品种精养下，开放水域咸围尾水中抗生素残留整体偏低，养鱼 ΣRQ_{avg} 4.57，养蚝 3.46，养蟹 6.43，表明在潮汐水体交换作用下生态风险相对可控。而封闭水域分化较大，小棚养虾 ΣRQ_{avg} 为 0.96，是唯一非高生态风险的养殖模式；高位池养虾和池塘精养虾均出现偶发浓度高值，前者剔除高值前后的 ΣRQ_{avg} 为 7.42 和 2.19，后者则为 38.7 和 12.9，显著高于其它模式。

混养模式下，咸围的 ΣRQ_{avg} 较单养有所升高，但未出现偶发高值。实际养殖中考虑经济效益因素，封闭水域的多品种混养主要集中于池塘养殖系统，本研究中，池塘-虾蟹鱼模式的 ΣRQ_{avg} 最高 (42.0)，主要风险来自 ENR，因其 PNEC 极低 (6 ng·L⁻¹)，即使质量浓度仅约 240 ng·L⁻¹ 也已构成高风险。

封闭水域中多个点位出现抗生素异常高值。G2（池塘养虾）中SAR的极端高浓度推测与该点位对虾养殖中喹诺酮类药物的使用有关——沙拉沙星对虾类病原菌抑制作用显著，在高密度养殖中常为首选治疗药物之一^[42]。G4（高位池养虾）中SMD高值反映高位池养虾模式下磺胺类药物的使用^[31]。TMP作为磺胺增效剂常与磺胺类药物联合使用^[43]，H1（池塘混养鱼和虾）中TMP异常高值推测为联合用药所致。开放水域未观察到上述异常高值，表明封闭条件为抗生素残留的富集提供了前提条件。

开放水域与封闭水域的抗生素残留差异并非仅由水体交换决定，而是换水制度、环境自净与投药管理等多因子综合作用的结果。换水管理上，高位池与小棚自养殖初期即每日套水换水，中后期换水量进一步加大；咸围及池塘换水受潮汐、季节调控，换水周期无固定规律。本研究两次采样（5月和9月）均对应养殖中后期，各模式间具备阶段可比性。小棚养殖放苗呈园区分批次错峰投放特征（9月至次年5月），各棚养殖进程不同步，进而导致空间异质性。环境自净方面，开放水域光照充分，抗生素光降解速率较高，高盐环境下耐盐微生物也具有一定的降解能力^[37]。封闭水域（尤其是小棚）透光性差，光降解有限。投药与饲料方面，高位池和池塘精养模式养殖密度大、病害风险高，预防性投药和集中治疗的频次显著高于开放水域^[3]；部分抗生素以饲料添加剂形式投入^[26]，不同养殖品种的饲料配方差异也导致抗生素种类的系统性不同^[7]。

上述多因子对比也间接回应了外源输入的贡献问题：开放水域与封闭水域在种类数量和浓度分布上呈现系统性差异而非趋同，表明养殖用药（内源投入）是塑造各养殖场污染指纹的主导因素，已有研究同样支持这一结论^[41]。

综合来看，开放水域（咸围）检出种类较多，但潮汐交换与光照降解使风险整体维持在较低水平；封闭水域检出种类较少，但高位池与池塘养虾偶发高值，总体高风险概率较大；而小棚养虾因换水频繁、管理规范，风险显著降低。剔除偶发高值后两类水域风险差距明显缩小，可见降低抗生素生态风险应优先着力于用药管控与源头减量，同时可辅以换水制度优化。

3 结 论

本研究系统分析了江门市典型海水养殖尾水中4类46种抗生素的污染特征、空间分布及生态风险，并探讨了养殖模式对抗生素污染的影响，可为海水养殖环境抗生素污染防控提供科学依据。

（1）研究区域22个海水养殖水体中共检出4类31种抗生素，OXA、OFL、FLU、NAL检出率与残留浓度较高，不同采样点抗生素含量差异显著。G2（池塘养虾）中SAR达 $4826 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ 、G4（高位池养虾）中SMD为 $1079 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ 、H1（池塘混养鱼虾）中TMP为 $3888 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ ，上述异常高值点位均分布于封闭水域。

（2）生态风险评估结果表明，32.3%的抗生素单体处于中高风险水平，其中ENR、SAR、SMD风险极高；从污染物类别来看，QNs为主要风险贡献因子，占总风险比例超78%，LMs、SAs为次要风险源，MAs仅在局部区域污染显著。

（3）养殖模式对比表明，开放水域（咸围）检出种类较多但风险整体较低，封闭水域检出种类较少但风险两极分化——高位池与池塘养虾偶发高值，小棚养虾因管理规范、换水频繁风险显著偏低。剔除偶发高值后两类水域风险差距明显缩小，提示在缺乏充分水体交换的条件下，用药管理差异是导致风险分化的主导因素。据此认为，降低抗生素生态风险应优先着力于用药管控与源头减量，同时辅以换水制度优化，该推论尚需通过设置控药与换水的对照实验加以验证。

基于上述结果，建议将ENR和SAR列为本区域优先管控对象，严格规范其在虾类养殖中的使用；封闭精养模式（高位池、池塘）应作为用药监管重点，推行用药记录与休药期制度，小棚养虾的管理经验可供借鉴；同时落实养殖尾水治理设施建设，推进尾水资源化利用或达标排放。

本研究存在以下局限性：（1）采样时间仅覆盖5月和9月（养殖中后期），未涵盖完整养殖周期；（2）仅分析了水相中的抗生素残留，未涉及沉积物与养殖生物体；（3）研究未设开阔海域背景对照，未能直接量化外源输入贡献；（4）“用药管控优先于水体交换”的推论基于不同养殖模式间的对比观测，尚需通过控药与换水的对照实验进一步验证。

参考文献:

- [1] Xu YG, Yu WT, Ma Q, Zhou H, Jiang CM. *J. Ecotoxicol.* (徐永刚, 宇万太, 马强, 周桦, 姜春明. 生态毒理学报), **2015**, 10 (3): 11–27.
- [2] Zhang QQ, Ying GG, Pan CG, Liu YS, Zhao JL. *Environ. Sci. Technol.*, **2015**, 49 (11): 6772–6782.
- [3] Li ZG. *Green Sci. Technol.* (李振国. 绿色科技), **2021**, 23 (12): 82–83.
- [4] Hirsch R, Ternes T, Haberer K, Kratz KL. *Sci. Total Environ.*, **1999**, 225 (1–2): 109–118.
- [5] Wang M, Yu S, Hong YW, Sun DD. *J. Ecol. Environ.* (王敏, 俞慎, 洪有为, 孙棣棣. 生态环境学报), **2011**, 20 (5): 934–939.
- [6] Hao HS, Xu YR, Gao Y, Wang ZF, Li J, Xu N. *Acta Sci. Nat. Univ. Pekin.* (郝红珊, 徐亚茹, 高月, 王之芬, 李杰, 许楠. 北京大学学报(自然科学版)), **2018**, 54 (5): 1077–1084.
- [7] Peng B, Zhang B, Zeng XY, Liang Y, Wu Y, Yu ZQ. *Geochimica* (彭勃, 张彪, 曾祥英, 梁医, 吴杨, 于志强. 地球化学), **2023**, 52 (2): 165–175.
- [8] Guo XT. *Distribution characteristics, trophic transfer rules and toxicity of typical PPCPs in the Bohai and Yellow Sea*. Qingdao: Ocean University of China (郭晓彤. 典型 PPCPs 在渤海黄海区域的分布特征、营养级传递规律及毒性研究), **2022**.
- [9] Zeng RH, Qi Z, Zhang TY, Gong Y, Zhang QZ, Wang HH, Diao XP. *J. Trop. Biol.* (曾若菡, 齐钊, 张腾云, 龚莹, 张钦洲, 王海花, 刁晓平. 热带生物学报), **2021**, 12 (1): 43–50.
- [10] Wei XX, Chen JW, Wang RB, Guo FJ, Zeng YF, Li YX, Wu YG. *Environ. Chem.* (尉小旋, 陈景文, 王如冰, 郭芳婕, 曾宇飞, 李雨昕, 吴英格. 环境化学), **2015**, 34 (3): 448–454.
- [11] Li ZH, Cao GQ, Zong YC, Wang XC, Qiu LP, Fan LM, Chen X, Meng SL, Song C. *Environ. Sci. Technol.* (李忠华, 曹国庆, 踪艺纯, 王新池, 裘丽萍, 范立民, 陈曦, 孟顺龙, 宋超. 环境科学与技术), **2023**, 46 (12): 85–93.
- [12] Bengtsson-Palme J, Larsson DGJ. *Environ. Int.*, **2016**, 86: 140–149.
- [13] Gao H, Wang MJ. *Agric. Dev. Equip.* (高航, 王铭剑. 农业开发与装备), **2024**, (10): 131–133.
- [14] *Jiangmen Marine Ranch Construction Plan (2023–2030)*. South China Sea Fisheries Research Institute, CAFS. (中国水产科学研究院南海水产研究所. 江门市海洋牧场建设规划(2023–2030年)), **2023**.
- [15] Technical Specification for New Pollutant Monitoring. Determination of 32 Antibiotics in Water. *Guangdong Ecological and Environmental Monitoring Center* (广东省生态环境监测中心. 水质 32 种抗生素的测定. 新污染物监测技术规范), **2023**.
- [16] Li JH, Qin C, Cheng M, Deng TL, Huang LH, Zhao GH, Peng Q, Gan WW, Liang WZ, Hu H, Chen ZL, Yang YY. *Chem. Anal. Metrol.* 李健华, 秦淳, 程敏, 邓婷琳, 黄丽华, 赵国欢, 彭奇, 甘伟威, 梁伟中, 胡韩, 陈志龙, 杨愿愿. 化学分析计量), **2026**, 35 (4): 38–49.
- [17] Compilation Instructions for Determination of 17 Fluoroquinolone Antibiotics in Water by High Performance Liquid Chromatography–Triple Quadrupole Mass Spectrometry (Draft for Comment). Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China (生态环境部. 水质 17 种氟喹诺酮类抗生素的测定高效液相色谱–三重四极杆质谱法(征求意见稿)编制说明), **2023**.
- [18] Commission European. *Technical guidance document in support of commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and commission regulation (EC) No.1488/94 on risk assessment for existing substances*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2003; Parts II.
- [19] NORMAN ecotoxicology database [EB/OL]. [–10–29]. <https://www.norman-network.com/nds/ecotox/lowestPnec-Index.php>
- [20] Backhaus T, Faust M. *Environ. Sci. Technol.*, **2012**, 46: 2564–2573.
- [21] Hernando MD, Mezcuca M, Fernández-Alba AR, et al. *Talanta*, **2006**, 69: 334–342.
- [22] Chen H, Shan L, Xu XR, Liu SS, Zhou GJ, Sun KF, Zhao JL, Ying GG. *Mar. Pollut. Bull.*, **2015**, 90 (1–2): 181–187.
- [23] Liu D, Xu YY, Junaid M, Zhu YG, Wang J. *Environ. Int.*, **2022**, 158: 106949.
- [24] Jara B, Tucca F, Srain BM, Méjanelle L, Aranda M, Fernandez C, Pantoja–Gutierrez S. *Chemosphere*, **2021**, 275: 130029.
- [25] Chen YR, Huang Y, Chen YM, Li Y, Sidikjan N, Lin N, Li Y, Guo XP, Shen GF, Liu M. *npj Emerging Contam.*, **2025**, 1: 15.
- [26] Fang H, Yu JN, Wang ZF, Ding CC, Xia W, Zhao C, Yuan HZ, Wang Z, Wang S, Cui YB. *J. Ecol. Rural Environ.* (方昊, 余军楠, 王智峰, 丁程成, 夏伟, 赵澄, 袁和忠, 王壮, 王瑟, 崔益斌. 生态与农村环境学报), **2019**, 35 (11): 1436–1444.
- [27] Liang XM, Shi Z, Huang XP. *J. Ecol. Environ.* (梁惜梅, 施震, 黄小平. 生态环境学报), **2013**, 22 (2): 304–310.
- [28] Li ZX, Dong X, Wu MM, Sun XJ, Peng JX, Xing LH, Guo MM, Pan MX. *Mar. Environ. Sci.* (李兆新, 董晓, 吴蒙蒙, 孙晓杰, 彭吉星, 邢丽红, 郭萌萌, 潘明轩. 海洋环境科学), **2018**, 37 (2): 182–186, 192.
- [29] Liu CW, Zhu XH, Wang MH, Xu ZH, Ren D, Yang HS, Wan JJ. *J. Ecol. Environ.* (刘崇万, 朱晓华, 王明

- 华, 徐志华, 任娣, 杨洪生, 万金娟. 生态环境学报), **2026**, 35 (3): 378–392.
- [30] Trouchon T, Lefebvre S. *Open J. Vet. Med.*, **2016**, 6: 40–58.
- [31] Lin JJ, Li RX, Lin H, Guo XW, Li GH, Liang M, Huang AR, Gong H. *Water Purif. Technol.* (林靖钧, 李瑞雪, 林华, 郭晓雯, 黎广壕, 梁敏行, 黄爱如, 公晗. 净水技术), **2022**, 41 (3): 12–19.
- [32] Wang YY, Huang Y, Yang J, Ding FF, He TH, Li YS, Huang L, Li Y, Liu M. *J. East China Norm. Univ. Nat. Sci.* (王余意, 黄晔, 杨静, 丁方方, 何天豪, 李雨珊, 黄琳, 李晔, 刘敏. 华东师范大学学报 (自然科学版)), **2024**, (6): 136–150.
- [33] Zhang JC, Zhang XR, Zhou Y, Han QF, Wang XL, Song C, Wang SG, Zhao S. *J. Environ. Sci.*, **2023**, 126: 112–121.
- [34] Li SY, Hofstra N, van de Schans MGM, Yang J, Li YN, Zhang Q, Ma L, Strokal M, Kroeze C, Chen XP, Chen XJ, Zhang FS. *Environ. Sci. Technol. Lett.*, **2023**, 10 (10): 850–860.
- [35] Wang SS, Zhang R, Shen HJ, Dong YY, Wang CB, Cui DN, Cheng SY. *China Environ. Sci.* (王姗姗, 张然, 申华杰, 董圆媛, 王晨波, 崔冬妮, 成淑妍. 中国环境科学), **2022**, 42 (8): 3896–3905.
- [36] Hao QW, Xu XR, Chen H, Liu S, Chen J, Liu SS, Ying GG. *J. Trop. Oceanogr.* (郝勤伟, 徐向荣, 陈辉, 刘珊, 陈军, 刘双双, 应光国. 热带海洋学报), **2017**, 36 (1): 106–113.
- [37] Lei KH, Lai HT. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **2019**, 26: 33988–33994.
- [38] Wei CS, Wang YH, Zhang RJ, Liu F, Zhang ZE, Wang JZ, Yu KF. *J. Hazard. Mater.*, **2024**, 466: 133550.
- [39] BAO Y Y, LI F F, WEN D H. *Mar. Environ. Sci.*, **2021**, 40 (2): 294–302.
- [40] Su H C, Duan S J, Hu X J, Xu W J, Xu Y, Wen G L, Cao Y C. *J. Hazard. Mater.*, **2024**, 472: 135328.
- [41] Zhang R, Kang Y, Zhang R, Han M, Zeng W, Wang Y, Yu K, Yang Y. *Sci. Total Environ.*, **2021**, 752: 141882.
- [42] Wang RX, Chen BS. *S. China Fish. Sci.* (王瑞旋, 陈毕生. 南方水产), **2007**, 3 (3): 73–79.
- [43] Wang M, Yu S, Hong YW, Sun DD. *Ecol. Environ. Sci.* (王敏, 俞慎, 洪有为, 孙棣棣. 生态环境学报), **2011**, 20 (5): 934–939.

(责任编辑:)