

DOI: 10.5846/stxb201901240180

汪晓妍,周婷,应紫敏,吴静,杨武. 宁德水产养殖区水质状况及驱动力分析. 生态学报, 2020, 40(5): 1766-1778.

Wang X Y, Zhou T, Ying Z M, Wu J, Yang W. Analyses of water quality and driving forces in Ningde aquaculture area. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(5): 1766-1778.

宁德水产养殖区水质状况及驱动力分析

汪晓妍, 周 婷, 应紫敏, 吴 静, 杨 武*

浙江大学环境与资源学院, 杭州 310058

摘要:水产养殖对海岸带生态系统的水环境有显著影响,研究水产养殖地区的水质动态及其驱动力对海洋牧场建设和海岸带生态系统管理有着重要意义。以宁德为研究区域,基于 2017 年夏季和冬季水质监测和遥感影像等数据,通过地理信息系统技术和统计分析软件,分析了水产养殖区域的水质现状、水质变化和驱动力。结果表明,该海域水质处于重污染状态,富营养化水平较高。除了悬浮物和总磷之外,其他水质指标都呈现出显著的季节性差异,不同季节影响水质的因素也不相同。水质的季节性变化是初始水质状况、养殖活动和自然因素共同作用的结果。基于研究结果,笔者建议结合高分遥感技术对养殖区水面覆盖和利用进行监测,对养殖类型和行为(如饵料类型和投放方式)进行调控,开展水质长期监测和风险应急管理,保障海洋牧场社会效益的同时降低生态环境影响、防控生态和人体健康风险。

关键词:水质变化;驱动机制;多元回归;时空分布;综合污染指数;营养状态质量指数

Analyses of water quality and driving forces in Ningde aquaculture area

WANG Xiaoyan, ZHOU Ting, YING Zimin, WU Jing, YANG Wu*

College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China

Abstract: Aquaculture has a substantial impact on water environment of coastal ecosystems. Research on water quality and its driving forces is critical to the construction of marine pastures and management of coastal ecosystems. This paper analyzed the water quality status, spatiotemporal dynamics, and driving forces of water quality change in Ningde aquaculture area through Geographic Information Systems (GIS) technology and statistical software, based on water quality monitoring data and remote sensing images in summer and winter of 2017. Our results indicated that the sea area was in a state of heavy pollution and high eutrophication level and the seasonal changes were significant in all other water quality indicators except suspended solids and total phosphorus. The factors affecting water quality in different seasons were also different. More importantly, the seasonal variation of water quality was the result of the interaction of initial water quality, human activities, and natural factors. Based on our research results, the authors suggest monitoring the surface use and cover of aquaculture areas by combining high-resolution remote sensing technology, regulating the aquaculture types and behaviors (such as bait types and delivery methods), carrying out long-term monitoring of water quality and risk assessment so as to reduce the environment impacts, prevent and control the environmental and human health risks, and ensure the long-term social and economic benefits of marine pastures.

Key Words: water quality change; driving mechanism; multiple regression; temporal and spatial distribution; Comprehensive Pollution Index; Nutritive Quality Index

基金项目:国家自然科学基金(71673247);国家重点研发计划课题(2016YFC0503404);浙江省杰出青年基金(LR18D010001)

收稿日期:2019-01-24; 网络出版日期:2019-12-17

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wyang@zju.edu.cn

海岸带是人类活动最活跃的自然区域和生态系统之一,人类持续不断地对海岸带进行各种形式的生产、开发和利用等,比如水产养殖、水利建设、围海填海和石油开采等^[1-2]。人类对海岸带生态系统资源的利用会对其水环境带来显著影响^[3-5]。水产养殖是典型的随着人类社会和科技变化而发展的生产活动之一,在海岸带资源的利用上显示出密集型、产业化、技术化等现代化特点。根据《2018 年世界渔业和水产养殖状况》报告显示,2016 年全球水产养殖产量(8000 万 t)约占渔业总产量(17100 万 t)的 47%。作为世界最大的渔业生产国和出口国,2017 年中国水产养殖产量(4906 万 t)占据了全国水产品总量(6445 万 t)的 76%左右^[6-7]。

养殖业的迅猛发展加剧了近岸海域的水污染,对水产养殖产业的可持续发展也带来了巨大挑战。早期贾晓平等^[8]对广东省重要的红海湾海水养殖示范区的水质进行了研究与评价,结果表明有机污染明显。蔡文贵等^[9]通过地理信息系统(GIS)手段评估了考洲洋养殖水域的水质现状。吴锐等^[10]分析了粤东柘林湾养殖区水质的富营养化状况,结果表明养殖污染是最大的污染来源。Cao 等^[11]系统阐述了中国水产养殖的环境影响概况以及应对污染的三类方法和对策等。国外水产养殖业也面临着同样严峻的问题,Querijero 等^[12]通过对比试验研究了水产养殖活动对选定水质参数的影响,结果表明水产养殖区域的硝酸盐、磷酸盐和总溶解固体显著升高。Paez-Osuna^[13]重点研究了虾类养殖业对环境的影响尤其是对红树林和盐沼的破坏,并提出了相关改善方法。Dierberg 等^[14]则说明了泰国密集虾类养殖对水质等的影响及其可持续发展问题等。上述研究都指出了研究水产养殖地区的水质状况及水产养殖活动对水质的影响非常重要。

国内外的研究表明,水质变化是人类活动和生态系统两方面作用的结果。如郭婧等^[15]对北京最重要的排水系统—北运河系 10 年来水质变化及其驱动力进行了分析,研究表明经济发展和人口增长是水质难以改善的主要原因。李昆等^[16]研究了洪湖丰水期的水质空间分布情况,并说明其水质空间变化是人类活动、土地利用和环境因子各方面作用的结果。赵宁等^[17]则运用遥感手段研究了 1973—2013 年红碱淖水域面积和水质的变化,得出气候和高强度的人类活动是主要驱动因素。James 等^[18]针对南佛罗里达州的 7 个大型湖泊的研究表明,湖泊水质不仅受气象和水文作用,更多是受流域当地污染负荷的影响。Lin 等^[19]利用遥感影像监测土地利用分类和变化,发现了土地利用与水资源变化的相关性及其驱动机制。Skoulikidis 等^[20]通过研究希腊 29 条河流表明河水成分的季节变化除了受地质和水文的影响,还与夏季城市废水的排入和农业活动相关。

尽管前期已有一些关于水质动态变化驱动因素的研究,但是大部分研究案例局限于淡水区域,对海岸带和海洋水质的研究较少,对水产养殖水体的研究绝大部分局限于对水体水质的评价^[21-22],对于其水质变化驱动力的分析非常少,且多为定性讨论。2018 年和 2019 年中央 1 号文件、全国农业工作会议以及《2018 年渔业渔政工作要点》也明确提出了“持续推进渔业绿色、安全、融合、开放、规范发展”、“出台推进水产养殖绿色发展的政策措施”、“切实开展养殖水域滩涂环境整治”、“压减近海过密网箱养殖,推进海洋牧场建设”、“开展专项督导和绩效评价”等重要指示。针对以上国内外研究不足和国家战略需求,本文将水质评估和水质驱动力分析结合,以福建宁德海水养殖区作为研究对象,系统地分析水产养殖区域的水质变化及其驱动力。值得注意的是,上述水质变化驱动力研究绝大部分是基于时间维度的水质变化分析,即某地水质的变化随着年份变化的相互关系研究,而对于结合空间尺度水质变化的驱动力研究则很少,这种驱动力分析更多地出现在土地利用变化的案例中^[23]。本文将借鉴分析土地覆盖和利用变化驱动力的方法,将水质采样点作为分析单元,以不同季节的水质动态变化值作为因变量,通过遥感影像和地理信息数据获得养殖类型和各种空间距离等驱动因子数据作为自变量,构建多元回归模型并分析水质动态变化的驱动因子和机制。具体研究内容包括:(1)研究宁德水产养殖区海水水质现状;(2)开展该地区水质时空动态变化的驱动力分析。本文采用土地覆盖和利用变化的驱动分析方法研究了影响水质变化的主要驱动因素,为海岸带生态系统和水产养殖水质研究提供了较好的参考案例,为海洋经济和海洋牧场建设提供了决策依据。

1 研究区域概况

研究区域主要为福建省宁德市内海水水产养殖海域,地处福建省海岸带东北方位(119°30′—120°5′E,

26°50′—26°33′N)。宁德总海域面积达 4.46 万 km², 约占福建省的 1/3, 海岸线长达 878 km, 约占全省 26.4%。得天独厚的地理位置使之成为有名的水产养殖产业地, 素有“大黄鱼之乡”的美誉, 盛产大黄鱼、紫菜、海参、鲍鱼、海带、龙须菜等海产品, 其水产养殖产业规模和产量均居全国首位^[24-25]。宁德霞浦海域目前也已经被列入 2017—2025 国家级海洋牧场示范区的规划建设当中。2017 年宁德市大黄鱼产量约 13.6 万 t, 占全国产量近 80%^[26]。因此, 本文将宁德作为研究区域进行水质采样和评估分析。结合养殖网箱和浮筏的分布, 按照相距约 2 km 的规则在宁德内海较均匀地布设了 39 个测点, 其中夏天测点为 1—32, 为了更全面地进行水质评价, 在已有采样经验和更好采样条件的情况下, 冬季增设了 33—39 这 7 个测点, 共计 39 个测点 (图 1)。

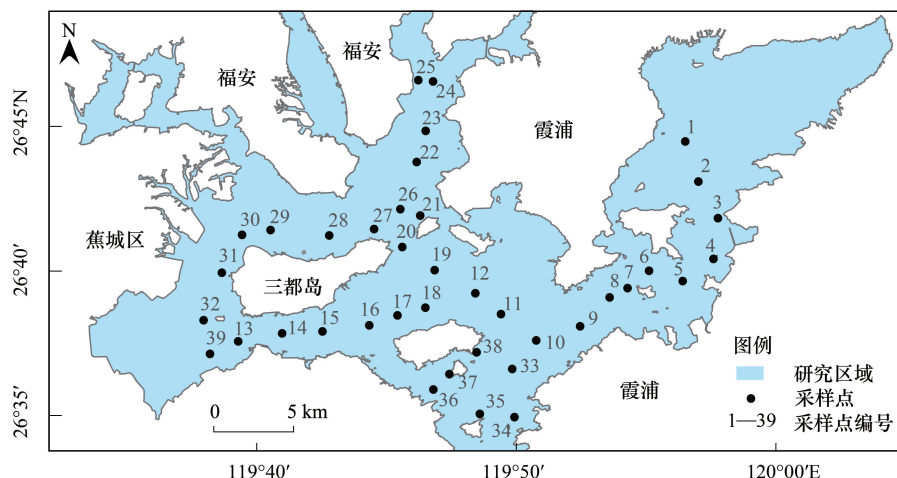


图 1 宁德内海水质监测采样点分布

Fig.1 Sampling points for monitoring sea water quality in Ningde

2 数据来源与方法

2.1 数据来源及处理

本文使用的数据主要包括水质监测数据、GPS 定位数据和遥感影像等。GPS 定位数据是在水质监测采样时期实地获取的, 遥感影像数据主要通过中国科学院遥感与数字地球研究所获得, 包括 2017 年 8 月 20 日的 ZY1-02C、2017 年 12 月 21 日的 GF-2 和 2018 年 1 月 12 日的 GF-1 遥感影像。具体处理过程为: 首先通过 ENVI 5.3 将 GF-2 和 GF-1 遥感影像进行拼接获得冬季所需完整的遥感影像数据。其次将水质采样时获得的 GPS 定位数据导入到遥感影像中, 同时对含采样点的影像进行简单的目视解译获得水产养殖分类数据。最后在 ArcGIS 10.2 中计算获取各类地理空间数据等, 包括动物性水产养殖 (网箱) 和植物性水产养殖 (浮筏) 的距离和密度、到海港、海岸线和居民点的距离等。

2.2 研究方法

2.2.1 水质评价

夏季水质监测指标包括 pH、高锰酸盐指数 (COD_{Mn})、五日生化需氧量 (BOD₅)、总氮 (TN)、总磷 (TP)、悬浮物 (SS)、叶绿素 a (Chla) 和大肠菌群 (Coliform bacteria) 等, 在此基础上, 冬季增加了溶解氧 (DO)、无机氮 (DIN)、活性磷酸盐 (PO₄-P) 等指标。

本文采用单因子指数和综合指标及描述统计指标等多方面进行水质评价。单因子指数法^[27]即根据水质参数标准计算不同水质指标相对标准值的比值, 不同类别的污染参数计算方式不一样, 具体计算方法如下:

污染危害程度随参数值增加而增加的因子:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \quad (1)$$

污染危害程度随参数值增加而降低的因子(DO):

$$P_i = \frac{C_{\max} - C_i}{C_{\max} - S_i} \quad (2)$$

对具有最低和最高允许限值的因子(pH 值):

$$P_i = \frac{C_i - \bar{S}_i}{S_{\max} - \bar{S}_i} \quad (3)$$

或

$$P_i = \frac{C_i - \bar{S}_i}{\bar{S}_i - S_{\min}} \quad (4)$$

式中, P_i 指污染物 i 的污染指数, C_i 是污染物 i 的实测值, $C_{\max}$ 是该评价因子饱和浓度(其中溶解氧的饱和浓度计算公式为 $\frac{468}{31.6 + T}$, T 为温度, 单位 $^{\circ}\text{C}$), S_i 指该指标的标准限值, $\bar{S}_i$ 是该污染物的评价标准最高和最低值的平均值, $S_{\max}$ 、 $S_{\min}$ 分别是评价标准最高和最低值。

综合指标具体包括综合污染指数^[27-28](Comprehensive Pollution Index, CPI)和营养状态质量指数^[10,29](Nutritive Quality Index, NQI)。CPI 为各个污染因子的污染等级平均值, 表示多项污染物对水环境的综合影响程度, 其对应的污染等级见表 1。本次研究中用来计算 CPI 的评价参数为 pH、 COD_{Mn} 、 BOD_5 、SS 和大肠菌群, 具体计算公式为:

$$\text{CPI} = (P_{\text{pH}} + P_{\text{COD}_{\text{Mn}}} + P_{\text{BOD}_5} + P_{\text{SS}} + P_{\text{Coliformbacteria}}) / 5 \quad (5)$$

式中, P_{pH} 、 $P_{\text{COD}_{\text{Mn}}}$ 、 P_{BOD_5} 、 P_{SS} 和 $P_{\text{Coliformbacteria}}$ 分别是 pH、 COD_{Mn} 、 BOD_5 、SS 和大肠菌群的污染指数。

NQI 是评估水体的营养化水平的综合性指标, 由 COD_{Mn} 、TP、TN 和 Chla 这 4 个评价参数计算而成。根据 NQI 值, 水质的营养化水平分级如下: 富营养 ($\text{NQI} > 3$)、中营养 ($2 \leq \text{NQI} \leq 3$) 和贫营养 ($\text{NQI} < 2$)^[10]。NQI 的计算公式如下:

$$\text{NQI} = \frac{C_{\text{COD}_{\text{Mn}}}}{S_{\text{COD}_{\text{Mn}}}} + \frac{C_{\text{TP}}}{S_{\text{TP}}} + \frac{C_{\text{TN}}}{S_{\text{TN}}} + \frac{C_{\text{Chla}}}{S_{\text{Chla}}} \quad (6)$$

式中, $C_{\text{COD}_{\text{Mn}}}$ 、 C_{TP} 、 C_{TN} 和 C_{Chla} 为海水测定值, $S_{\text{COD}_{\text{Mn}}}$ 、 S_{TP} 、 S_{TN} 和 S_{Chla} 为评价标准值。上述各评价参数参考《海水水质标准》(GB3097—1997) 二类水标准, 其中 TP、TN 和 Chla 的评价标准分别为 $S_{\text{TP}} = 0.03 \text{ mg/L}$ 、 $S_{\text{TN}} = 0.6 \text{ mg/L}$ 和 $S_{\text{Chla}} = 5 \text{ } \mu\text{g/L}$ ^[10,29]。

表 1 综合污染指数与污染等级^[28,30]

Table 1 Comprehensive pollution index and pollution grade

污染等级 Pollution grade	清洁 Clean	相对清洁 Relatively clean	轻污染 Light pollution	污染 Pollution	重污染 Heavy pollution	严重污染 Severe pollution
综合污染指数 Comprehensive pollution index	<0.20	0.20—0.40	0.40—0.70	0.70—1.00	1.00—2.00	>2.00

2.2.2 驱动力分析

基于水质评价和时空分布特征, 列出可能影响水质变化的因素, 并以其为自变量, 分别以水质综合指标变化值 ($\Delta\text{CPI} = \text{CPI}_{\text{冬}} - \text{CPI}_{\text{夏}}$, $\Delta\text{NQI} = \text{NQI}_{\text{冬}} - \text{NQI}_{\text{夏}}$) 为因变量进行多元线性回归分析, 找出影响其变化的显著驱动因素并分析其影响机制等。本文主要采用 R 3.5.2 和 Stata 14 等软件进行数据分析, 显著性水平为 $\alpha = 0.05$ 。驱动因子(表 2)主要分为自然条件和人为活动两大类, 人为活动类因子主要为水产养殖活动相关因子, 包括养殖类型、养殖距离和养殖密度等, 其中养殖密度为各测点半径 1 km 内水产养殖面积的占比, 具体计算方式为半径 1 km 内水产养殖面积除以圆面积 ($3.1416 \times 10^6 \text{ m}^2$)。根据驱动因子影响的机制不同也可分为初始静

态型驱动因子(包括水产养殖类型、自然条件、夏季的养殖情况等)和动态变化型驱动因子(包括温度变化值和水产养殖情况变化值等)。动态变化型因子的分布中,水产养殖的网箱和浮筏都呈现出密集型增长,特别是浮筏密度的增长,增长了约 1.7 倍。

表 2 水质变化驱动因子列表

Table 2 List of driving factors for water quality change

简称 Abbreviation	描述 Description	均值(标准差) Mean (SD)	单位 Unit
Δ temp	温度变化(冬季-夏季)	-16.684(0.997)	℃
type_aqu	有无水产养殖(1:有;0:无)	0.781(0.420)	—
type_p	有无植物水产养殖(1:有;0:无)	0.281(0.457)	—
type_a	有无动物水产养殖(1:有;0:无)	0.500(0.508)	—
dis_harb	离最近海港的距离	1804.073(627.429)	m
dis_isla	离最近岛屿的距离	2198.947(2040.840)	m
dis_coas	离海岸线的最近距离	1331.992(628.294)	m
dis_resi	离最近居民地的距离	2235.059(613.183)	m
dis_cage_s	离最近网箱的距离(夏季)	655.218(1022.601)	m
Δ dis_cage	夏冬季离最近网箱距离的变化值	-188.876(439.469)	m
dis_raft_s	离最近浮筏的距离(夏季)	256.930(233.989)	m
Δ dis_raft	夏冬季离最近浮筏距离的变化值	-140.429(215.590)	m
den_cage_s	半径 1 km 的网箱密度(夏季)	0.045(0.065)	m ² /m ²
Δ den_cage	夏冬季半径 1 km 的网箱密度变化值	0.005(0.016)	m ² /m ²
den_raft_s	半径 1 km 的浮筏密度(夏季)	0.049(0.069)	m ² /m ²
Δ den_raft	夏冬季半径 1 km 的浮筏密度变化值	0.082(0.091)	m ² /m ²
den_aqu_s	半径 1 km 的水产养殖总密度(网箱和浮筏)(夏季)	0.094(0.105)	m ² /m ²
Δ den_aqu	夏冬季半径 1 km 的水产养殖总密度(网箱和浮筏)变化值	0.088(0.092)	m ² /m ²

$N=32$,各缩写备注如下: Δ temp:温度变化 Chang of temperature;type_aqu:养殖方式 Aquaculture type;type_p:植物养殖方式 Type of plant;type_a:动物养殖方式 Type of animal;dis_harb:离海港的距离 Distance to harbor;dis_isla:离岛屿的距离 Distance to island;dis_coas:离海岸线的距离 Distance to coastline;dis_resi:离居民地的距离 Distance to residents;dis_cage_s:夏季离网箱的距离 Distance to cage in summer; Δ dis_cage:离网箱距离的变化 Change of the distance to cage;dis_raft_s:夏季离浮筏的距离 Distance to raft in summer; Δ dis_raft:离浮筏距离的变化 Change of the distance to raft;den_cage_s:夏季网箱密度 Density of cage in summer; Δ den_cage:网箱密度变化 Change of density of cage;den_raft_s 夏季浮筏密度 Density of raft in summer; Δ den_raft:浮筏密度变化 Change of density of raft;den_aqu_s 夏季养殖密度 Density of aquaculture in summer; Δ den_aqu 养殖密度变化 Change of density of aquaculture

3 结果与分析

3.1 水质监测评价

3.1.1 水质单因子评价

各水质指标在夏冬季的描述性统计结果参见表 3。可以看出除了悬浮物和总磷之外,其他水质指标都呈现出显著的季节性差异。夏季海水总体 pH 是 7.54,相较标准偏酸性(标准范围 7.8—8.5),冬季略有升高为 7.96,处于正常范围;夏冬季的叶绿素 a 浓度分别为 0.60 mg/L 和 1.6 mg/L,都远远低于富营养化标准值(5 μ g/L);悬浮物浓度在两季的平均值相差不大,分别为 34 mg/L 和 40 mg/L,但夏季空间分布更不均匀;高锰酸盐指数两个季节的均值分别为 0.35 mg/L 和 0.60 mg/L,但冬季最大检测值为 2.88 mg/L,远大于夏季的极值 0.63 mg/L;与之相反,BOD₅值在冬天急剧下降,均值由 6.98 mg/L 降至 1.16 mg/L,浓度范围从 1.1—17.4 mg/L 变化为 0—4 mg/L;夏季的总氮含量稍高于标准值 0.6 mg/L,冬季达到 2.52 mg/L,而两季的总磷含量均远高于标准值 0.03 mg/L,是其水质富营养化的主要原因;水质生物指标方面,大肠菌群夏季平均含量为 21.59 MPN/100mL,冬季增至 406.38 MPN/100mL,极大值也由 90 MPN/100mL 变为 3500 MPN/100mL,说明冬季存在大肠菌群浓度特别高的测点,变化相对较大。

表 3 夏冬季水质单因子指标

Table 3 Single factor indicator of water quality in summer and winter

水质参数 Water quality parameter	夏季 Summer		冬季 Winter		<i>t</i> 值 <i>t</i> value
	平均值 (标准差)	范围 (最小值;最大值)	平均值 (标准差)	范围 (最小值;最大值)	
	Mean (SD)	Range (Min : Max)	Mean (SD)	Range (Min : Max)	
pH	7.54 (0.19)	(7.14 :8.10)	7.96 (0.06)	(7.82 :8.02)	11.43 ***
叶绿素 a Chla / (μg/L)	0.60 (0.21)	(0.36 :10.9)	1.66 (1.36)	(0.01 :4.59)	3.78 ***
悬浮物 SS / (mg/L)	34.00 (17.93)	(1.00 :80.00)	40.28 (7.31)	(30.00 :62.00)	1.72
高锰酸盐指数 COD _{Mn} / (mg/L)	0.35 (0.13)	(0.11 :0.63)	0.65 (0.60)	(0.08 :2.88)	2.83 ***
五日生化需氧量 BOD ₅ / (mg/L)	6.98 (4.54)	(1.10 :17.40)	1.16 (1.14)	(0.00 :4.00)	-7.42 ***
总氮 TN / (mg/L)	0.77 (0.90)	(0.12 :5.31)	2.52 (0.18)	(2.12 :2.89)	10.88 ***
总磷 TP / (mg/L)	0.12 (0.09)	(0.06 :0.45)	0.13 (0.06)	(0.10 :0.48)	0.58
大肠菌群 Coliform bacteria / (MPN/100 mL)	21.59 (21.80)	(2.00 :90.00)	406.38 (825.03)	(20.00 :3500.00)	2.69 *

N = 32, * $P < 0.05$, *** $P < 0.01$, **** $P < 0.001$; Chla: 叶绿素 a Chlorophyll a; SS: 悬浮物 Suspended solids; COD_{Mn}: 高锰酸盐指数 Chemical oxygen demand; BOD₅: 五日生化需氧量 Biochemical oxygen demand after five days; TN: 总氮 Total nitrogen; TP: 总磷 Total phosphorus

水质单因子污染指数(图 2)表明,在夏季的监测指标中,主要的污染指标为 pH、BOD₅ 和悬浮物,污染指数分别为 1.73、2.33 和 3.39。高锰酸盐指数和大肠菌群浓度都远小于标准值。在冬季的监测指标中,主要的污染指标为悬浮物、无机氮和活性磷酸盐,分别为 4.03、3.69 和 3.53,均超标 3 倍以上。显然 BOD₅ 的变化是最明显的,由夏季的 2.33 降至 0.39。悬浮物是夏季冬季最严重的主要污染指标,平均污染指数分别为 3.39 和 4.03。作为评价综合污染指数的重要因子之一,BOD₅ 污染指数在夏季远高于冬季。作为富营养化水平评估的因子,总氮和总磷值都明显超过了其限值。以上单因子指标分布特征可为综合污染指数和富营养化水平评价提供一定参考。

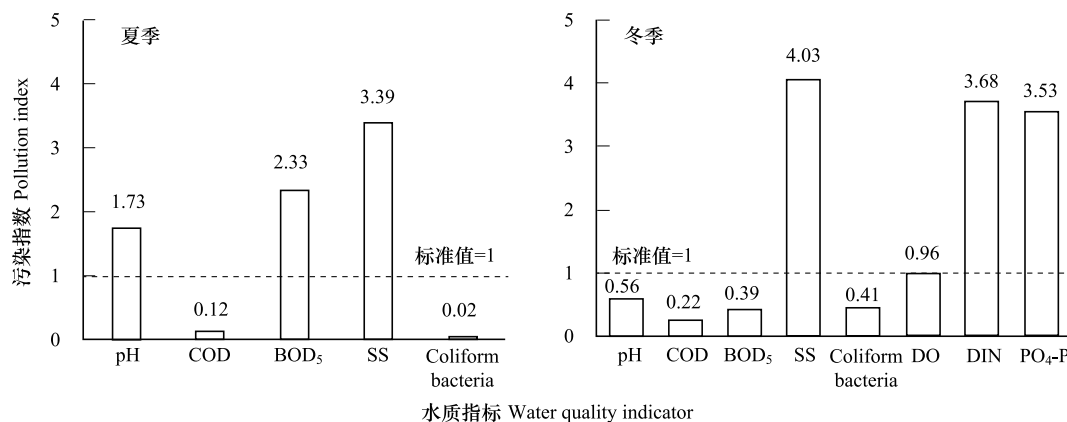


图 2 单因子污染指数

Fig.2 Single factor pollution index

Chla: 叶绿素 a Chlorophyll a; SS: 悬浮物 Suspended solids; COD_{Mn}: 高锰酸盐指数 Chemical oxygen demand; BOD₅: 五日生化需氧量 Biochemical oxygen demand after five days; TN: 总氮 Total nitrogen; TP: 总磷 Total phosphorus

3.1.2 水质综合评价

通过综合污染指数和营养状态质量指数(表 4)可以对整个研究区域的水质污染和富营养化情况进行整体评估和分析。根据表 4,两个季度该水域始终处于重污染状况(夏冬季分别为 1.52 和 1.12),夏天水质的总体污染程度、指数范围 and 变化均大于冬季。在富营养化水平评价方面,两季均处于富营养化状态,营养状态质量指数分别为 5.63 和 9.13,均远大于标准值 3,但其指数范围 and 变化情况恰与 CPI 指数相反。冬季 NQI 值最

高达到 20.28,最低值也达到了 7.87,超过了夏季的平均值 5.63。图 3 和图 4(图中横坐标代表水质测点编号,纵坐标代表综合指数及其变化量)则进一步说明了各测点的综合指数分布情况。夏季测点 CPI 大部分处于 1—2 之间,属于重污染状态,且有 4 个测点处于严重污染状况;冬天有较多测点 CPI 值小于 1,处于污染状态。总体看来,夏季综合污染指数较分散,污染等级比冬天严重。在营养状态方面,夏季大部分测点的 NQI 值处于 3—6 范围,为富营养化水平,有少量测点位于 1—2 之间,属于中营养化水平,空间分布差异较大;而冬季明显富营养化程度加剧,都处于富营养化状态,大部分测点位于 6—10 的指数范围,空间分布较均匀。

表 4 夏冬季综合指标

Table 4 Comprehensive indicators for summer and winter

综合指标 Comprehensive index	夏季 Summer		冬季 Winter	
	平均值(标准差) Mean (SD)	范围(最小值:最大值) Range (Min :Max)	平均值(标准差) Mean (SD)	范围(最小值:最大值) Range (Min :Max)
综合污染指数 Comprehensive pollution index	1.52 (0.47)	(0.77 :2.65)	1.12 (0.22)	(0.79 :1.61)
营养状态质量指数 Nutritive quality index	5.63 (3.53)	(2.57 :16.97)	9.13 (1.95)	(7.87 :20.28)

夏季 N=32,冬季 N=39

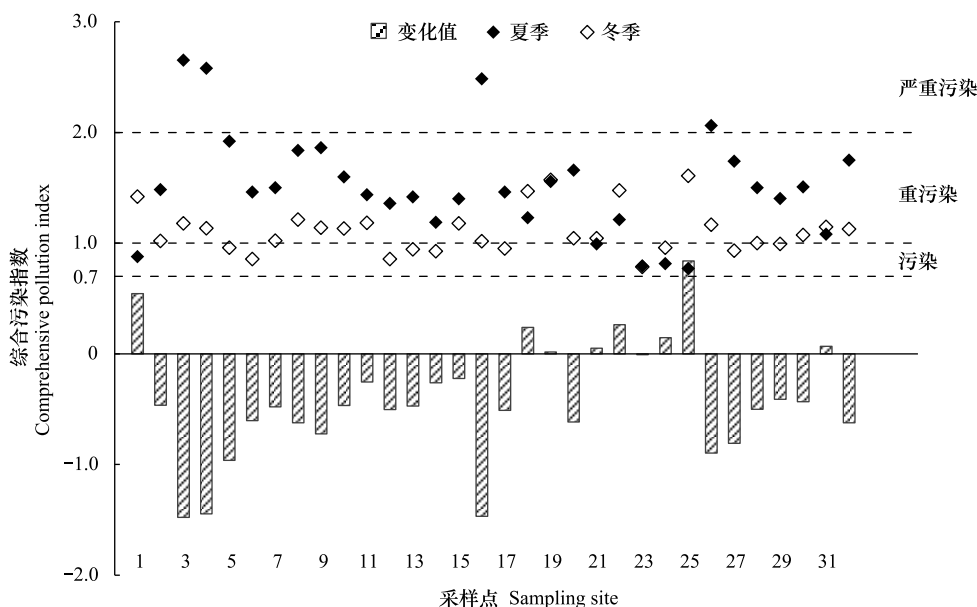


图 3 夏冬季各测点综合污染指数及变化

Fig.3 Comprehensive pollution index and change of measuring points in summer and winter

3.2 水质时空变化

图 5 和图 6 则更直观展现了水质变化的时空分布状况。大部分测点的综合污染指数变化值呈现出负值,即污染指数冬季较夏季降低。结合图 3 Δ CPI 结果和图 5,大部分测点的 CPI 变化值在 -0.5 左右,测点 3、4 和 16 的水质变化最大,均下降了 1.4 以上,同时发现这 3 个测点同时是夏季污染指数最高的 3 个点;最小的位于测点 19、23,变化值都接近 0。大部分测点富营养化水平的变化趋势则与综合污染指数相反,其变化值呈现出正值,且变化相对平稳(图 4 和图 6)。总体看来,大部分点变化值约在 4—5 之间,测点 17 变化最大,NQI 值增大了 16 左右;最小变化值是测点 3 的 -0.7。水质变化的空间分布特征并不明显,除了测点 3、4 和 16 的结果揭示了夏季初始值大小和水质变化的一定规律外,其他的驱动因素仍需进一步深入探索。

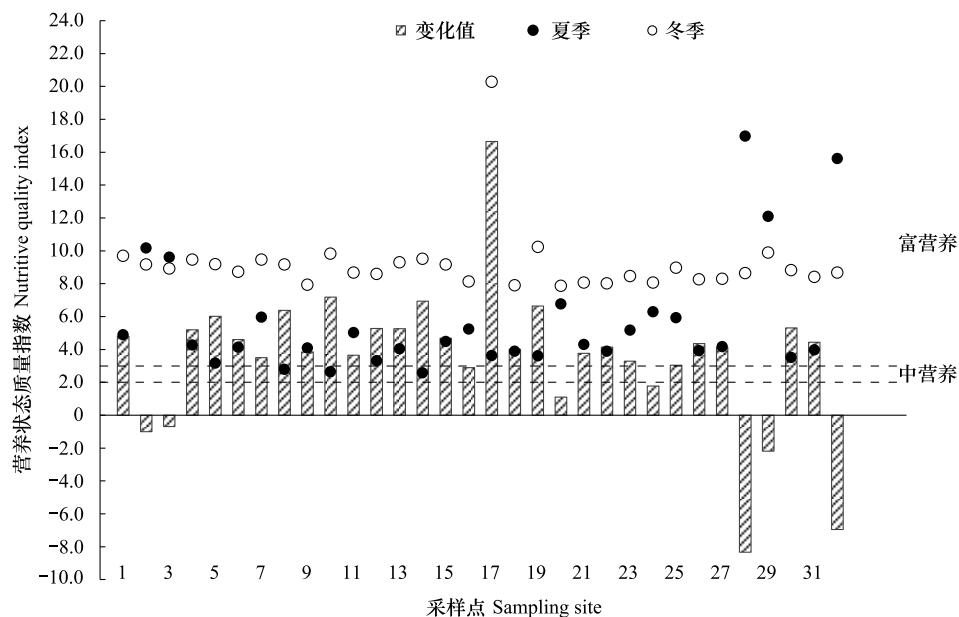
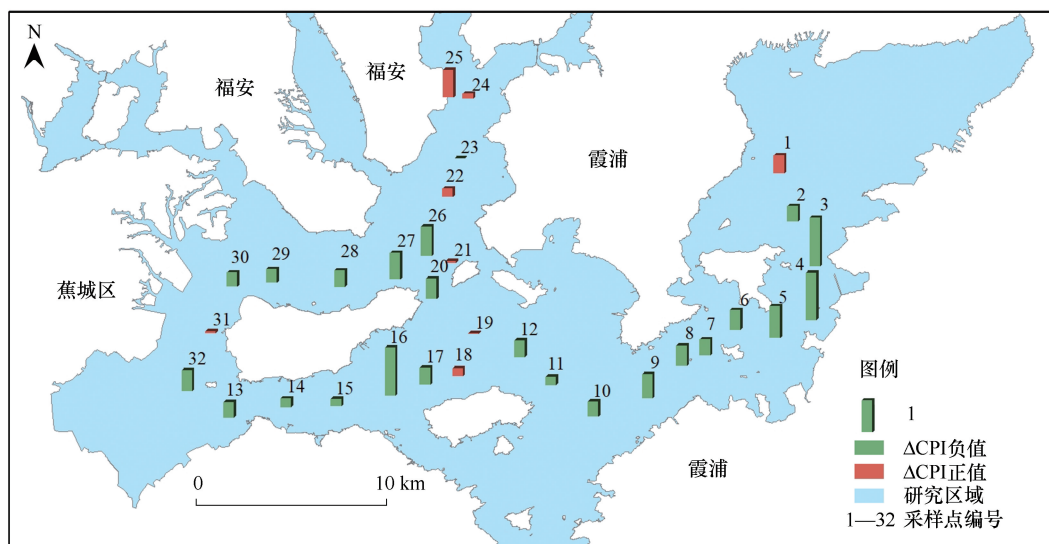


图 4 夏冬季各测点营养状态质量指数及变化

Fig.4 Nutritive quality index and change of measuring points in summer and winter

图 5 综合污染指数变化空间分布(ΔCPI: 综合污染指数变化值, ΔCPI = CPI_冬 - CPI_夏)Fig.5 Spatial distribution of change in comprehensive pollution index (ΔCPI: Change in comprehensive pollution index, ΔCPI = CPI_{Winter} - CPI_{Summer})

3.3 水质现状的相关因子

表 5 列出了可能与水质现状相关的因子。在水质监测结果分析的基础上, 分别将夏冬季 CPI 和 NQE 和下表所示因子进行 Pearson 相关系数分析, 找出显著的影响因子。该相关系数的计算公式为:

$$r = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n \left(\frac{X_i - \bar{X}}{\sigma_X} \right) \left(\frac{Y_i - \bar{Y}}{\sigma_Y} \right) \quad (7)$$

式中, X_i 和 X_i 、 $\bar{X}$ 和 $\bar{Y}$ 、 σ_X 和 σ_Y 分别是变量 X 和 Y 的样本值、均值和标准差。

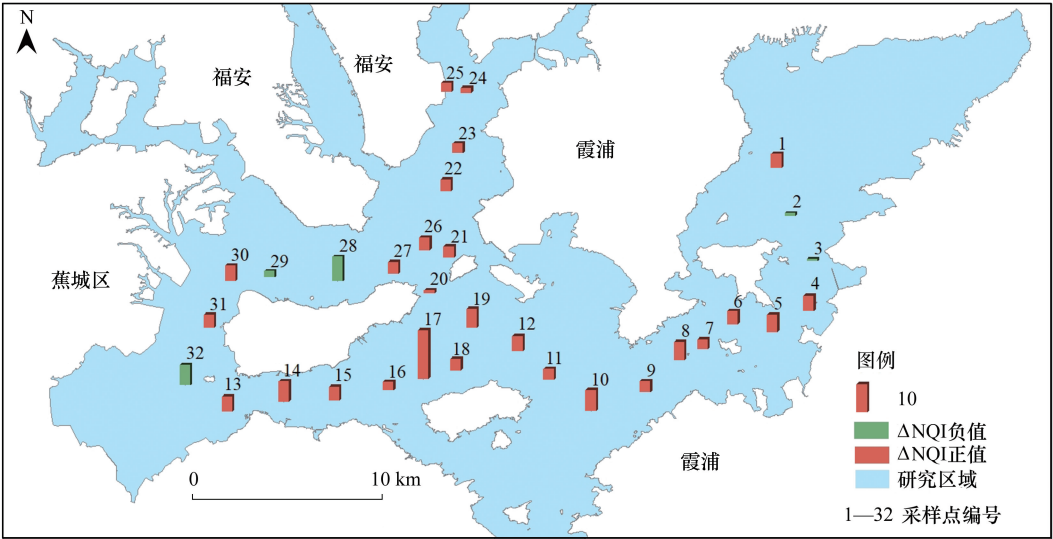


图 6 营养状态质量指数变化空间分布(ΔNQI:营养状态质量指数变化值,ΔNQI= NQI_冬-NQI_夏)

Fig.6 Spatial distribution of change in Nutritive Quality Index (ΔNQI: Change in Nutritive Quality Index, ΔNQI= NQI_{Winter}-NQI_{Summer})

表 5 水质影响因子列表

Table 5 List of influencing factors for water quality

简称 Abbreviation	描述 Description	均值(标准差) Mean (SD)		单位 Unit
		夏季 Summer	冬季 Winter	
temp	温度	29.98(0.81)	13.38(0.64)	℃
type_aqu	有无水产养殖(1:有;0:无)	0.78(0.42)	0.79(0.41)	—
type_p	有无植物水产养殖(1:有;0:无)	0.28(0.46)	0.26(0.44)	—
type_a	有无动物水产养殖(1:有;0:无)	0.50(0.51)	0.51(0.51)	—
dis_harb	离最近海港的距离	1804(627)	1684(749)	m
dis_isla	离最近岛屿的距离	2099(2041)	2029(1925)	m
dis_coas	离海岸线的最近距离	1332(628)	2168(1161)	m
dis_resi	离最近居民地的距离	2235(613)	2242(761)	m
dis_cage	离最近网箱的距离	655(1023)	442(766)	m
dis_raft	离最近浮筏的距离	257(234)	125(155)	m
den_cage	半径 1 km 的网箱密度	0.05(0.06)	0.06(0.07)	m ² /m ²
den_raft	半径 1 km 的浮筏密度	0.05(0.07)	0.13(0.17)	m ² /m ²
den_aqu	半径 1 km 的水产养殖总密度(网箱和浮筏)	0.09(0.11)	0.19(0.10)	m ² /m ²

夏季 N=32, 冬季 N=39

根据相关性分析结果(图 7),夏季影响综合污染指数的显著因素是到海岸线的最近距离,呈现显著的负相关关系($P < 0.05$),相关系数为-0.4,表明随着离海岸线距离的增加,综合污染指数越来越小。冬季与 CPI 有显著关系的因子为水产养殖状态,即该处是否有水产养殖,该因子呈现出显著的负相关性($P < 0.05$),相关系数为-0.34,表明冬季有水产养殖的地方污染指数反而较小。NQI 与各因子的相关分析结果表明,夏季呈现出显著关系的因子变量有到最近居民地的距离($P < 0.01$)和到最近浮筏的距离($P < 0.05$),相关系数分别为 0.47 和 0.39,说明离居民地越远的地方,海水富营养化水平越高;离浮筏即植物性养殖越远的地方,富营养化水平越高。冬季未发现显著影响水质富营养化水平的因素。

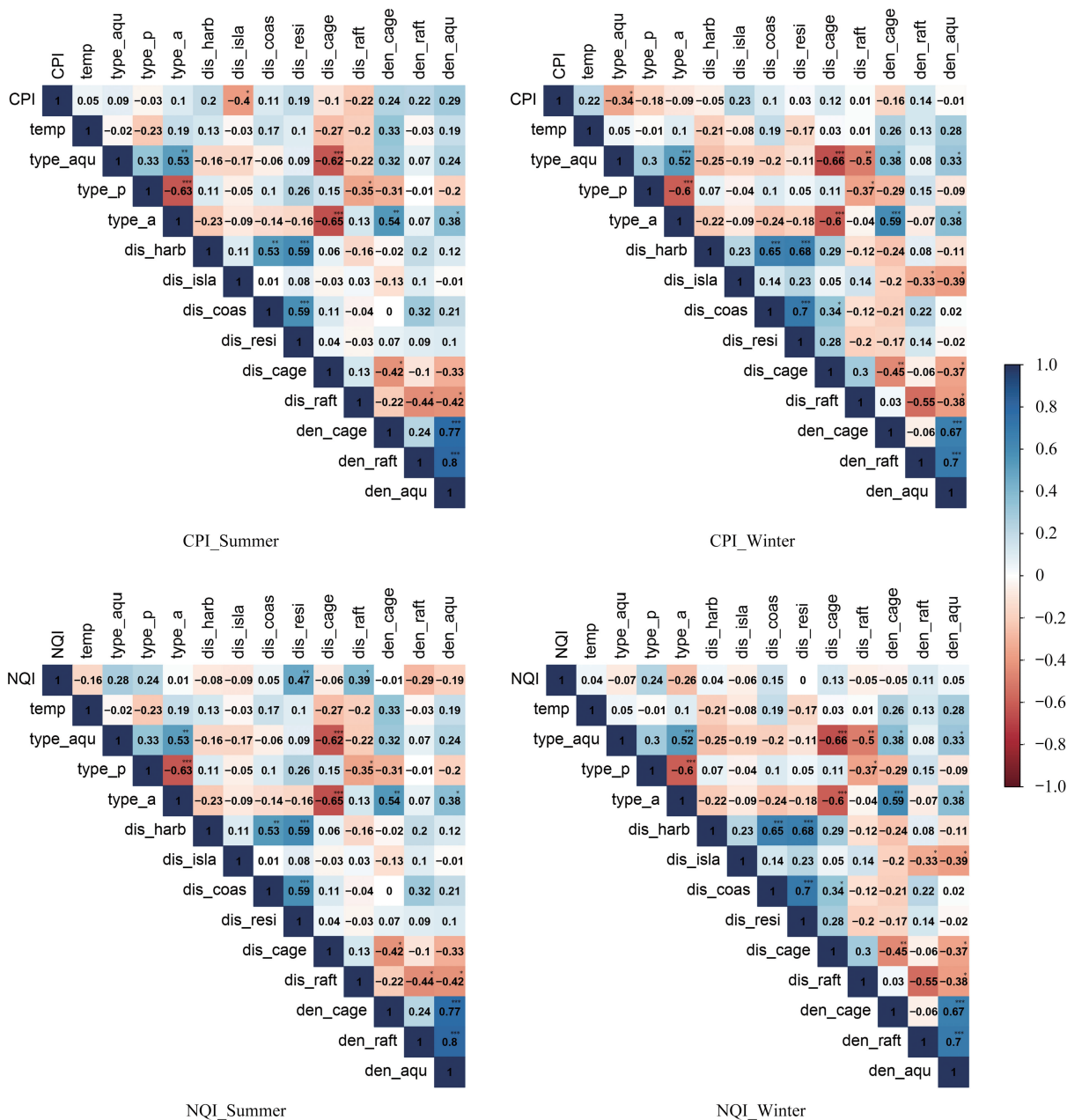


图7 综合污染指数和营养状态质量指数相关分析结果

Fig.7 Correlation analysis results of Comprehensive Pollution Index and Nutritive Quality Index

CPI_Summer: 夏季综合污染指数, CPI_Winter: 冬季综合污染指数, NQI_Summer: 夏季营养状态质量指数, NQI_Winter: 冬季营养状态质量指数; * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$

3.4 水质变化的驱动力分析

将综合指数的变化值作为因变量,驱动因子为自变量进行多元线性回归分析,并筛掉共线性强的因子,最后得到了通过显著性检验且拟合度较高的模型,且方差膨胀因子都小于10。根据CPI的多元线性回归结果(表6),模型 R^2 值为0.588,由8个自变量构成。其中,温度变化($P < 0.05$)、到最近居民地的距离($P < 0.01$)、夏季总养殖密度($P < 0.001$)和总养殖密度变化量($P < 0.05$)对水质CPI变化呈现显著负相关;到海岸线最近距离($P < 0.05$)、夏季网箱养殖密度($P < 0.05$)和网箱养殖密度变化量($P < 0.05$)对水质CPI变化呈现出显著正相关。除此之外,影响最大的驱动因子为夏季该点的养殖总密度,标准化回归系数为-0.901,说明夏

季初始养殖密度越大的地方,污染指数变化越大。

表 6 综合污染指数变化驱动力分析

Table 6 Driving force analysis for change in Comprehensive Pollution Index

变量 Variable	标准化系数 Std. Coef.	稳健标准差 Robust Std. Err.	P
temp	-0.281 *	0.074	0.035
dis_isla	0.262	-0.041×10^{-3}	0.109
dis_coas	0.317 *	0.011×10^{-2}	0.019
dis_resi	-0.378 ***	0.097×10^{-3}	0.002
den_cage_s	0.361 *	1.292	0.031
Δ den_cage	0.308 *	4.746	0.045
den_aqu_s	-0.901 ***	1.078	0.000
Δ den_aqu	-0.676 *	1.479	0.014

$N = 32$, $R^2 = 0.588$, $P = 0.000$, RMSE (Root Mean Squared Error) = 0.398, * $P < 0.05$, *** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$ 。因变量为冬季的综合指数值减去夏季的值

根据营养状态质量指数 NQI 的多元回归分析结果(表 7),模型的 R^2 为 0.517,主要的显著性驱动因子是有无植物水产养殖($P < 0.05$)、到最近港口的距离($P < 0.05$)、到最近居民地的最近距离($P < 0.01$)和夏季到最近浮筏的距离($P < 0.05$)。其中,到居民地的距离是影响 NQI 变化的最强因子,回归系数为-0.68,说明离居民地越远的地方,水质变化愈小,水质富营养化程度越不易加剧。

表 7 营养状态质量指数变化驱动分析

Table 7 Driving force analysis for change in Nutritive Quality Index

变量 Variable	标准化系数 Std. Coef.	稳健标准差 Robust Std. Err.	P
type_p	-0.303 *	1.1257	0.018
dis_harb	0.266 *	0.0008	0.040
dis_coas	0.271	0.0011	0.118
dis_resi	-0.680 ***	0.0013	0.002
Δ dis_cage	-0.171	0.0017	0.323
dis_raft_s	-0.415 *	0.0035	0.039

$N = 32$, $R^2 = 0.517$, $P = 0.0001$, RMSE = 3.322, * $P < 0.05$, *** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$

4 讨论与建议

驱动力分析结果表明影响 CPI 变化最大的因素是夏季养殖密度,且网箱养殖密度显示出正效应,总养殖密度却呈现负效应,通过遥感影像得知水产养殖密度的变化主要是由植物养殖密度变化引起的,而 CPI 这一综合指标主要贡献的评价参数是 BOD_5 和悬浮物浓度。因此,推测可能是养殖的植物如紫菜、海带、龙须菜等^[31]对悬浮物有一定的吸附和净化作用,从而降低了水质综合污染指数。这一推测正好与 3.3 中冬季 CPI 相关因子的结果是一致的:冬季之所以有水产养殖的地方反而污染指数较小,正是因为冬季植物性养殖比例较高,对水质有一定的净化作用。NQI 变化的最大驱动因素则是到最近居民地的距离:离居民地越近,富营养化程度越发加剧,说明人类活动依然是影响水体富营养化水平的重要因素。由于码头周边村民和养殖区渔户的生活污水大多没有经过处理而是直接排放到海里,除去本文考虑的水产养殖的影响,生活污水排放应该也是近海水体富营养化的重要驱动因素。

本文完成了对宁德水产养殖地区水质状况的评估和水质变化驱动力的初步分析,主要创新之处在于借鉴土地利用变化分析的方法研究了影响水质变化空间分布的因素。不过,由于观测时间限制,本文仅研究了不

同养殖季节之间的变化和驱动力,未来仍然需要监测多年长期的时空动态和驱动机制。在样本有限的情况下,本文仅把养殖类型分为动物和植物两大类。未来在长期监测样本充足的条件下,可将水产养殖类型划分得更详细具体,因为宁德动物性水产养殖类型不仅仅是大黄鱼养殖,还包括海参、鲍鱼、海蛎和其他养殖类型,植物性养殖则有紫菜、海带和龙须菜等,且不同季节养殖的类型和分布情况都是不一样的。其次,生活污水也是水环境污染的重要污染源之一,当地水产养殖渔户产生的生活污水等势必对当地水质造成较大的污染。因此,如果能纳入渔户的社会经济指标如人口、收入、支出和日常生产生活指标作为驱动力分析的因素,必将提升整个驱动力模型的拟合度,更全面地量化水产养殖对当地水质的影响。虽然已经分析了温度对水质及其变化的影响,但是更多水文和气象等方面的因子未能纳入分析体系中的,今后的研究中可以考虑光照、降雨和水动力等因素的作用。此外,水产养殖产业风险较高,各种风险因素如极端天气(暴雨、台风)等对当地的水环境产生的直接和间接影响也是不可忽略的。

针对以上研究的不足和挑战,本文为后续研究提出以下建议:(1)尽量获取多的水质样本,比如可结合地面监测与水质遥感反演^[32-34]等手段获取更多更大范围的水质数据,从而更全面系统地展示水质时空分布、动态变化;(2)将更多人类活动和社会经济因素及水文气象因子等纳入驱动分析,有助于更好地构建驱动机制模型和提升模型拟合度;(3)考虑极端天气等风险因素和政策因素等影响,譬如构建基于代理的空间清晰模型,模拟不同气候条件和政策调控措施下的水质状况和时空变化。

结合本文研究结果和宁德市海洋与渔业局的相关政策公告等,针对水质改善和水产养殖可持续发展这一目标,本文就宁德渔业政策方面提出以下建议:(1)结合高分辨率遥感和地理信息技术对养殖区水面覆盖和利用进行监测^[35],对重点区域水环境进行严格监测,对重污染区域进行综合整治;(2)通过立法对海上水产养殖进行规范,科学合理布局养殖品种、控制养殖密度和养殖行为(如饵料类型、饵料加工投放方式),加强生活污水处理;(3)建立水质远程在线监控系统,开展水质长期监测和风险应急管理等,保障养殖社会效益的同时降低生态环境影响、防控生态和人体健康风险。

致谢:感谢科邦检测为实地采样和水质测试提供帮助,感谢中国科学院遥感与数字地球研究所提供的遥感影像数据。

参考文献 (References):

- [1] 聂鑫,郭瑞琦,汪晗,卢意. 基于 GIS/RS 的海岸带生态环境变化研究综述. 海洋湖沼通报, 2018, (3): 12-24.
- [2] 徐凉慧,李加林,李伟芳,赵斯,袁麒麟,王明月,杨磊,卢雪珠. 人类活动对海岸带资源环境的影响研究综述. 南京师大学报:自然科学版, 2014, 37(3): 124-131.
- [3] 骆永明. 中国海岸带可持续发展中的生态环境问题与海岸科学发展. 中国科学院院刊, 2016, 31(10): 1133-1142.
- [4] 聂红涛,陶建华. 渤海湾海岸带开发对近海水环境影响分析. 海洋工程, 2008, 26(3): 44-50.
- [5] 孙韶玲,盛彦清. 我国海岸带水污染现状及其修复. 科学, 2015, 67(3): 52-54.
- [6] 中华人民共和国农业农村部渔业渔政管理局. 2017 年全国渔业经济统计公报. [2019-01-16]. http://www.moa.gov.cn/xw/bmdt/201809/t20180920_6157684.htm.
- [7] 吴伟,范立民. 水产养殖环境的污染及其控制对策. 中国农业科技导报, 2014, 16(2): 26-34.
- [8] 贾晓平,林钦,甘居利,蔡文贵,李纯厚,王小平,王增焕,贾颀. 红海湾水产养殖示范区水质综合评价. 湛江海洋大学学报, 2002, 22(4): 37-43.
- [9] 蔡文贵,贾晓平,林钦,李纯厚,甘居利,王增焕. 基于 GIS 的考洲洋养殖水域水质状况分析. 水产学报, 2004, 28(5): 522-528.
- [10] 吴锐,雷永乾,王畅,郭鹏然,潘佳钊. 粤东柘林湾养殖区海水富营养化评价. 环境科学与技术, 2015, 38(10): 210-215.
- [11] Cao L, Wang W M, Yang Y, Yang C T, Yuan Z H, Xiong S B, Diana J. Environmental impact of aquaculture and countermeasures to aquaculture pollution in China. Environmental Science and Pollution Research-International, 2007, 14(7): 452-462.
- [12] Querijero B L, Mercurio A L. Water quality in aquaculture and non-aquaculture sites in Taal lake, Batangas, Philippines. Journal of Experimental Biology and Agricultural Sciences, 2016, 4(1): 109-115.
- [13] Pérez-Osuna F. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects, and mitigating alternatives. Environmental Management, 2001, 28

- (1): 131-140.
- [14] Dierberg F E, Kiattisimkul W. Issues, impacts, and implications of shrimp aquaculture in Thailand. *Environmental Management*, 1996, 20(5): 649-666.
- [15] 郭婧, 荆红卫, 李金香, 李令军. 北运河系地表水近 10 年来水质变化及影响因素分析. *环境科学*, 2012, 33(5): 1511-1518.
- [16] 李昆, 王玲, 李兆华, 王祥荣, 陈红兵, 吴忠, 朱鹏. 丰水期洪湖水水质空间变异特征及驱动力分析. *环境科学*, 2015, 36(4): 1285-1292.
- [17] 赵宁, 马超, 杨亚莉. 1973-2013 年红碱淖水域水质变化及驱动力分析. *湖泊科学*, 2016, 28(5): 982-993.
- [18] James R T, Havens K E, McCormick P, Jones B, Ford C. Water quality trends in shallow south Florida lakes and assessment of regional versus local forcing functions. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2011, 41(S1): 576-607.
- [19] Lin Y, Liu B, Lu Y, Xie F. Correlating analysis on spatio-temporal variation of LUCC and water resources based on remote sensing data// *Proceedings of SPIE 9158, Remote Sensing of the Environment: 18th National Symposium on Remote Sensing of China*. Wuhan, China: SPIE, 2014: 91580Q.
- [20] Skoulikidis N T, Amaxidis Y, Bertahas I, Laschou S, Gritsalis K. Analysis of factors driving stream water composition and synthesis of management tools-a case study on small/medium Greek catchments. *Science of the Total Environment*, 2006, 362(1/3): 205-241.
- [21] 班璇, 余成, 魏珂, 杜耘. 围网养殖对洪湖水质的影响分析. *环境科学与技术*, 2010, 33(9): 125-129.
- [22] 苗卫卫, 江敏. 我国水产养殖对环境的影响及其可持续发展. *农业环境科学学报*, 2007, 26(S1): 319-323.
- [23] 徐嘉兴, 李钢, 陈国良. 基于 logistic 回归模型的矿区土地利用演变驱动力分析. *农业工程学报*, 2012, 28(20): 247-255.
- [24] 陈昕露, 陈宇. “五大理念”助力福建宁德市大黄鱼扩大出口. *养殖与饲料*, 2016, (12): 96-98.
- [25] 倪伟锋, 李可心. 宁德大黄鱼产业发展情况浅析. *中国水产*, 2015, (5): 22-25.
- [26] 中国水产频道. 年产值超百亿元的宁德大黄鱼将要出现断崖式下跌? [2019-01-16]. http://www.sohu.com/a/280742587_120044901.
- [27] 张尧旺. 水质监测与评价. 郑州: 黄河水利出版社, 2002.
- [28] 籍宇科. 胶州湾重要渔业水域环境质量状况及评价[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2008.
- [29] 王保栋, 孙霞, 韦钦胜, 谢琳萍. 我国近岸海域富营养化评价新方法及应用. *海洋学报*, 2012, 34(4): 61-66.
- [30] 姚伟民, 蔡圣伟, 郜钧璋. 洞头县重点养殖海域水质监测及分析. *海洋通报*, 2005, 24(5): 91-96.
- [31] 游玉. 宁德市水产加工业现状及发展思路. *渔业研究*, 2016, 38(2): 153-156.
- [32] Zheng G M, Digiacoimo P M. Uncertainties and applications of satellite-derived coastal water quality products. *Progress in Oceanography*, 2017, 159: 45-72.
- [33] Wang X Y, Yang W. Water quality monitoring and evaluation using remote-sensing techniques in China: a systematic review. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2019, 5(1): 47-56.
- [34] 王皓, 赵冬至, 王林, 黄凤荣. 水质遥感研究进展. *海洋环境科学*, 2012, 31(2): 285-288.
- [35] Fu Y Y, Deng J S, Ye Z R, Gan M Y, Wang K, Wu J, Yang W, Xiao G Q. Coastal aquaculture mapping from very high spatial resolution imagery by combining object-based neighbor features. *Sustainability*, 2019, 11(3): 637.