基于环境 DNA 技术的夏、秋季刺参养殖池塘浮游植物群落结构 研究

阮述超,刘子毓,叶琪,韩泠姝,肖皓冉,丁君,王荦,赵冲,尹东红,常亚青 大连海洋大学,农业农村部北方海水增养殖重点实验室,辽宁大连 116023

摘要:为研究刺参(Apostichopus japonicus)养殖池塘中浮游植物群落结构及其对养殖环境的影响,采用环境 DNA (environmental DNA, eDNA)技术于 2023 年夏季和秋季对 6 个刺参养殖池塘进行检测。调查结果表明,夏季共检出 浮游植物 8 门 103 属 162 种,秋季共检测到 8 门 248 属 465 种。浮游植物种类数和相对丰度均以甲藻门 (Dinoflagellata)、绿藻门(Chlorophyta)和硅藻门(Bacillariophyta)较高。优势种存在季节演替现象,共鉴定优势种 41 种,且主要出现在甲藻门、绿藻门和硅藻门。夏季浮游植物的生物多样性和均匀度指数均低于秋季,而丰富度指数 则高于秋季。根据生物多样性指数,调查期间刺参养殖池塘处于轻中度污染。浮游植物群落结构与环境因子的冗余 分析结果显示,硅藻门的相对丰度与硝酸盐浓度呈正相关关系,甲藻门的相对丰度与磷酸盐浓度正相关,绿藻门的 相对丰度与总磷、硝酸盐、氨氮等的浓度均呈正相关关系。相关研究结果可为刺参养殖环境调控提供科学基础。

刺参(Apostichopus japonicus)是黄渤海重要 的经济物种,池塘养殖已成为北方最主要的刺参 养殖方式^[1]。在刺参养殖池塘中,浮游植物是占主 导地位的初级生产者^[2],在池塘生态系统的物质 循环和能量流动中发挥着至关重要的作用^[3],同 时也构成了刺参的重要饵料来源^[4]。浮游植物的 种类、数量与刺参的生长密切相关^[5-6],因此研究 其群落动态对刺参养殖具有重要意义。研究表明, 刺参生长的适宜温度范围为 10~17 ℃^[7],这意味 着秋季是其主要生长期,而在温度高的夏季刺参 多进入夏眠状态^[8]。此外,浮游植物的群落结构和 优势种类也会随季节发生改变,并与水环境互相 作用。由于浮游植物能够快速响应水质和季节变 化,它们在一定程度上可以作为评估养殖水质优 劣的指示因子^[9]。因此,研究刺参养殖池塘中浮游 植物的群落结构及其与水环境因子的关系将为刺 参养殖环境调控提供科学基础。

相较于细胞形态鉴定手段^[10],高通量测序可 以更精准高效地检测浮游植物群落结构,弥补了 形态学上物种难以区分的不足。张丽娟等^[11]验证 了基于 18S-V9 区监测真核浮游植物的可行性。刘 卫东等^[12]、宋伦等^[13]以 18S rDNA 的 V4 区作为 目标基因,应用高通量测序平台,建立了海洋浮 游藻类的高效检测方法。Han 等^[14]通过环境 DNA (environmental DNA, eDNA)技术研究了浮游植物 与细菌群落之间的相互作用。Cristi等^[15]通过 eDNA 技术发现罗斯海夏季以硅藻占主导地位,秋季以 甲藻为主。本研究采用 eDNA 技术调查了辽宁省 刺参养殖区浮游植物的群落结构及优势种的季节 变化,应用冗余分析(RDA)解析了浮游植物群落

- **基金项目:** 辽宁省"兴辽英才计划"领军人才项目(XLYC2202001); 辽宁省科学技术厅农业重大专项(2023JH1/10200007); 大连 市高层次人才支持项目(2020RD03).
- 作者简介: 阮述超(1997-), 女, 硕士, 研究方向为水产养殖微生物. E-mail: ruanshuchao7755@163.com

收稿日期: 2024-07-22; 修订日期: 2024-11-19.

通信作者:丁君,教授,研究方向为水产动物遗传育种.E-mail: dingjun1119@dlou.edu.cn

第1期

结构与环境因子的关系, 以期为刺参池塘生态养 殖提供科学参考。

1 材料与方法

1.1 调查时间和地点

在 2023 年 7 月(夏季)和 11 月(秋季), 对辽宁

省 6 个刺参养殖池塘(A、B、C、D、E、F, 见 图 1)的重点区域开展浮游植物调查。池塘面积均 为0.7~1.1 hm²,水深为1.7~2.0 m,底质为泥沙质, 养殖用水利用潮汐换水。养殖池塘均采取轮捕轮 放的方式,根据刺参的存池量追投参苗,保持池 内 800~1000 头/hm²的存池量。





1.2 样品采集和处理

1.2.1 水样采集与处理 根据《近岸海域环境监测技术规范》^[16],使用有机玻璃采水器采集养殖 池塘 0.5 m 水深处水体,每个池塘取 1 L 水样,并 设置 3 个平行样本(*n*=3)。采集的水样放置于冰袋 中保存,用0.22 μm 醋酸纤维滤膜(库尔赫生物,中 国)真空抽滤海水,然后将滤膜转移至 1.5 mL 无菌 离心管中保存在-80 ℃冰箱中以供后续测序。

1.2.2 水体环境参数测定 水温(T)、酸碱度 (pH)、盐度(Sal)用哈希 HQ40D 便携式双通道多参 数水质分析仪现场测定。理化指标参照《国家海 洋监测规范》(GB 17378.4-2007)^[17]中的标准方法: 铵盐(NH⁴₄)采用次溴酸盐氧化法,硝酸盐(NO₃)采 用镉柱还原法,亚硝酸盐(NO₂)采用萘乙二胺分 光光度法,磷酸盐(PO³⁻)采用磷钼蓝分光光度法, 总氮(TN)采用过硫酸钾氧化法,总磷(TP)采用钼 锑抗分光光度法,采用全自动间断化学分析仪 (CleverChem 380G)测定。

1.3 环境 DNA 提取、PCR 扩增及高通量测序

将富集浮游植物 DNA 的滤膜经液氮冷冻,将 样品研磨成粉状以便于提取 DNA。取适量样品, 采用 OMEGA 试剂盒(E.Z.N.A™ Mag-Bind Soil DNA Kit)提取 DNA。使用超微量紫外分光光度计 测定环境 DNA 的浓度,并同时用 2%琼脂糖凝胶 检测 DNA 的完整性。利用通用引物 18S rDNA V4 区(18SV4F: GGCAAGTCTGGTGCCAG; 18SV4R: ACGGTATCTRATCRTCTTCG)进行 PCR 扩增。反 应程序为: 94 ℃预变性 3 min; 94 ℃变性 30 s, 45 ℃退火 20 s, 65 ℃延伸 30 s, 共 5 个循环; 94 ℃变性 20 s, 55 ℃退火 20 s, 72 ℃延伸 30 s, 共 20 个循环; 最后 72 ℃延伸 5 min。PCR 结束 后进行第 2 轮扩增, 引入 Illumina 桥式 PCR 兼容 引物。反应程序为: 95 ℃预变性 3 min; 94 ℃变 性 20 s, 55 ℃退火 20 s, 72 ℃延伸 30 s, 共 5 个循 环; 72 ℃延伸 5 min。PCR 产物在 2%琼脂糖凝胶 中检测, 使用 Qubit[®] 4.0 荧光定量仪进行文库浓 度测定。合格后 PCR 扩增产物在生工生物工程(上 海)股份有限公司, 使用 Illumina Miseq 2×300 bp 测序平台进行高通量测序。

1.4 数据处理与分析

测序得到的原始数据使用 FLASH 软件进行拼接,参照 QIIME 软件质量控制得到有效数据。使用 Uparse 软件对所有样品的有效序列进行聚类分析, 以 97%的一致性将序列聚类为 OTUs 种水平,采用 SILVA 数据库对 OTUs 代表序列进行物种注释。

浮游植物物种优势度 Y、多样性指数(H')、均匀 度指数(J)和物种丰富度指数(D)的计算公式如下:

$$Y = \frac{n_i}{N} \times f_i$$
$$H' = -\sum \left(\frac{n_i}{N}\right) \ln\left(\frac{n_i}{N}\right)$$
$$J = \frac{H'}{\ln S}$$
$$D = 1 - \sum_{i=1}^{S} \left(\frac{n_i}{N}\right)^2$$

式中, n_i 为第 i种的个体数; N 为物种的总数; f_i 为

该物种在所有站点的出现频率, S 为样品中浮游 植物总种数。若某种浮游植物 Y≥0.02,则定义其 为优势种^[18]。

运用 SPSS 22.0 软件比较各池塘之间相对 丰度和多样性指数的差异性(P<0.05),应用 CANOCO 5.0 软件分析浮游植物与环境因子之间 的关系并作图。

2 结果与分析

2.1 浮游植物种类组成

夏季所有池塘浮游植物共检测到 8 门 103 属 162 种,其中在池塘 A 共鉴定 7 门 70 属 98 种,在 池塘 B 共鉴定 7 门 62 属 87 种,在池塘 C 共鉴定 7 门 61 属 80 种,在池塘 D 共鉴定 7 门 57 属 79 种,在池塘 E 共鉴定 6 门 57 属 78 种,在池塘 F 共鉴定 7 门 50 属 70 种(表 1)。在 A、B、C、D 4 个池塘中,硅藻门(Bacillariophyta)的种类最多, 分别占总数的 32.7%、35.6%、31.3%、30.4%;在 池塘 E 和 F 中,绿藻门(Chlorophyta)种类最多, 分别占总数的 34.2%、30.6% (表 2)。黄藻门 (Xanthophyta)仅在池塘 A 出现。

秋季所有池塘浮游植物共检测到 8 门 248 属 465种(表3),其中,在池塘A共鉴定8门141属228 种,在池塘B共鉴定8门56属262种,在池塘C共 鉴定8门186属324种,在池塘D共鉴定8门155 属253种,在池塘E共鉴定8门177属311种,在 池塘F共鉴定8门150属248种。在6个池塘中均 以硅藻门种类数最多,占30%以上(表2)。除池塘A、 E外,其余池塘甲藻门种类数均高于绿藻门(表3)。

	农 I 复子小问剂罗齐沮他据け时围初工安门大时作局或里
Tab. 1	Number of species and genera by phylum for phytoplankton at different Apostichopus
	<i>iaponicus</i> cultivation ponds in summer

同制令关于水体运行性化之产为水化化合业量

采样 池塘	甲 剩 Dinofla	蘽门 agellata	硅酒 Bacilla	蘽门 riophyta	绿涵 Chlor	蘽门 ophyta	隐涵 Crypte	真门 ophyta	金泽 Chrys	蘽门 ophyta	定鞧 Hapt	ē藻门 ophyta	黄注 Xanth	藥门 iophyta	华涵 Prasinode	桌门 ermaphyta
sample pond	属 genus	种 species	属 genus	种 species	属 genus	种 species	属 genus	种 species	属 genus	种 species	属 genus	种 species	属 genus	种 species	属 genus	种 species
А	20	23	23	32	14	22	5	10	4	6	3	4	1	1	0	0
В	14	14	22	31	13	24	5	7	4	6	3	4	0	0	1	1
С	14	15	20	25	13	21	4	6	5	7	4	5	0	0	1	1
D	14	15	18	24	13	23	3	5	4	6	4	5	0	0	1	1
Е	11	11	20	25	16	27	3	5	4	6	3	4	0	0	0	0
F	12	14	14	19	13	22	3	4	4	6	3	4	0	0	1	1

			<i>japonicus</i> cu	iltivation po	nds in sumn	ner and autu	mn		
季节 season	采样池塘 sample ponds	甲藻门 Dinoflagellata	硅藻门 Bacillariophyta	绿藻门 Chlorophyta	隐藻门 Cryptophyta	金藻门 Chrysophyta	定鞭藻门 Haptophyta	黄藻门 Xanthophyta	华藻门 Prasinodermaphyta
夏	А	23.5	32.7	22.4	10.2	6.1	4.1	1.0	-
summer	В	16.1	35.6	27.6	8.0	6.9	4.6	-	1.1
	С	18.8	31.3	26.3	7.5	8.8	6.3	-	1.3
	D	19.0	30.4	29.1	6.3	7.6	6.3	-	1.3
	Е	13.9	31.6	34.2	6.3	7.6	5.1	-	1.3
	F	19.4	29.2	30.6	5.6	8.3	5.6	-	1.4
秋	А	23.7	33.8	24.6	7.0	5.3	3.9	1.3	0.4
autumn	В	28.2	34.0	17.6	9.2	5.3	3.8	1.5	0.4
	С	22.8	38.3	19.1	9.9	4.6	3.7	1.2	0.3
	D	24.1	38.7	17.0	9.1	4.7	4.7	1.2	0.4
	Е	23.5	34.1	24.1	8.4	4.5	3.5	1.6	0.3
	F	25.0	35.9	21.4	7.3	4.4	4.4	1.2	0.4

	表 2	夏、	秋季不同刺参养殖池塘浮游植物种类组成占比(%)
Tab. 2	Proportion	of phy	ytoplankton composition by species number at different Apostichopus
		japo	nicus cultivation ponds in summer and autumn

注: -表示未检测到该门物种

Note: - indicates no species in the phylum was detected.

表 3 秋季不同刺参养殖池塘浮游植物主要门类的种属数量 Tab. 3 Number of species and genera of main phylum for phytoplankton at different *Apostichopus japonicus* cultivation ponds in autumn

采样 池塘	甲 i Dinofl	蘽门 agellata	硅 Bacilla	藻门 uriophyta	绿 Chlor	藻门 rophyta	隐 Crypt	藻门 tophyta	金 Chrys	藻门 sophyta	定鞘 Hapt	更藻门 ophyta	黄 Xanth	藻门 nophyta	华 Prasinod	藥门 ermaphyta
sample pond	属 genus	种 species	属 genus	种 species	属 genus	种 species	属 genus	种 species	属 genus	种 species	属 genus	种 species	属 genus	种 species	属 genus	种 species
А	38	54	45	77	33	56	9	16	5	12	7	9	2	3	1	1
В	46	74	53	89	25	46	13	24	7	14	7	10	4	4	1	1
С	50	74	65	124	36	62	15	32	8	15	7	12	4	4	1	1
D	42	61	56	98	28	43	11	23	7	12	7	12	3	3	1	1
Е	47	73	59	106	39	75	12	26	7	14	7	11	5	5	1	1
F	45	62	52	89	27	53	10	8	5	11	7	11	3	3	1	1

结果显示,调查期间浮游植物种类数存在显著的季节性差异(P<0.05)。调查期间浮游植物种类组成以硅藻门为主,其次为绿藻门和甲藻门。秋季,浮游植物种类更为丰富,隐藻门(Cryptophyta)和定鞭藻门(Haptophyta)有较多种类出现;金藻门(Chrysophyta)、华藻门(Prasinodermaphyta)、黄藻门种类数也有所增加,但占比较小。各池塘中甲藻门和硅藻门的种类数均为秋季高于夏季。

2.2 浮游植物相对丰度及优势种

2.2.1 浮游植物相对丰度 夏季,浮游植物群落 各门类相对丰度见图 2a。池塘 A 的甲藻门相对丰 度为 42.18%,高于其他池塘;其余 5 个池塘绿藻 门相对丰度最高, 硅藻门次之。绿藻门相对丰度 最高出现在池塘 F, 为 90.50%; 硅藻门相对丰度 最高出现在池塘 C, 为 36.53%。定鞭藻门、金藻 门、黄藻门、华藻门的相对丰度均较低。秋季, 浮 游植物群落各门类相对丰度见图 2b。各池塘甲藻 门及硅藻门的相对丰度之和占比较高。甲藻门最 高相对丰度出现在池塘 B, 为87.67%, 且该池塘硅 藻门相对丰度最低, 为 1.82%; 硅藻门在池塘 A、 D 相对丰度占优势, 分别为 26.42%和 33.87%; 隐 藻门最高相对丰度出现在池塘 F, 为27.35%; 金藻 门在池塘 C 相对丰度最高, 为 18.51%。

不同季节的同一池塘,浮游植物群落各门类 相对丰度占比存在明显差异。池塘 A 在夏季绿藻 门相对丰度较高,在秋季甲藻门和硅藻门占据主导。池塘 B 夏季浮游植物相对丰度以绿藻门为主; 秋季甲藻门的相对丰度急剧上升至 87.67%,硅藻 门明显减少。池塘 C 夏季硅藻门相对丰度最高, 秋季甲藻门和金藻门的相对丰度升高。池塘 D 在 夏季以绿藻门为主,秋季硅藻门相对丰度上升至 33.87%。池塘 F 夏季绿藻门占主导,秋季隐藻门 相对丰度升高至 27.35%,季节性差异明显。





浮游植物优势种 本次调查共筛选出 41 2.2.2 个优势种(表 4),其中甲藻门 11 种,硅藻门 10 种, 绿藻门 12 种, 隐藻门 4 种, 金藻门 2 种, 定鞭藻 门1种,华藻门1种。夏季优势种主要为角毛藻 (Chaetoceros tenuissimus)、海链藻(Thalassiosira sp. SMS61)、剧毒卡尔藻(Karlodinium veneficum) 等。秋季优势种主要为红色赤潮藻(Akashiwo sanguinea)、海洋角管藻(Cerataulina pelagica)、 Teleaulax acuta。夏、秋季共有优势种为异帽藻 (Heterocapsa rotundata)、微眼藻(Minutocellus sp. SMS55)、衣藻(Chlamydomonas coccoides)、塔胞藻 (Pyramimonas australis), Ostreococcus lucimarinus, 微拟球藻(Nannochloris sp. NIES-3880、Nannochloris sp. SA-2016)、微胞藻(Micromonas bravo)和近囊胞 藻(Paraphysomonas sp.)。

2.3 浮游植物群落多样性

调查期间刺参养殖池塘夏、秋季浮游植物的 多样性指数季节性变化明显,秋季明显高于夏季 (图 3)。夏季 H'范围为 1.07~2.97,平均为 2.10; J 范围为 0.24~0.65,平均为 0.45; D 范围为 0.10~ 0.65,平均为 0.29。秋季 H'范围为 1.43~3.92,平 均为 2.98; J 范围为 0.24~0.64, 平均为 0.51; D 范 围为 0.09~0.60, 平均为 0.19。夏季浮游植物的 生物多样性和均匀度指数均低于秋季, 而丰富 度指数相反。池塘 A、C 夏秋季多样性、均匀 度和丰富度指数都较高,表明物种数量较多且 分布均匀。而池塘 B、F 的多样性和均匀度都较 低,物种分布不均,多样性较低。经单因素方差 分析,夏、秋季除池塘 D 有显著性差异(P<0.05) 外, H'和 J 无显著性差异(P>0.05)。根据海域浮 游植物评价标准采用生物多样性指数分级标准 (表 5),本次调查的刺参养殖池塘全年处于中轻 度污染。

2.4 浮游植物与环境因子关联性

2.4.1 环境因子 调查期间不同刺参养殖池塘水 体环境因子见表 6。夏季水温较高,最高可达 26.93 ℃;秋季水温较低,最低为 15.11 ℃,符合 季节变化规律。夏季盐度高于秋季,可能是由于 夏季蒸发作用的增强,水体中盐分升高。pH 总体 呈弱碱性,有利于大多数水生生物生长。夏季受 水温的影响, NO₃-N、NO₂-N 浓度较高。TP 浓度 在秋季显著升高。

	计数件	A		ц	~	5	0	1	0	Н	(H)		F
	ענאליקיןי dominant species	夏	换	厦	极	夏	换	夏	颅	夏	极	夏	反
	4	summer	autumn	summer	autumn	summer	autumn	summer	autumn	summer	autumn	summer	autumn
藻门Di	inoflagellata												
Jin1	异帽藻 Heterocapsa rotundata	0.082	0.025	I	0.035	I	0.077	I	0.023	I	0.042	Ι	0.086
Din2	剧毒卡尔藻 Karlodinium veneficum	0.080	I	I	I	Ι	I	I	I	I	Ι	Ι	Ι
Din3	Adenoides eludens	ļ	I	I	I	I	0.022	I	I	I	I	I	I
Din4	红色赤潮藻 Akashiwo sanguinea	I	0.127	I	0.771	I	0.071	I	I	I	0.182		0.066
Jin5	强壮前沟藻 Amphidinium carterae	0.138	I	I	I	Ι	I	I	I	I	Ι	Ι	I
Din6	Dactylodinium pterobelotum	I	I	I	I	I	I	0.076	I	I	I	I	I
7in7	夜光藻 Noctiluca scintillans	I	0.022	I	0.023	I	I	I	I	I	I	I	I
Sin8	裸甲藻 Gyrodinium jinhaense	ļ	I	I	I	Ι	0.041	Ι	0.048	I	Ι	I	I
9niC	Paragymnodinium inerme	I	I	I	Ι	I	I	I	I	I	0.022	Ι	0.025
01n10	Pfiesteria-like dinoflagellate sp.	Ι	I	I	I	I	I	I	0.033	I	I	Ι	I
)in11	沃氏甲藻 Woloszynskia pascheri	Ι	Ι	I	I	Ι	I	I	I	I	0.028	Ι	0.243
藻门 B٤	acillariophyta												
3ac1	角毛藻 Chaetoceros tenuissimus	0.219	I	I	I	0.325	I	0.276	I	I	I	I	I
3ac2	角毛藻 Chaetoceros sp. RCC2565	Ι	0.035	I	I	Ι	I	I	I	I	Ι	Ι	I
3ac3	角毛藻 Cha etoceros sp.	I	0.024	I	I	I	I	I	I	I	I	Ι	I
3ac4	海洋角管藻 Cerataulina pelagica	Ι	0.086	I	I	Ι	I	I	I	I	I	Ι	Ι
3ac5	小环藻 Cyclotella atomus	I	I	I	Ι	I	I	I	I	I	0.036	Ι	Ι
3ac6	细柱藻 Cylindrotheca sp. SMS41	I	I	I	I	I	I	I	I	I	0.031	Ι	I
3ac7	海链藻 Thalassiosira sp. SMS61	ļ	I	0.043	I	I	I	Ι	I	I	Ι	I	I
3ac8	偎微型海链藻 Thalassiosira pseudonana	I	I	I	I	I	I	I	I	I	0.025	Ι	I
3ac9	微眼藻 Minutocellus sp. SMS55	I	I	I	I	I	I	I	0.230	0.167	Ι	Ι	Ι
3ac10	舟形述 Navicula sp.	I	I	I	I	I	I	I	0.041	I	I	I	I

表 4 夏、秋季刺参养殖池塘浮游植物优势种及其优势度

65

											(续表 4	Tab. 4 c	ontinued)
		V		В		С		I	0	E	(2)	I	[
	心医子体T dominant species	薁	樉	厦	换	薁	夜	薁	椞	薁	椞	風	夜
		summer	autumn	summer	autumn	summer	autumn	summer	autumn	summer	autumn	summer	autumn
绿藻门(Chlorophyta												
Ch11	衣藥 Chlamydomonas coccoides	0.107	0.049	0.023	Ι	0.020	I	0.098	Ι	0.043	0.022	0.854	Ι
Ch12	衣藻 Chlorosarcinopsis eremi	Ι	0.054	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
Ch13	搭胞藻 Pyramimonas australis	0.020	Ι	Ι	I	Ι	I	I	I	I	I	I	0.052
Ch14	Ostreococcus sp. lucimarinus	I	I	0.092	I	0.198	0.085	0.281	0.024	0.021	0.036	I	0.032
Ch15	Mantoniella squamata	I	I	I	I	I	I	I	0.054	I	I	I	I
Ch16	微拟球藻 Nannochloris sp. NIES-3880	I	I	0.659	I	0.053	I	I	ļ	0.0758	I	0.027	I
Ch17	微拟球藻 Nannochloris sp. SA-2016	Ι	I	0.048	I	0.048	I	I	I	0.051	I	I	I
Ch18	微胞藻 Micromonas bravo	Ι	I	I	I	0.072	0.051	0.032	0.101	·	0.028	I	I
Ch19	Prasinophyte sp. Xmm38S5	I	0.024	I	I	0.022	0.048	I	ļ	0.477	0.291	I	I
Ch110	Picochlorum costavermella	Ι	I	I	I	0.098	I	I	I	I	I	I	I
Ch111	四爿藻 Tetraselmis sp. RCC233	Ι	Ι	Ι	Ι	Ι	I	Ι	Ι	0.020	Ι	Ι	I
Ch112	四爿藻 Tetraselmis marina	Ι	I	Ι	I	I	I	0.071	Ι	I	I	Ι	I
隐藻门(Cryptophyta												
Cry1	红胞藻 Rhodomonas sp.	0.025	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
Cry2	Hemiselmis cryptochromatica	Ι	I	Ι	I	I	I	Ι	Ι	I	Ι	Ι	0.027
Cry3	Teleaulax acuta	Ι	0.154	I	I	Ι	0.052	I	0.029	I	0.032	Ι	0.161
Cry4	Teleaulax amphioxeia	I	I	I	I	I	I	I	ļ	I	I	I	0.026
金藻门C	Chrysophyta												
Chr1	近囊胞藻 Paraphysomonas sp.	0.059	0.046	Ι	Ι	Ι	0.123		0.039	I	Ι	Ι	I
Chr2	Spumella sp.	Ι	I	I	I	I	0.049	I	I	I	I	I	I
定鞭藻门] Haptophyta								Ι	Ι	Ι	Ι	I
Hap1	金色藻 Chrysochromulina simplex	I	0.022	I	I	I	I	I	I	I	Ι	I	I
华藻门F	Prasinodermaphyta												
Pra1	Prasinoderma coloniale	Ι	Ι	Ι	I	Ι	0.035	I	l	Ι	I	Ι	I
注: -表; Note: - rej	示优势度 Y 值小于 0.02. presents that dominance degree Y value is les:	s than 0.02.											

66

第 32 卷



图 3 夏、秋季刺参养殖池塘多样性指数、丰富度指数和均匀度指数的变化 Fig. 3 Changes in diversity index, richness index, and evenness index at *Apostichopus japonicus* cultivation ponds in summer and autumn

表 5 浮游植物多样性指数评价 Tab. 5 Evaluation of phytoplankton diversity index

范围值 range	级别 level
<i>H</i> ′<1	重污染
$1 \leq H' \leq 3$	中度污染
$1 \leq H' \leq 2$	α-中度污染(重中污染)
$2 \leq H' \leq 3$	β-中度污染(轻中污染)
<i>H</i> ′>3	轻度污染至无污染

2.4.2 浮游植物群落结构与环境因子关系 使用 Canoco 5.0 对夏、秋季浮游植物各门类的相对丰 度进行除趋势对应分析(detrended correspondence analysis, DCA), 梯度长度(lengths of gradient)值 均小于 3, 因此使用冗余分析(RDA)分析环境因 子的关联性。夏季 RDA 结果显示: 轴 1 和轴 2 的 解释率分别为 83.33%和 16.41%, 合计解释 99.74%的差异信息; NH4-N、TP、NO3-N 对浮游 植物群落组成的解释率分别为 52.70% (P<0.10)、 28.10% (P<0.10)和 16.5% (P<0.05), 是影响夏季 浮游植物群落丰度的主要影响因子(图 4a)。秋季 RDA 结果显示: 轴 1 和轴 2 的解释率分别为 72.88%和 12.77%, 合计解释 85.65%的差异信息; TP、TN、NH4-N 对浮游植物群落组成的解释率分 别为 56.70% (P<0.05)、21.20% (P<0.10)和 10.2% (P<0.10), 是影响秋季浮游植物群落丰度的主要 影响因子(图 4b)。

2.4.3 浮游植物优势种与环境关联分析 对夏季、秋季浮游植物优势种的优势度进行除趋势 对应分析,梯度长度值均小于 3,因此使用 RDA 分析环境因子的关联性。夏季 RDA 结果显示:轴1和轴2的解释率分别为46.30%和27.80%, 合计解释74.10%的差异信息;NH4-N、pH、NO3-N、 TP 对浮游植物优势种的解释率分别为38.60% (P>0.10)、24.70% (P>0.10)和19.7% (P>0.05)、 10.10% (P>0.10),是影响夏季浮游植物群落优 势种的主要影响因子(图5a)。秋季 RDA 结果显示:轴1和轴2的解释率分别为66.21%和12.59%, 合计解释78.80%的差异信息;TN、NH4-N、pH、 NO2-N 对浮游植物优势种的解释率分别为 59.10% (P<0.05)、15.10% (P>0.05)、11.30% (P>0.05)、8.80% (P>0.10),是影响秋季浮游植物 群落优势种的主要影响因子(图5b)。

3 讨论

3.1 刺参养殖池塘浮游植物群落特点

本研究调查的刺参养殖池塘位于辽宁省辽东 湾和北黄海,是辽宁省重要的刺参养殖区域。本 次调查发现,夏季浮游植物共检测到 8 门 103 属 162 种,秋季共检测到 8 门 248 属 465 种。两个 季节浮游植物种类数占比均以甲藻门、硅藻门、 绿藻门占优势,占总种类数的 70%以上。秋季的 浮游植物各门种类数均高于夏季,这与夏、秋季 水温差异相关。从物种相对丰度来看,夏季养殖 池塘浮游植物的平均相对丰度排序为:绿藻门 (60.69%)>硅藻门(23.34%)>甲藻门(11.61%)。进入秋 季后,浮游植物的平均相对丰度排序则变为:甲 藻门(41.69%)>绿藻门(21.77%)>硅藻门(14.07%)。

		Tab.	6 Environme	intal factors in	Apostichopus jap	onicus cultivation	1 ponds in summe	r and autumn		
										$n=3; \overline{x} \pm SE$
季节 scason	采样池塘 sample pond	水温/℃ water temperature	盐度‰ salinity	Hd	NO ₃ -N/(mg/L)	NO ₂ -N/(mg/L)	NH4-N/(mg/L)	PO4-P/(mg/L)	TN/(mg/L)	TP/(mg/L)
夏 summer	Α	22.17 ± 0.18^{d}	30.43±0.29ª	8.09±0.04ª	0.1367±0.0066°	$0.0770\pm0.0100^{\circ}$	0.0023 ± 0.0030^{b}	0.0057 ± 0.0018^{a}	0.4950±0.0325 ^b	0.0147±0.0022 ^b
	В	23.73±0.20°	29.77 ± 0.15^{ab}	7.89±0.04 ^b	0.2463 ± 0.0343^{b}	$0.1250{\pm}0.0106^{b}$	0.0037 ± 0.0009^{b}	$0.0083 \pm 0.0030^{\circ}$	0.7783 ± 0.0327^{a}	0.0367 ± 0.0120^{ab}
	С	25.10 ± 0.12^{b}	29.57±0.09 ^{ab}	8.27 ± 0.01^{a}	0.2436 ± 0.0317^{b}	0.1077 ± 0.0042^{b}	0.0023 ± 0.0003^{b}	0.0013 ± 0.0003^{a}	0.8423 ± 0.0582^{a}	0.0107 ± 0.0007^{b}
	D	25.23 ± 0.32^{b}	28.23±0.52 ^b	8.12 ± 0.02^{a}	0.3007 ± 0.0035^{b}	0.1253 ± 0.0137^{b}	0.0027±0.0003 ^b	0.001 ^a	0.6387 ± 0.0290^{a}	0.0103 ± 0.0003^{b}
	Е	25.70 ± 0.26^{b}	28.03±0.56 ^b	8.05±0.02ª	0.1163±0.0087°	0.0630±0.0104°	0.0020 ^b	0.0060±0.0045°	0.4277±0.0312 ^b	0.0467 ± 0.0088^{a}
	F	26.93 ± 0.45^{a}	28.40±0.74 ^b	8.25±0.11 ^a	0.4277 ± 0.0302^{a}	0.2413 ± 0.0056^{a}	0.0067 ± 0.0009^{a}	0.0077 ± 0.0018^{b}	0.6933 ± 0.0683^{a}	0.0227 ± 0.0052^{ab}
秋 autumn	А	16.57 ± 0.11^{b}	27.03±0.74°	$8.20{\pm}0.06^{ab}$	0.1800 ± 0.0208^{bc}	0.0123 ± 0.0026^{bc}	0.0273 ± 0.0033^{b}	$0.0283{\pm}0.0018^{a}$	0.3100±0.0231 ^{bc}	0.3133 ± 0.0176^{a}
	В	$17.70{\pm}0.06^{a}$	28.87±0.30 ^b	8.15±0.01 ^{ab}	0.4867 ± 0.0167^{a}	0.0420 ± 0.0035^{a}	0.0543 ± 0.0018^{a}	0.0183 ± 0.0017^{ab}	0.6867 ± 0.0145^{a}	0.1700±0.0115 ^b
	С	$15.11\pm0.07^{\circ}$	$30.40{\pm}0.40^{a}$	$8.13{\pm}0.01^{\rm b}$	0.1281±0.0263°	0.0152±0.0006°	$0.0137\pm0.0009^{\circ}$	0.0133 ± 0.0035^{b}	0.2700±0.0231°	0.3733 ± 0.0328^{a}
	D	$15.30{\pm}0.06^{\circ}$	29.73±0.26 ^{ab}	8.20±0.02 ^{ab}	0.2433 ± 0.0186^{bc}	$0.0204\pm0.0068^{\rm bc}$	0.0553 ± 0.0035^{a}	0.0123 ± 0.0044^{b}	0.3667 ± 0.0260^{bc}	0.3833 ± 0.0186^{a}
	Е	$17.80{\pm}0.06^{a}$	25.80±0.17°	8.29±0.01ª	$0.2700{\pm}0.0306^{b}$	0.0737 ± 0.0009^{b}	0.0507 ± 0.0038^{a}	$0.0290{\pm}0.0026^{a}$	0.4233 ± 0.0406^{b}	0.3933 ± 0.0260^{a}
	F	16.53 ± 0.15^{b}	27.10±0.12°	8.15±0.05 ^{ab}	0.2170 ± 0.0519^{bc}	0.0470 ± 0.0147^{bc}	$0.0083\pm0.0020^{\circ}$	0.0070 ± 0.0035^{b}	0.2900±0.0577 ^{bc}	$0.1800{\pm}0.0557^{ m b}$

表 6 夏、秋季刺参养殖池塘水体环境因子	Environmental factors in <i>Apostichopus japonicus</i> cultivation pon
	9

注: 不同字母表示采样池塘间差异显著(P<0.05). Note: Different letters indicate significant differences among different cultivation ponds (P<0.05).









Fig. 5 Redundancy analysis (RDA) of dominant phytoplankton species and environmental factors in summer (a) and autumn (b) The numbers of the dominant species of phytoplankton are consistent with those in table 4.

秋季,甲藻与硅藻表现出明显的竞争关系:当甲 藻的相对丰度占据绝对优势时,硅藻的相对丰度 则明显降低。这一现象与 Bi 等^[19]研究发现的趋势 一致,后者指出在许多海域中,甲藻的丰度升高, 且甲藻与硅藻成为共同优势类群,甚至甲藻取代 硅藻成为唯一的优势类群。

本研究分析刺参养殖区浮游植物的群落结构, 共鉴定浮游植物优势种 41 种,优势种主要出现在 硅藻门、甲藻门、绿藻门。硅藻富含蛋白质和多 种维生素,能显著提高刺参在高温条件下的抗氧 化能力,从而增强其适应环境的能力^[20-21]。对刺 参养殖池塘的季节性调查发现,小环藻、细柱藻 和舟形藻等硅藻仅在秋季出现。秋季,红色赤潮 藻、夜光藻、裸甲藻等优势度较高,容易引发赤 潮现象;在池塘B、F中,甲藻的丰度已超过硅藻, 成为主导种群。因此,建议采取有效措施,如适时 换水,以降低甲藻的丰度,避免其对刺参养殖的 负面影响。绿藻的快速繁殖能力在夏季尤为显著。 绿藻的过度生长引起水体富营养化,进而消耗大 量溶解氧,影响氧气交换效率,夏季刺参夏眠虽 然降低了自身的代谢,但依旧需要进行呼吸,水 体中的氧气降低一方面直接影响刺参的正常生命 活动,另一方面缺氧引起沉积物有毒有害物质的 产生可能会间接影响刺参的健康状况^[22]。此外, 秋季隐藻门优势种多于夏季,是浮游植物的重要 组成部分,这可能是由于夏季到秋季光照强度降 低更适合隐藻的生存^[23]。隐藻是细菌和很多浮游 动物(如南极磷虾)的主要食物来源^[24],还可以通 过吸收水体中的氮和磷等营养盐调节水质并抑制 水华藻类的过度繁殖^[25]。

3.2 浮游植物及其与环境因子的关系

浮游植物的种类组成和多样性不仅能反映养 殖池塘水体初级生产力的大小,同时也反映水质 的变化情况,因此浮游植物作为海洋生态环境评 价的主要参数,其多样性指数可用来评价水质及 生态环境健康程度^[26]。根据生物多样性指数分级 标准可知,本次调查的刺参养殖池塘全年处于中 轻度污染。通过比较各季多样性指数,发现多样 性指数的最大值均在秋季,最小值均在夏季,说 明夏季物种多样性、丰富度和均匀度降低;秋季 多样性指数较高,浮游植物群落结构较稳定。通 常浮游植物多样性指数越大,浮游植物群落结构

营养盐是浮游植物赖以生存和繁衍的基础营 养物质。在多数水生生态系统中,氮和磷常被认 为是限制浮游植物生长的关键元素,但不同藻类 对二者需求存在显著差异^[28]。夏季刺参养殖池塘 中,绿藻丰度主要受总磷、硝酸盐和铵盐的共同 影响。绿藻大量增殖会导致水体透明度降低,进 而抑制对高光强有更高要求的硅藻和甲藻等类 群。秋季总氮、总磷、铵盐是影响秋季浮游植物 群落的主控因素。不同浮游植物在利用氮磷等营 养盐方面存在显著的种间差异,已有研究表明硅 藻和甲藻对温度和营养盐的响应不同: 硅藻偏好 低温和高营养盐,而甲藻对温度和营养盐不敏感, 倾向高氮磷比的环境^[29]。研究表明渤海表层氮盐 含量具有秋季高夏季低的季节特征^[30],这可能解 释了秋季甲藻丰度超过硅藻这一现象。温度作为 季节更替中变化最明显的环境因子, 控制池塘浮 游植物生长、繁殖和种群演替, 对浮游植物的种类

和丰度产生显著影响^[31]。夏季高温条件下,适应高 温的绿藻因其独特的生理机制成为优势种群,而 对高温敏感的硅藻则显示出生长抑制现象^[32-33]。 甲藻通过昼夜垂直迁移策略,优化其生存环境, 从而在极端温度条件下仍能保持生态地位^[34]。隐 藻则更适应 15~25 ℃的温度区间, 过高或过低温 度均会抑制其生长繁殖,导致群落崩溃^[35]。研究 指出, 当水温超过 24 ℃时, 刺参将进入夏眠状 态; 而当水温升至 32 ℃以上时, 则可能导致热 致死现象^[36-37]。刺参主要以养殖池底泥中的有机 残留物、底栖藻类和原生动物等为食^[38],刺参夏 眠时, 池底有机物累积, 加之高温促进微生物代 谢过程, 使得池底有机物分解返回水体, 水体中 营养盐浓度升高,引起绿藻的大量繁殖。绿藻大 量存在不仅挤占其他浮游植物的生态位,还会引 起藻华加剧刺参夏季养殖的风险。因而, 在夏季 刺参池塘养殖期间, 应对水体中的营养盐成分及 含量进行监测,提前预防风险的发生。

4 结论

在调查的辽宁省刺参养殖池塘中,池塘浮游 植物种类以硅藻门最多,甲藻门、绿藻门和硅藻 门主要优势种在夏、秋两季均有分布。夏、秋季, 营养盐均是影响刺参养殖池塘浮游植物群落结构 的主要环境因子。在刺参池塘养殖过程中,通过 保持池塘水体营养盐浓度适宜,以维持浮游植物 群落结构的稳定,将为刺参健康养殖提供有利的 环境条件。

参考文献:

- Yang H S, Sun J C, Ru X S, et al. Current advances and technological prospects of the sea cucumber seed industry in China[J]. Marine Sciences, 2020, 44(7): 2-9. [杨红生, 孙景 春, 茹小尚, 等. 我国刺参种业态势分析与技术创新展望 [J]. 海洋科学, 2020, 44(7): 2-9.]
- [2] Wang Q X, Cui Z G, Qu K M, et al. Advances in primary productivity and carbon biomass detection of marine phytoplankton[J]. Marine Sciences, 2023, 47(8): 131-140. [王庆轩, 崔正国, 曲克明, 等. 海洋浮游植物初级生产力及碳生物 量的检测技术研究进展[J]. 海洋科学, 2023, 47(8): 131-140.]
- [3] Zhang X F, Xu K, Jiang S H, et al. Annual change of phytoplankton biomass and succession in *Apostichopus*

japonicus aquaculture ponds in Dalian[J]. Journal of Guangdong Ocean University, 2013, 33(1): 56-63. [张旭峰, 徐康, 姜森灏, 等. 大连地区仿刺参养殖池塘浮游植物种 类组成季节演替和生物量的周年变化[J]. 广东海洋大学 学报, 2013, 33(1): 56-63.]

- [4] Luan Q S, Kang Y D, Wang J. Long-term changes in the phytoplankton community in the Bohai Sea (1959-2015)[J]. Progress in Fishery Sciences, 2018, 39(4): 9-18. [栾青杉, 康元德, 王俊. 渤海浮游植物群落的长期变化(1959—2015)[J]. 渔业科学进展, 2018, 39(4): 9-18.]
- [5] Ren Y C, Dong S L, Wang X B, et al. Preliminary study on ecological characteristics of one plastic artificial substrate in sea cucumber *Apostichopus japonicus* (Selenka) culture pond[J]. Marine Sciences, 2013, 37(1): 29-34. [任贻超, 董 双林, 王修滨, 等. 刺参养殖池塘一种塑料人工参礁表面 生态学特征初步研究[J]. 海洋科学, 2013, 37(1): 29-34.]
- [6] Li B Q, Yang H S, Zhang T, et al. Effect of temperature on respiration and excretion of sea cucumber *Apostichopus japonicus*[J]. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2002, 33(2): 182-187. [李宝泉,杨红生,张涛,等. 温度和体重对刺参 呼吸和排泄的影响[J]. 海洋与湖沼, 2002, 33(2): 182-187.]
- [7] Huo D, Liu S L, Yang H S. Analysis of causes and corresponding strategies for summer massive mortalities of sea cucumber[J]. Studia Marina Sinica, 2017(52): 47-58. [霍 达,刘石林,杨红生.夏季养殖刺参(Apostichopus japonicus)大面积死亡的原因分析与应对措施[J].海洋科 学集刊, 2017(52): 47-58.]
- [8] Su L, Chen M Y, Wang T M, et al. The division of different stages of aestivation and quantitative analysis of tissue layers thickness of anterior intestine in sea cucumber *Apostichopus japonicus*[J]. Marine Sciences, 2012, 36(12): 1-5. [苏琳, 陈 慕雁, 王天明, 等. 刺参夏眠不同时期划分以及前肠各组 织层厚度定量分析[J]. 海洋科学, 2012, 36(12): 1-5.]
- [9] Ma T L, Wan Y, Wu P J, et al. Effects of environmental factors on phytoplankton growth and community structure[J]. Advances in Environmental Protection, 2024, 14(3): 459-466. [马腾龙, 万亿, 吴萍娟, 等. 环境因素对浮游植物生长及 群落结构的影响[J]. 环境保护前沿, 2024, 14(3): 459-466.]
- [10] Cheng Y S, Ren Y C, Xi Y L, et al. Comparative study on the biodiversity of phytoplankton based on environmental DNA technology and morphological identification[J]. Journal of Lake Sciences, 2024, 36(5): 1336-1352. [程云山,任 艺晨,席贻龙,等. 基于环境 DNA 技术和形态学鉴定的 浮游植物多样性比较[J]. 湖泊科学, 2024, 36(5): 1336-1352.]
- [11] Zhang L J, Xu S, Zhao Z, et al. Precision of eDNA metabarcoding technology for biodiversity monitoring of

eukaryotic phytoplankton in lakes[J]. Environmental Science, 2021, 42(2): 796-807. [张丽娟, 徐杉, 赵峥, 等. 环境 DNA 宏条形码监测湖泊真核浮游植物的精准性[J]. 环境 科学, 2021, 42(2): 796-807.]

- [12] Liu W D, Song L, Wu J. Optimization of high-throughput sequencing primers for nanophytoplankton and picophytoplankton in environmental samples[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(12): 4208-4216. [刘卫东,宋伦,吴景. 环境样本 中微型和微微型浮游植物高通量测序的引物优化[J]. 生 态学报, 2017, 37(12): 4208-4216.]
- [13] Song L, Wu J, Song G J, et al. Characteristics of phytoplankton community structure in Liaodong Bay based on environmental DNA technology[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(17): 6243-6257. [宋伦, 吴景, 宋广军, 等. 基于 环境 DNA 技术的辽东湾真核浮游植物群落结构特征[J]. 生态学报, 2020, 40(17): 6243-6257.]
- [14] Han D, Park K T, Kim H, et al. Interaction between phytoplankton and heterotrophic bacteria in Arctic fjords during the glacial melting season as revealed by eDNA metabarcoding[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2024, 100(5): fiae059.
- [15] Cristi A, Law C S, Pinkerton M, et al. Environmental driving forces and phytoplankton diversity across the Ross Sea region during a summer-autumn transition[J]. Limnology and Oceanography, 2024, 69(4): 772-788.
- [16] Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Technical specifications for environmental monitoring of coastal sea areas-Part III: Water quality monitoring of coastal sea areas: HJ 442.3-2020[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2020. [中华人民共和国生态环境部. 近岸海域环境监测技术规范 第三部分 近岸海域水质监测: HJ 442.3-2020[S]. 北京:中国环境科学出版社, 2020.]
- [17] General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. The specification for marine monitoring-Part 4: Seawater analysis: GB 17378.4-2007[S]. Beijing: China Standards Press, 2007. [中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 海洋监测规范 第 4 部分: 海水分析: GB 17378.4-2007[S]. 北京: 中国标准出版社, 2007.]
- [18] Guo Y M, Xu Y Z, Li R W, et al. Phytoplankton community structure and its relationship with environmental factors in Caohai Lake, Guizhou, China[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2024, 19(3): 306-318. [郭艳敏, 许元钊, 李瑞雯, 等. 贵州草海浮游植物群落结构特征及其与环境因子的

关系[J]. 生态毒理学报, 2024, 19(3): 306-318.]

- Bi R, Cao Z, Ismar-Rebitz S M H, et al. Responses of marine diatom-dinoflagellate competition to multiple environmental drivers: Abundance, elemental, and biochemical aspects[J].
 Frontiers in Microbiology, 2021, 12: 731786.
- [20] Raven J A, Waite A M. The evolution of silicification in diatoms: Inescapable sinking and sinking as escape?[J]. New Phytologist, 2004, 162(1): 45-61.
- [21] Liu R, Chi S, Cheng J W, et al. Variation in phytoplankton and benthic alga communities in sea cucumber *Apostichopus japonicus* culture ponds[J]. Fisheries Science, 2013, 32(10): 579-584. [刘冉, 迟爽, 程敬伟, 等. 仿刺参养殖池塘中浮 游和底栖藻类群落的变化[J]. 水产科学, 2013, 32(10): 579-584.]
- [22] Jørgensen B B. Mineralization of organic matter in the sea bed—The role of sulphate reduction[J]. Nature, 1982, 296: 643-645.
- [23] Wang J, Zhang K, Wang Y H, et al. Effects of light illumination variation on expression of pigment-protein complex in *Chroomonas placoidea*[J]. Journal of Yantai University (Natural Science and Engineering Edition), 2024, 37(1): 37-45. [王静, 张昆, 王宇涵, 等. 光照条件变化对 蓝隐藻色素蛋白复合物表达含量的影响[J]. 烟台大学学 报(自然科学与工程版), 2024, 37(1): 37-45.]
- [24] Atkinson A, Hill S L, Pakhomov E A, et al. Krill (*Euphausia superba*) distribution contracts southward during rapid regional warming[J]. Nature Climate Change, 2019, 9(2): 142-147.
- [25] Li W K W, McLaughlin F A, Lovejoy C, et al. Smallest algae thrive as the Arctic Ocean freshens[J]. Science, 2009, 326(5952): 539.
- [26] Jiang F J, Xu M B, Chen X Y, et al. Assessment of Beibu gulf pollution by water comprehensive pollution index and phytoplankton diversity index[J]. Guangxi Sciences, 2014, 21(4): 376-380. [姜发军,许铭本,陈宪云,等. 北部湾海 域水质综合污染指数和浮游植物多样性指数评价[J]. 广 西科学, 2014, 21(4): 376-380.]
- [27] Sun J, Liu D Y. The application of diversity indices in marine phytoplankton studies[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2004, 26(1): 62-75. [孙军, 刘东艳. 多样性指数在海洋浮 游植物研究中的应用[J]. 海洋学报, 2004, 26(1): 62-75.]
- [28] Litchman E, de Tezanos Pinto P, Edwards K F, et al. Global biogeochemical impacts of phytoplankton: A trait-based perspective[J]. Journal of Ecology, 2015, 103(6): 1384-1396.
- [29] Xiao W P, Liu X, Irwin A J, et al. Warming and eutrophication combine to restructure diatoms and dinoflage-

llates[J]. Water Research, 2018, 128: 206-216.

- [30] Wang Y, Yao Z T, Zhu Y J, et al. Seasonal variation of nutrients and eutrophication of 2019 in Bohai Sea, China[J]. Chinese Journal of Marine Environmental Science, 2021, 40(6): 915-921. [王燕, 姚振童, 祝艳君, 等. 2019 年渤海 氮磷营养盐季节变化及富营养化状况[J]. 海洋环境科学, 2021, 40(6): 915-921.]
- [31] Eppley R W. Temperature and phytoplankton growth in the sea[J]. Fishery Bulletin, 1971, 70(4): 1063-1085.
- [32] Zhang M, Qin B L, Yu Y, et al. Effects of temperature fluctuation on the development of cyanobacterial dominance in spring: Implication of future climate change[J]. Hydrobiologia, 2016, 763(1): 135-146.
- [33] Xu F D, Hu L J, Zhou Z Q, et al. The algae on the impact of change on aquaculture research progress[J]. Journal of Aquaculture, 2015, 36(1): 48-52. [徐丰都, 胡梁及, 周泽琴, 等. 藻类变化对水产养殖影响的研究进展[J]. 水产养殖, 2015, 36(1): 48-52.]
- [34] Zhang Q, Miao R L, Liu G X, et al. The review of the studies on freshwater dinoflagellate bloom[J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2012, 36(2): 352-360. [张琪, 缪荣丽, 刘国祥, 等. 淡水甲藻水华研究综述[J]. 水生生物学报, 2012, 36(2): 352-360.]
- [35] Weng H X, Sun X W, Qin Y C, et al. Effect of irradiance on Fe and P uptake by *Cryptomonas* sp.[J]. Geochimica, 2007, 36(4): 383-390. [翁焕新, 孙向卫, 秦亚超, 等. 光照强度 对隐藻吸收铁和磷的影响[J]. 地球化学, 2007, 36(4): 383-390.]
- [36] Dong Y W, Dong S L. Advances of ecological physiology in sea cucumber, *Apostichopus japonicus* Selenka[J]. Periodical of Ocean University of China, 2009, 39(5): 908-912. [董云伟,董双林. 刺参对温度适应的生理生态学研究进展[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2009, 39(5): 908-912.]
- [37] Cao X B, Wang F C, Liu J L, et al. Growth performance and food ingestion of sea cucumber *Apostichopus japonicus* variety with fast-growth and high-temperature resistance during high temperature period[J]. Journal of Dalian Ocean University, 2019, 34(5): 623-628. [曹学彬, 王福辰, 刘佳亮, 等. 刺参速生耐高温品系生长性能及高温期摄食性能分析[J]. 大连海洋大学学报, 2019, 34(5): 623-628.]
- [38] Wang X Y. The physicochemical factors and bacterial diversity of sediment of sea cucumber *Apostichopus japonicus* culture ponds under high temperature[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2022. [王晓宇. 高温环境下仿刺参 养殖池底泥理化因子与细菌多样性研究[D]. 哈尔滨: 哈 尔滨工业大学, 2022.]

Phytoplankton community structure of *Apostichopus japonicus* cultivation ponds based on environmental DNA technology in summer and autumn

RUAN Shuchao, LIU Ziyu, YE Qi, HAN Lingshu, XIAO Haoran, DING Jun, WANG Luo, ZHAO Chong, YIN Donghong, CHANG Yaqing

Dalian Ocean University; Key Laboratory of Mariculture & Stock Enhancement in North China Sea, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Dalian 116023, China

Abstract: Environmental DNA (eDNA) technology was applied to monitor six *Apostichopus japonicus* cultivation ponds during the summer and autumn of 2023 to investigate the phytoplankton community structure and its impact on the environment in sea cucumber (*Apostichopus japonicus*) cultivation ponds. The survey results showed that 8 phyla, 103 genera, and 162 species of phytoplankton were detected in the summer, while 8 phyla, 248 genera, and 465 species were recorded in the autumn. The phytoplankton species composition and relative abundance were dominated by Dinoflagellata, Chlorophyta, and Bacillariophyta. A seasonal succession was observed in dominant species, with 41 dominant species identified, mainly belonging to Dinoflagellata, Chlorophyta, and Bacillariophyta. The biodiversity and evenness indices of phytoplankton were lower in summer than in autumn, whereas the richness index was higher in summer. According to biodiversity indices, the *A. japonicus* cultivation ponds were classified as lightly to moderately polluted during the study period. Redundancy analysis (RDA) of the phytoplankton, Dinoflagellata, and Chlorophyta were positively correlated with nitrate concentration, phosphate concentration, and total phosphorus, nitrate, and ammonia nitrogen, respectively. These findings provided a scientific basis for environmental regulation in *A. japonicus* cultivation.

Key words: phytoplankton community; Apostichopus japonicus; environmental factors; environmental DNA technology

Corresponding author: DING Jun. E-mail: dingjun1119@dlou.edu.cn