



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
MESTRADO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

PEDRO HENRIQUE GOMES

**IMPACTO DA CARCINICULTURA NA ESTRUTURA DO PLÂNCTON EM
ESTUÁRIOS RASOS E DE BAIXO APORTE FLUVIAL**

FORTALEZA
2019

PEDRO HENRIQUE GOMES

**IMPACTO DA CARCINICULTURA NA ESTRUTURA DO PLÂNCTON EM
ESTUÁRIOS RASOS E DE BAIXO APORTE FLUVIAL**

**Dissertação de Mestrado submetido à
Coordenação do Programa de Pós-
Graduação em Ciências Marinhas
Tropicais do Instituto de Ciências do
Mar, da Universidade Federal do
Ceará, como requisito parcial para a
obtenção do grau de Mestre em
Ciências Marinhas Tropicais.**

**Área de Concentração: Ciência,
Tecnologia e Gestão Costeira e
Oceânica.**

**Orientador: Prof. Dr. Marcelo de
Oliveira Soares.**

**Co-orientadora: Dra. Hortência de
Sousa Barroso.**

**FORTALEZA
2019**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

G616i Gomes, Pedro Henrique.
Impacto da carcinicultura na estrutura do plâncton em estuários rasos e de baixo aporte fluvial. / Pedro Henrique Gomes. – 2019.
46 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019.
Orientação: Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares.
Coorientação: Profa. Dra. Hortência de Sousa Barroso.

1. fitoplâncton. 2. zooplâncton. 3. estuário. 4. aquicultura. 5. efluentes. I. Título.

CDD

**IMPACTO DA CARCINICULTURA NA ESTRUTURA DO PLÂNCTON EM
ESTUÁRIOS RASOS E DE BAIXO APORTE FLUVIAL**

**Dissertação de Mestrado submetido à
Coordenação do Programa de Pós-
Graduação em Ciências Marinhas
Tropicais, do Instituto de Ciências do
Mar, da Universidade Federal do
Ceará, como requisito parcial para a
obtenção do grau de Mestre em
Ciências Marinhas Tropicais.**

**Área de Concentração: Ciência,
Tecnologia e Gestão Costeira e
Oceânica.**

**Orientador: Prof. Dr. Marcelo de
Oliveira Soares.**

**Co-orientadora: Dra. Hortência de
Sousa Barroso.**

Aprovada em: ____/____/____.

BANCA EXAMINADORA

**Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares. (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)**

**Prof^a. Dr^a. Eveline Pinheiro de Aquino
Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro (UNILAB)**

**Dra. Tallita Cruz Lopes Tavares Normando
Bióloga do Laboratório de Plâncton (LABOMAR)**

**Este trabalho é dedicado a
grande força que rege todas
as vidas. Aos meus pais e às
boas vibrações!**

AGRADECIMENTOS

A grande força MAIOR!!!

À minha avó-mãe D. Maria (*In memoriam*). GRATOPOR TUDO!

Aos meus avós maternos “Seu Manoel” e “Dona Chaga” (*In memoriam*).

Aos meus pais! Muito obrigado pelo apoio em todos os momentos!

Ao meu irmão Manoel Neto, pelo apoio mútuo.

Ao meu tio André Luiz. E a todos os meus familiares!!!

Ao Prof. Dr. Wladimir Ronald Lobo Farias (*In memoriam*). Por ter aberto as portas do laboratório, o qual coordenava, e pelo incentivo a pesquisa! Muito obrigado pelas suas orientações!

Ao meu orientador Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares! Um grande exemplo de pessoa e profissional, com uma humildade incrível! E isso é muito raro!!! Valeu pelas orientações e pelo apoio!!!

A Profa.Dra. Eveline Aquino, por ter aceito o convite para participar e contribuir na banca de avaliação!

A minha Co-orientadora Dra. Hortência de Sousa Barroso, pelas suas observações pertinentes ao trabalho. Muito obrigado!

As Dr.^{as} Tallita Cruz Lopes Tavares Normando e Tatiane Martins Garcia, técnicas do Laboratório de Plâncton do LABOMAR!

Ao colega de laboratório Jorge Thé, pela ajuda na confecção dos mapas!

Aos colegas do Laboratório de Plâncton do LABOMAR/UFC. Valeu galera!

Aos amigos Engenheiros de pesca Mário Barros, Paloma Ribeiro, Plácido e Thales, parceiros de pesquisas e de chopes nas horas de lazer.

Enfim, a todos que de alguma forma contribuíram para realização deste trabalho!!

RESUMO

A carcinicultura (cultivo de camarões) vem crescendo mundialmente e junto com esta expansão vem à preocupação com os impactos ambientais nos ecossistemas costeiros. O objetivo deste trabalho foi testar a hipótese de que a atividade de carcinicultura modifica a estrutura das comunidades planctônicas em estuários tropicais rasos com baixo aporte fluvial. Para isso avaliou-se a composição, riqueza e densidade do fitoplâncton e zooplâncton entre diferentes períodos sazonais e entre os pontos de captação de água dos estuários e de saída/drenagem de efluentes em fazendas de carcinicultura. As amostras foram coletadas nos períodos chuvoso e seco do ano de 2014 e em pontos de captação e drenagem em fazendas situadas em dois estuários na costa semiárida do Brasil. Com relação à densidade fitoplanctônica e zooplanctônica, não foram observadas diferenças sazonais (seco e chuvoso) significativas ($p > 0,05$) em ambos os estuários. Este resultado poderia ser relacionado com a prolongada estiagem e aos barramentos dos rios que influenciariam a uma similaridade sazonal nas densidades das comunidades planctônicas. Já entre os pontos de captação e drenagem, houve diferença significativa na densidade apenas da comunidade fitoplanctônica das fazendas do Jaguaribe, o que sugere menor capacidade de suporte e/ou maior impacto antrópico nesta região. Essa diferença se deveu principalmente pelo incremento de células de cianobactérias no ponto de drenagem. Observou-se que as cianobactérias e os protozoários estão mais relacionados com os pontos de drenagem do que com os de captação. Com relação a composição fitoplanctônica e zooplanctônica, notou-se diferenças significativas ($p < 0,05$) entre captação e drenagem nas fazendas de Aracati e entre as localidades (Aracati x Jaguaribe). Essa diferença observada entre os pontos de captação e drenagem em Aracati pode está relacionada com o estado trófico do ambiente, que pode aumentar na drenagem em relação ao ponto de captação. Já diferença entre as localidades pode ter relação com a distância dos empreendimentos e a desembocadura dos rios, os quais variam entre as fazendas localizadas em Aracati e Jaguaribe. Não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) no número de táxons entre os períodos sazonais e os pontos de captação e drenagem. Desta forma, conclui-se que o uso da água do estuário na carcinicultura pode alterar a composição e densidade do plâncton em estuários rasos como sugerido pelo aumento nas densidades de poucos grupos indicadores da menor qualidade da água. Entretanto, esta alteração parece ser variável dependendo da

localização geográfica, da capacidade de suporte do ecossistema e dos impactos cumulativos das fazendas situadas ao longo do estuário.

Palavras-chave: fitoplâncton, zooplâncton, estuário, aquicultura, efluentes.

ABSTRACT

Shrimp farming has been growing worldwide, which came along with an increased concern about its environmental impacts on coastal ecosystems. The objective of this work was to test the hypothesis that shrimp farming modifies the structure of planktonic communities in shallow tropical estuaries with low fluvial input. For this, we evaluated and compared the composition, richness and density of phytoplankton and zooplankton between different seasonal periods and between the water catchment points from estuaries to the farming and the effluent discharge point to estuaries in shrimp farms. Samples were collected during the rainy and dry periods of 2014 in farms located in two estuaries on the semiarid coast of Brazil. Regarding phytoplankton and zooplankton density, no significant seasonal (dry and rainy) differences were observed ($p > 0.05$) in both estuaries. This result could be related to prolonged drought and riverdams that would homogenize dry and rainy seasons and lead to seasonal similarity in the planktonic community densities. Between the catchment and drainage points, there was a significant difference in density only for the phytoplankton community of Jaguaribe farms, which suggests lower carrying capacity and / or greater anthropic impact in this region. This difference was mainly due to the increase of cyanobacterial cells at the drainage point. Cyanobacteria and Protozoa were more closely related to drainage points than to uptake points. Regarding phytoplankton and zooplankton composition, significant differences ($p < 0.05$) were observed between uptake and drainage in Aracati farms and between locations (Aracati x Jaguaribe). This difference observed between the capture and drainage points in Aracati may be related to the trophic state of the environment, which may increase in drainage in relation to the capture point. The difference between the locations may be related to the distance between each farm and the mouth of the rivers, which vary between the farms located in Aracati and Jaguaribe. There were no significant differences ($p > 0.05$) in the number of taxa between seasonal periods and between uptake and drainage points. Thus, it is concluded that the use of estuary water in shrimp farming can alter plankton composition and density in shallow estuaries as suggested by the increase in the densities of few indicator groups of lower water quality. However, this change appears to be variable depending on the geographical location, ecosystem carrying capacity and cumulative impacts of farms along the estuary.

Key words: phytoplankton, zooplankton, estuary, aquaculture, effluents.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 01 – Fisiografia dos estuários dos Rios Acaraú e Aracatipg. 16
- Figura 02 – Localização das bacias hidrográficas dos Rios Acaraú e Aracati.....pg.17
- Figura 03 – Abundância relativa dos grupos e densidade fitoplanctônica total das oito fazendas estudadas. Fazendas – A, B, C, D, E, F, G e H.....pg.25
- Figura 04 – Abundância relativa dos grupos fitoplanctônicos, utilizando os valores médios dos oito empreendimentos estudados..... pg.26
- Figura 05 - Gêneros de algas nocivas observados em altas densidades no presente estudo.....pg.27
- Figura 06 – Abundância relativa dos grupos e densidade zooplanctônica total das oito fazendas estudadas. Fazendas – A, B, C, D, E, F, G e H..... pg.30
- Figura 07- Abundância relativa dos grupos zooplanctônicos, utilizando os valores médios dos oito empreendimentos estudados.....pg.31

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2.OBJETIVOS.....	17
2.1 Objetivo geral:	17
2.2 Objetivos específicos:.....	17
3. HIPÓTESES	17
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	18
4.1 Área de estudo	18
4.3 Avaliação quali-quantitativa do plâncton	20
4.3.1 Fitoplâncton.....	20
4.3.2 Zooplâncton	21
4.4. Análises estatísticas	22
5.RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	23
5.1 Comunidade fitoplanctônica.....	23
5.2 Comunidade zooplanctônica.....	31
6. CONCLUSÕES	36
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37

1 INTRODUÇÃO

A carcinicultura se tornou viável a partir da década de 30 do século XX, quando o Japão conseguiu dominar a produção de larvas em laboratório tornando possível maximizar a produção em larga escala (CARVALHO et al., 2005). A atividade de carcinicultura foi introduzida no Brasil na década de 70, na região nordeste e sudeste e sua expansão se deu a partir dos anos 90, com a introdução da espécie *Litopenaeus Vanname* (MOLE; BUNGE, 2003; NUNES; ROCHA, 2015). As técnicas de cultivo eram baseadas principalmente no Equador e Panamá, logo a região nordeste ganhou destaque devido às ótimas condições climáticas e ambientais para o cultivo (ROCHA, 2011; SALIM, 2002).

No Brasil a aquicultura marinha é prioritariamente composta pela carcinicultura e o nordeste se encontra em primeiro lugar na produção de camarão (TABELA 01), a região é responsável por aproximadamente 98 % da produção nacional. Atualmente o Rio Grande do Norte é o estado que mais produz esse crustáceo, seguido do Ceará, Sergipe, Piauí, Paraíba, Pernambuco, Bahia, Alagoas, Santa Catarina e Maranhão (FILHO, 2018; IBGE 2017; MPA, 2011).

Tabela 01- Variação da produção de camarão nos dez estados que mais produziram em 2017

	2016	2017	Variação (%)
BRASIL	52.118	40.967	-21,4
Rio Grande do Norte	14.656	15.434	5,31
Ceará	25.431	11.857	-53,38
Sergipe	2.322	2.786	19,98
Piauí	3.140	2.723	-13,28
Paraíba	893	2.599	191,04
Pernambuco	2.245	2.199	-2,05
Bahia	2.748	2.087	-24,05
Alagoas	156	627	301,92
Santa Catarina	218	284	31,58
Maranhão	133	175	31,58

Fonte: IBGE, 2017.

O Ceará foi o estado que mais sofreu com a influência do vírus WSSV (Síndrome da mancha branca) em 2016, acarretando uma grande perda na produção e com isso o estado deixou de liderar o ranking de maior produtor nacional (TABELA 02), contudo, a cidade de Aracati-Ce ainda detém a maior produção entre os municípios brasileiros (IBGE, 2017).

Tabela 02- Municípios que mais produziram camarão em 2017.

Municípios	Produção (T)
Aracati-CE	2.877
Canguaretama-RN	2.400
Arês-RN	2.150
Acaraú-Ce	2.102
Mossoró-RN	1.740
Cajueiro da Praia-PI	1.734
Senador Georgino Avelino-RN	1.700
Nísia Floresta-RN	1.500
Jaguaruana-CE	1.304
Goiana-PE	1.267
Tibau do Sul	1.200

Fonte: IBGE, 2017.

A partir do ano 2000 observou-se um crescimento significativo da aqüicultura (incluindo a carcinicultura) mundial e uma estagnação da produção por captura. Em 2015 a produção aquícola foi 8% menor que a produção pesqueira, porém acredita-se que até 2025 a produção aquícola supere a captura (FAO, 2016).

A carcinicultura cresce mundialmente e acompanhando esta expansão, existe a preocupação com os efeitos ambientais da atividade nos ecossistemas costeiros (FAO, 2006). Os camarões criados em cativeiros necessitam de uma alimentação artificial e balanceada, porém o alimento não consumido é o principal fator que deteriora a qualidade da água trazendo possíveis impactos para o ecossistema e para o próprio sistema de cultivo (SHIAU & BAI, 2009).

Os danos ambientais associados à carcinicultura incluem a degradação e perdas de áreas de manguezais, a alteração do regime hidrológico de rios e estuários, a depleção de estoques pesqueiro e a poluição por descarte de efluentes quando feita de forma inadequada (QUEIROZ et al., 2013). Alguns autores, contudo, salientam que os nutrientes provenientes dos resíduos dos viveiros diminuem de concentração à medida

que adentram a costa, porém o excesso pode acarretar a eutrofização e a morte de alguns organismos (HERBECK et al.,2013; MOLNAR et al.,2013).

Em um estudo no sul do Brasil observou-se variações na qualidade de água e do plâncton em pontos de lançamentos de efluentes oriundos da carcinicultura, porém as mudanças observadas foram transitórias, sugerindo que a capacidade de suporte do ambiente não foi excedida. Isto deveu-se possivelmente às condições ambientais favoráveis como dispersão dos efluentes, volume de água do corpo receptor e ao uso de tecnologia ambiental apropriada para o tratamento dos efluentes. Entretanto, este estudo foi feito em uma região temperada com alto aporte de água doce, enquanto estuários tropicais com baixo fluxo fluvial foram poucos estudados (BAUER et al., 2017).

Potter et al. (2010), define um estuário como um corpo de água costeiro semi-confinado que está permanentemente ou periodicamente aberto para o mar e que recebe, ao menos periodicamente descarga de rios, e assim, enquanto sua salinidade é tipicamente menor do que a da água do mar e varia temporalmente e ao longo do seu comprimento, pode se tornar hipersalino em regiões em que a perda de água por evaporação é alta e as entradas de água doce são insignificantes.

Na região nordeste do Brasil há um grande problema com inconsistência de chuvas (FUMCEME, 2014), além da escassez hídrica, é bastante comum a construção de barramentos ao longo do curso dos rios (MORAIS et al., 2008) o que afeta o fluxo de água para os estuários. Esses fatores potencializam a hipersalinização e o baixo aporte fluvial nos estuários.

Os estuários são regiões de intensa atividade biogeoquímica, portanto são áreas de grande importância ambiental (TESTA & KEMP, 2011). Porém, essas regiões vêm sendo impactadas por ações antrópicas como, por exemplo, descargas de poluentes da agricultura e aquicultura, bem como, efluentes domésticos e industriais (LACERDA et al. , 2008). Tais impactos têm sido extensivamente estudados durante as duas últimas décadas (SCAVIA et al., 2002; ROBINS et al., 2016).

Além do fator da capacidade de suporte do ambiente, o tratamento adequado é uma condição importantíssima para limitar o impacto ambiental dos efluentes da carcinicultura nos ambientes aquáticos (BAUER et al., 2017). Segundo OLSEN et al. (2008), um corpo hídrico possui uma capacidade de assimilação que é medida por dois mecanismos, o primeiro é a assimilação de nutrientes e o segundo é a hidrodinâmica. O fitoplâncton absorve e assimila os nutrientes, sintetizando matéria orgânica e transferindo a energia para os níveis tróficos mais elevados e a hidrodinâmica transporta

e dilui os nutrientes e os organismos planctônicos. Portanto, o impacto causado por aporte de efluentes no meio, está relacionado com a intensidade desses dois mecanismos, assim como a eficiência do tratamento dos efluentes lançados no ambiente (OLSEN et al. 2008;AHNEN et al. 2016).

Nas fases iniciais do seu ciclo de vida, os crustáceos e peixes se alimentam principalmente de “alimento natural”, ou seja, de organismos do fitoplâncton e zooplâncton (POUSÃO-FERREIRA, 2009). O fitoplâncton é constituído por organismos autotróficos e mixotróficos do plâncton, sendo um dos principais responsáveis pela produção primária em ambientes aquáticos através do processo de fotossíntese, sendo este processo uma importante fonte de oxigênio dissolvido na água, sem a qual é impossível a sobrevivência de qualquer forma de vida animal que dependa deste composto (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996). Algumas espécies do fitoplâncton podem produzir toxinas o que pode ser utilizado como indicadora de condição de sanidade do ambiente para a produção aquícola e outros usos do recurso hídrico, como o abastecimento humano (SUTHERS & RISSIK, 2009).

O fitoplâncton possui uma grande diversidade quanto à morfologia e fisiologia e a sucessão de espécies modifica os processos ecológicos e os serviços ambientais fornecidos pelos ecossistemas aquáticos. Alterações na comunidade fitoplanctônica podem afetar a abundância e a dominância de espécies zooplanctônicas, alterando as vias de transferência do carbono e nutrientes ao longo da teia alimentar (FINKEL et al., 2010).

No zooplâncton (protozooplâncton e metazooplâncton) se encontram organismos heterotróficos ou mixotróficos pertencentes a diversos Filos dos Reinos Animalia e Protozoa (RUGGIERO et al., 2015), sendo que nos ambientes marinhos uma maior diversidade de Filos é encontrada quando comparado com ambientes limnéticos. O zooplâncton possui um importante papel na dinâmica de ambientes aquáticos, pois são elos na teia trófica pelágica entre os membros microscópicos (como bactérias e fitoplâncton) e os níveis tróficos superiores, além de serem “peças-chave” na ciclagem de nutrientes (ESTEVES, 2011).

A dinâmica do zooplâncton pode ser afetada pelas variações hidrológicas e atmosféricas. Por exemplo, mudanças na abundância e distribuição podem ser observadas especialmente entre os períodos secos e chuvosos (SALVADOR & BERSANO, 2017; WINKLER et al., 2003). Quando o efluente gerado pela carcinicultura não recebe o tratamento adequado e é lançado no corpo receptor, poderá

acarretar problemas para a fauna presente. Os efluentes comumente possuem taxas elevadas de nutrientes e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), bem como baixo oxigênio dissolvido (OD) na água (PÁEZ-OSUMA, 2005). Casé et al. (2008) avaliaram o plâncton de 14 fazendas de cultivo de camarão de outubro a novembro de 2003, distribuídas nos estados do Rio Grande do Norte, Ceará e Piauí. Esses autores observaram que a estrutura do plâncton foi modificada à medida que a quantidade de matéria orgânica aumentava nos viveiros. Foi verificada uma sucessão ecológica na comunidade zooplanctônica de copépodos para protozoários e rotíferos e na comunidade fitoplanctônica de diatomáceas para cianobactérias.

A preocupação com os impactos ambientais causados pela aquicultura, faz com que surjam novas práticas de conservação e manejo visando a proteção do meio ambiente, mas para que isso ocorra, são necessárias pesquisas que fomentem a correta gestão ambiental dessa atividade (CARDOSO-MOHEDANO, 2016). Muito se sabe da importância do plâncton para os ambientes aquáticos. Neste sentido, alguns trabalhos visando avaliar esses organismos em cultivos de camarões foram realizados (BAUER et al. 2017; LEMONNIER et al. 2016; CASÉ et al. 2008), porém o conhecimento é limitado sobre a dinâmica desses organismos em uma escala espacial e sazonal, bem como os impactos da carcinicultura na composição, riqueza e densidade planctônica em estuários tropicais rasos localizados em zonas semi-áridas (CASÉ et al. 2008; OLSEN et al. 2008). Estes estuários rasos e de baixo fluxo fluvial que se situam em clima semiárido possuem grandes oscilações no balanço hídrico, de precipitação e de salinidade podendo tornar-se hipersalinos (BARROSO et al. 2018). Assim, nesta dissertação iremos testar se a atividade de carcinicultura altera a estrutura do plâncton em estuários tropicais, rasos e de baixo fluxo fluvial.

2.OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral:

Testar se a atividade de carcinicultura altera a estrutura do plâncton em estuários tropicais, rasos e de baixo fluxo fluvial.

2.2 Objetivos específicos:

- Avaliar se a riqueza, densidade e composição do fitoplâncton e zooplâncton diferem entre os pontos de captação de água dos estuários e de saída/drenagem de efluentes em fazendas de carcinicultura.

- Avaliar se existem diferenças em função do período sazonal amostrado (chuvoso e seco).

- Avaliar se há diferenças na comunidade planctônica entre as fazendas dos estuários dos Rios Jaguaribe e Acaraú.

3. HIPÓTESES

Hipótese 1. O zooplâncton e fitoplâncton têm diferenças significativas sazonais entre o período seco e chuvoso em ambos os locais de coleta;

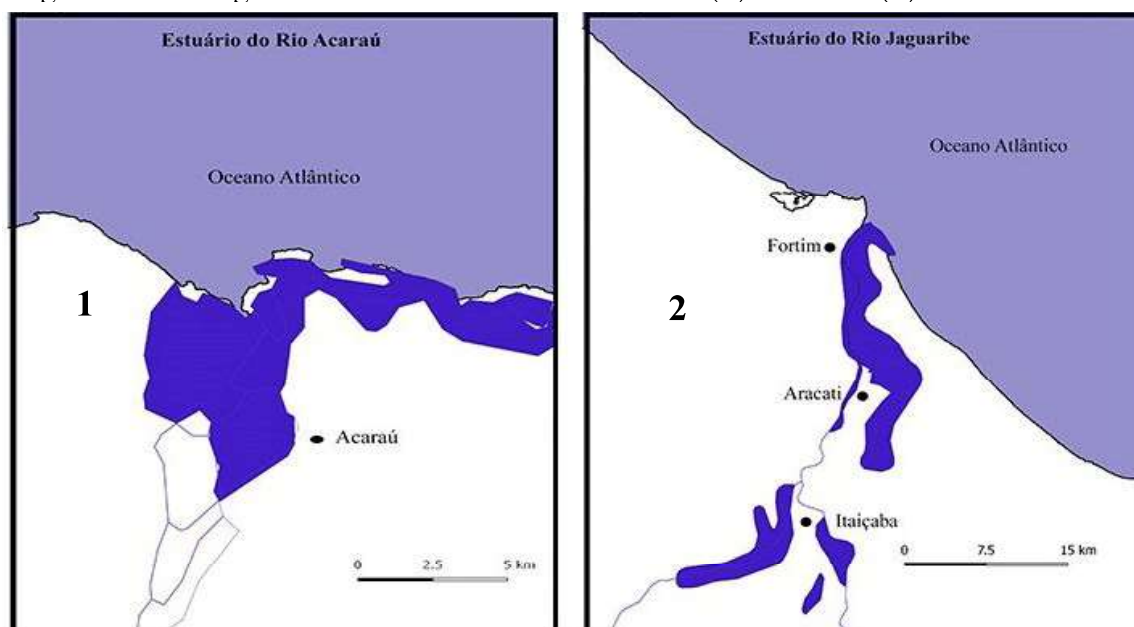
Hipótese 2. O zooplâncton e fitoplâncton têm redução de riqueza biológica e aumento de densidade entre os pontos de captação e drenagem em estuários tropicais rasos de baixo fluxo fluvial.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado em oito empreendimentos produtores de camarão localizados às margens dos estuários do Rio Jaguaribe-Ce (FIGURA 01) e do Rio Acaraú-Ce (FIGURA 01). Esses estuários estão localizados na região nordeste do Brasil e fazem parte das duas regiões que mais produzem camarão no estado do Ceará, sendo elas os municípios de Aracati e Acaraú. O município de Aracati se localiza a 150 km da capital cearense e possui uma área de 1.228,058 km². Já o município de Acaraú se localiza a 238 km de Fortaleza-Ce, e possui uma área de 84.288km² (IBGE, 2018).

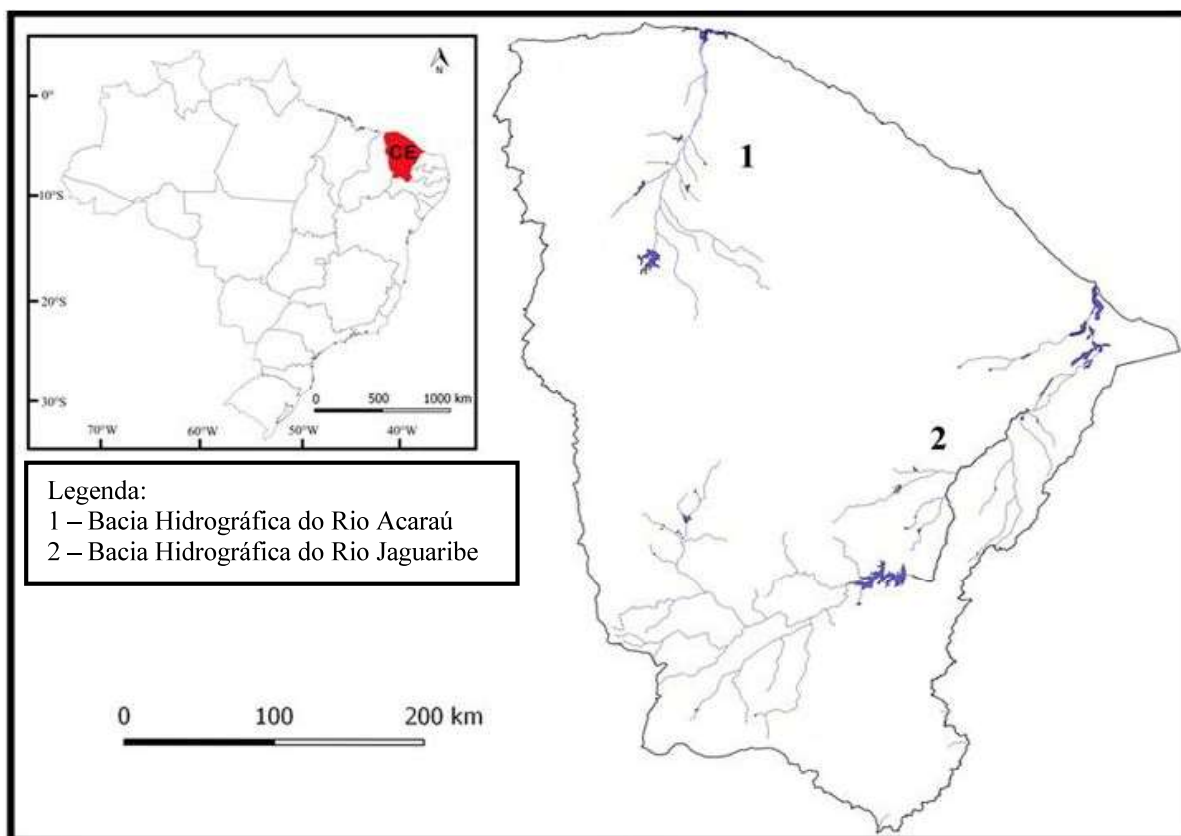
Figura 01 – Fisiografia dos estuários dos Rios Acaraú (1) e Aracati (2)



Fonte: Autor.

Localizada na região centro-sul do estado do Ceará, a bacia hidrográfica do rio Jaguaribe (FIGURA 02) possui uma área de 29.874 km² e um perímetro com aproximadamente 1.822 km, ocupando mais de 50% do território cearense. Já o Rio Acaraú (FIGURA 02) possui uma bacia hidrográfica com área de 14.442 km² e um perímetro de 853 km, ocupando cerca de 20% da região centro-norte do estado (SRH, 2018).

Figura 02 – Localização das bacias hidrográficas dos Rios Acaraú (1) e Aracati (2)



Fonte: Autor.

As amostras foram coletadas em oito fazendas de carcinicultura (4 fazendas em Aracati e 4 fazendas em Acaraú), no ano de 2014 e em dois períodos (seco e chuvoso), bem como em dois pontos diferentes (captação e drenagem). Os pontos de amostragens tiveram distâncias diferenciadas em relação à desembocadura dos rios (Tabela 03). As amostragens foram realizadas com uso de redes de plâncton com 30 cm de diâmetro na boca e também com auxílio de uma garrafa de Van Dorn do tipo horizontal de 5 L.

Tabela 03 – Distâncias dos empreendimentos estudados até a foz dos Rios.

ESTUÁRIO DO JAGUARIBE				
FAZENDAS	A	B	C	D
Distância da Foz (km)	19,67	22,95	17,30	22,03
ESTUÁRIO DO ACARAÚ				
FAZENDAS	E	F	G	H
Distância da Foz (km)	4,21	2,39	3,63	2,15

Fonte: Autor.

Para a análise qualitativa do fitoplâncton, foram realizados arrastos superficiais com rede de plâncton com 20 µm de abertura de malha e o volume final filtrado foi armazenado em recipientes de polietileno, sendo fixados com formalina tamponada com tetraborato de sódio (30g/1L formaldeído) com uma concentração final na amostra de 4%. Para análise quantitativa, as amostras foram coletadas com garrafa de Van Dorn e acondicionadas em frascos de vidro de cor âmbar com aproximadamente 1 L de amostra e fixadas com lugol acético na proporção de 5mL/1000mL.

Para a coleta quali-quantitativa do zooplâncton, foi utilizado uma rede de plâncton com abertura de malha de 60 µm, onde foram filtrados um volume de 60L, utilizando um balde graduado, e o material filtrado foi acondicionado em frascos de polietileno e posteriormente fixado com formalina tamponada com tetraborato de sódio, adicionado com rosa bengala para evidenciar os organismos zooplanctônicos. A concentração final de formalina na amostra foi de 4%.

4.3 Avaliação quali-quantitativa do plâncton

4.3.1 Fitoplâncton

O fitoplâncton foi classificado de acordo com o sistema proposto por Van-de-Hoek et al.(1995). Para análise qualitativa dos organismos, alíquotas das subamostras coletas com rede, previamente preservadas, foram retiradas e transferidas para três lâminas que foram observadas em um microscópio com contraste de fase de marca OLYMPUS modelo BX41, equipado com câmera fotográfica HDCE-50B. A observação ocorreu em aumentos variando de 400x a 1000x. A identificação se deu por meio de características morfológicas e morfométricas utilizando as seguintes chaves de classificação: KOMÁREK& ANAGNOSTIDIS, 2000, 2005; BOURRELLY, 1985; BICUDO & MENEZES, 2006.

Para a quantificação do fitoplâncton as amostras coletas com garrafa fixadas em lugol foram concentradas por meio de sedimentação em proveta de 1 L por 24 h. Em seguida o sobrenadante foi removido e aproximadamente 50 mL do material concentrado foi coletado para posterior análise em câmara de Sedgwick-Rafter de vidro com fundo reticulado e com capacidade de 1 mL, sob microscópio invertido e calibrado de marca COLEMAN modelo NIB-100 (APHA, 2005). A contagem se deu no aumento de 400x por campos aleatórios, contando no mínimo 100 indivíduos da espécie

dominante, segundo distribuição de Poisson e com intervalo de confiança de 95% ± 20%. Para as cianobactérias e diatomáceas considerou-se como indivíduo o filamento ou colônia, enquanto para as demais divisões taxonômicas, o indivíduo foi a célula. Posteriormente, os filamentos ou colônia de cianobactérias contados foram convertidos para número de células, após a média de células contadas (filamento ou colônia) em aproximadamente 30 indivíduos, essa média foi multiplicada pelo número total de indivíduos contados (JARDIM et al.; 2002) . O número de indivíduos e o erro padrão foram obtidos respectivamente, pelas seguintes formulas:

$$\frac{No}{mL} = \frac{Cx1000mm3}{A \times D \times F} \quad (1)$$

Onde:

C= número de organismos contados

A= área do campo (obtida na calibração)

D= profundidade da Câmara

F= número de campos contados

e;

$$\text{Erro de contagem (\%)} = \frac{2}{\sqrt{N}} \times 100\% \quad (2)$$

Onde:

N= número de unidades contadas dos táxons dominantes.

4.3.2 Zooplâncton

O zooplâncton foi quantificado e identificado em alíquotas das amostras. Uma subamostra de 1mL, foi adicionada em uma câmara de Segdwick-Raffter de vidro com fundo reticulado e com capacidade de 1 mL. Após esse procedimento, a câmara era posicionada sob microscópio com contraste de fase de marca OLYMPUS modelo BX41, equipado com câmera fotográfica HDCE-50B.

A contagem se deu por varredura em toda a área da câmara de Segdwick-Raffter no aumento de 200x (CETESB, 2000; APHA,1995; EDMONDSON & WINBERG; 1971). Foram realizadas três contagens das subamostras, do mesmo ponto de coleta. O resultado final foi expresso em números de organismos/L, levando em consideração a quantidade filtrada e o volume final da amostra. Os resultados foram obtidos segundo a seguinte formula:

$$N^{\circ}total\ de\ organismos\ na\ amostra\ \frac{NxV}{S} \quad (3)$$

Onde :

N= Número total de indivíduos encontrados nas subamostras;

V= Volume final da amostra, em mL;

S= Volume total correspondente às subamostras, em mL.

Em seguida:

$$Org./L = NT/V \quad (4)$$

Onde:

NT = Número total de organismos na amostra;

V = Volume inicial filtrado(L).

A identificação foi realizada a nível de grupos e em alguns casos os organismos foram identificados a nível de gêneros. Para a identificação, foram usados os trabalhos de Boxshall & Halsey (2004); Boltovskoy (1981); Onbé (1999) e Koste (1978).

4.4. Análises estatísticas

Análise de variância (ANOVA two-way) foi utilizada para testar diferenças significativas ($p < 0,05$) na densidade e riqueza dos organismos entre os períodos sazonais (seco e chuvoso) e os pontos de captação e drenagem das fazendas, utilizando o programa PAST 2.17c.

Para verificar diferenças na composição planctônica (fitoplâncton e zooplâncton) foi realizada uma análise de variância multivariada permutacional(PERMANOVA) utilizando o programa R- 3.5.3 Inicialmente os dados foram transformados usando raiz quarta e em seguida foram processados estatisticamente.

5.RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Comunidade fitoplanctônica

Na análise da composição fitoplanctônica dos oito empreendimentos estudados (Fazendas A, B, C, D, E, F, G e H) e nos dois períodos (seco e chuvoso) identificou-se 55 táxons na fazenda-A, 81 táxons na fazenda -B, 52 táxons na fazenda-C, 55 táxons nas - D e E, 65 táxons na fazenda- F, 50 táxons na fazenda- G e 70 táxons na fazenda-H. Foram catalogados organismos pertencentes a seis filos taxonômicos: Cyanobacteria (cianobactérias), Chlorophyta (algas verdes), Heterokontophyta (Classe Bacillariophyceae, diatomáceas), Cryptophyta (criptofíceas), Euglenophyta (euglenofíceas) e Dinophyta (dinoflagelados).

A avaliação da composição fitoplanctônica por meio da análise de PERMANOVA (TABELA 04) mostrou diferença espacial (captação x drenagem) significativa apenas nos empreendimentos localizados na região do Aracati, por outro lado, não se observou diferenças significativas temporal (chuvoso e seco) e nem espaço-temporal entre as fazendas estudadas. Também não se observou diferenças significativas ($p=0,17$) entre as duas regiões (Aracati e Acaraú).

Tabela 04 – Resultado da análise de permanova (two-way** e one-way*) da composição fitoplanctônica.

Fator	Aracati		Acaraú	
Espacial (captação x drenagem) **	F= 4,113	$p= 0,02$	F= 1,978	$p= 0,12$
Temporal (chuvoso x seco) **	F=1,824	$p= 0,15$	F=1,385	$p= 0,24$
Espacial x Temporal **	F= 0,362	$p= 0,80$	F= 0,466	$p= 0,67$
Localidade(Aracati x Acaraú) *	F= 1,806	$p= 0,17$	F= 1,806	$p= 0,17$

Fonte: Autor.

A composição e distribuição dessas comunidades podem ser influenciadas pelas correntes, ventos e marés, bem como pelas alterações antrópicas (ZIADI et al., 2015; LI et al., 2014). O grau de eutrofização do ambiente é um fator importante, pois pode favorecer o surgimento de espécies adaptadas a tais condições, alterando a composição da comunidade (ROJO et al., 2012). Essas alterações são observadas com maior intensidade em locais com elevado estado trófico (MARSHALL et al., 2005). A diferença significativa na composição fitoplanctônica entre o ponto de captação e

drenagem dos empreendimentos as margens do estuário do Rio Jaguaribe, pode está relacionando com o enriquecimento por nutrientes causado pela atividade de carcinicultura na região (BARCELLOS, et al., 2019). Já que a região possui um grande adensamento de carciniculturas, quando comparado ao estuário do Rio Acaraú (ABCC/MAPA, 2017).

No presente trabalho notou-se a maior riqueza de táxons no período chuvoso (Fazenda –B, 48 táxons), enquanto que no período seco (Fazenda- A, 14 táxons) se observou a menor riqueza. O aumento da riqueza fitoplanctônica pode ser observado em períodos chuvosos, como consequência do aporte de nutrientes (BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2002).

No geral a maior riqueza foi de táxons de diatomáceas, seguidas pelas cianobactérias. O mesmo foi observado por Menezes et al. (2012), ao avaliar a composição florística do fitoplâncton em um ambiente com influencia de marés, localizado no sudeste do Brasil. Os filos Cryptophyta, Dynophyta, Chlorophyta e Euglenophyta foram pouco representativos quanto ao número total de táxons.

Não houve diferenças significativas na riqueza de táxons entre os pontos de captação e drenagem (Aracati, $p=0,8842$ e Acaraú, $p=0,3772$) e nem sazonalmente (Aracati, $p=0,3895$ e Acaraú, $p=0,4528$). Segundo Granado (2004), a pluviosidade é o fator considerado por muitos autores como responsável pela composição do fitoplâncton em regiões tropicais. Em 2014, ano de realização do estudo, foi caracterizado por baixas precipitações, com chuvas 24% a baixo da média histórica para o estado do Ceará (FUNCEME, 2014). Em ambientes onde as estações climáticas são relativamente estáveis, ocorre pouca diferenças sazonais na composição do fitoplâncton (NCHE-FAMBO, 2015).

Os gêneros *Geitlerinema* e *Pseudanabaena*, ambas pertencentes ao grupo das cianobactérias, se destacaram por serem visualizadas em grande parte dos empreendimentos estudados, porém o gênero *Nitzschia*, uma microalga de morfologia penada, pertencente à classe Bacillariophyceae, esteve presente em todas as amostras analisadas. Esse táxon tem uma característica de ser bastante resiliente, podendo ser encontrado com frequência em regiões com elevado teor de salinidade (NCHE-FAMBO, 2015). Esse gênero possui duas espécies toxicogênicas, capaz de produzir substâncias como o ácido domóico, uma neurotoxina que pode levar a morte se ingerida por humanos (BATES et al., 2018). As espécies *N. navis* –*varingica* e *N. bizertensissão* atualmente relatadas como produtoras de toxinas (SMIDA et al. 2014; KOTAKI et al.,

2005), e são amplamente distribuídas em águas temperadas e tropicais (NYUN PAU et al. 2017).

Com relação às densidades celulares observou-se na região do Aracati diferenças significativas ($p= 0,00076$) entre os pontos de captação e drenagem, porém na região do Acaraú não houve diferenças ($p= 0,08743$) entre esses pontos. Já nos períodos sazonais não foram verificadas diferenças significativas entre os locais estudados (Aracati, $p= 0,1827$; Acaraú, $p= 0,7139$).

Na região do Aracati houve um aumento nas densidades celulares no ponto de drenagem das fazendas estudadas, especialmente por incremento de células de cianobactérias e em algumas situações a água de captação já entrava com alta abundância desses organismos. Azevedo (1998) afirma que a capacidade de crescimento nos mais diferentes meios é uma das características marcantes das cianobactérias.

Ao entrar no sistema de cultivo, essas algas encontraram ambiente favorável para seu desenvolvimento, vencendo a competição com os outros grupos e se tornando dominantes. Reynolds (1997) ressalta que as cianobactérias possuem várias estratégias adaptativas às mudanças das condições ambientais possibilitando assim sua dominância entre os demais grupos.

Outro fator importante é que as fazendas estudadas na região do estuário do rio Jaguaribe encontram-se localizadas mais a montante da foz (média da distância = 20,48 km), quando comparado as localizadas na região do estuário do rio Acaraú (média da distância = 3,10 km). Essa maior distância da foz, atrelada a uma baixa pluviosidade podem ter sido fatores importantes para o desenvolvimento de espécies oportunistas, como o caso das cianobactérias. A elevação dos níveis de nutrientes no corpo hídrico relacionados à pluviosidade alterada fornecem ambientes favoráveis para dominância de cianobactérias (THOMAS & LITCHMAN, 2016).

No período chuvoso as cianobactérias dominaram (abundância relativa $\geq 70\%$) na captação das fazendas A, B, D, E e G. Bem como na drenagem de todas as fazendas. Já no período seco as cianobactérias dominaram (abundância relativa $\geq 70\%$) na captação da Fazenda - D e na drenagem das Fazendas - B, D, E e G.

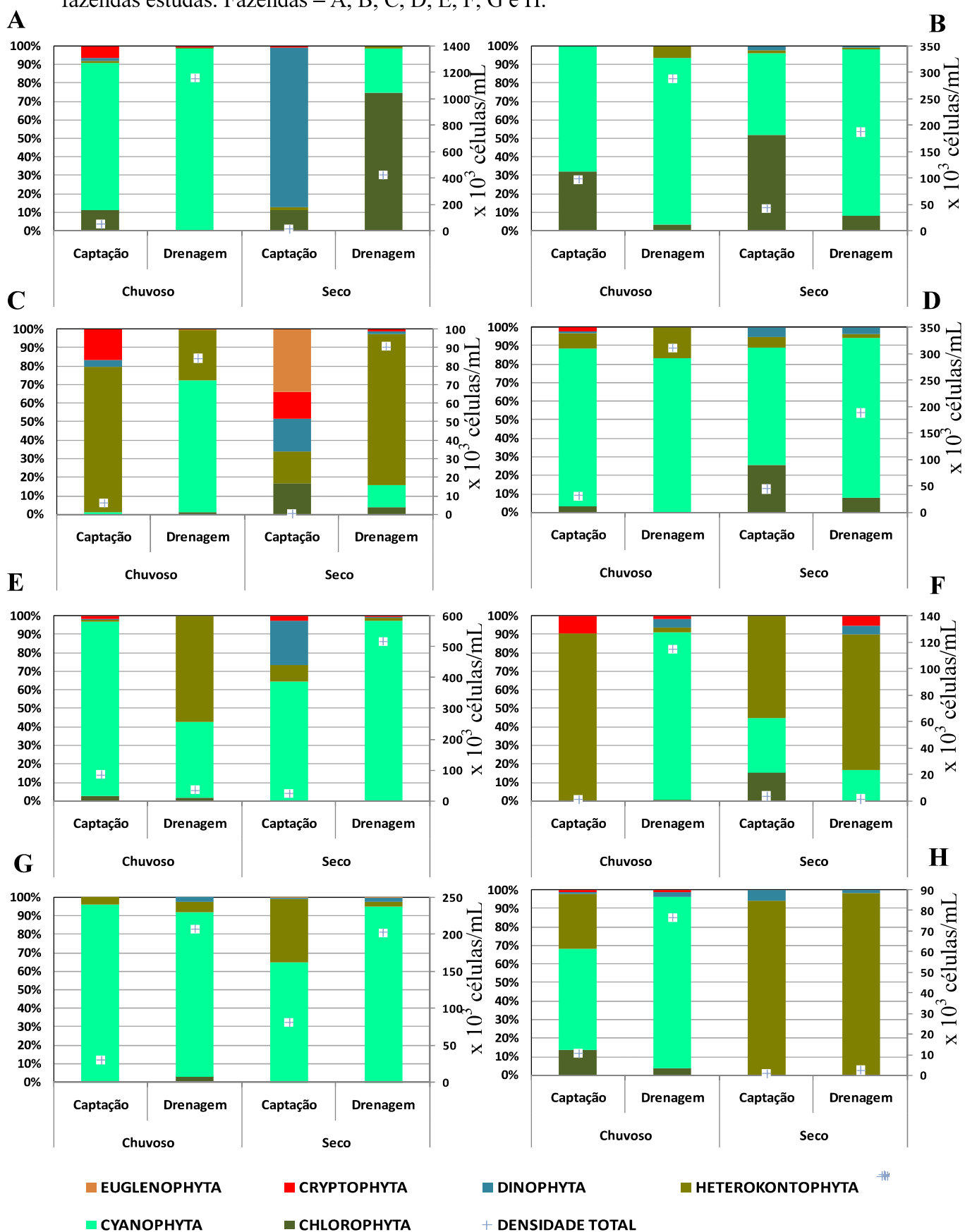
As diatomáceas dominaram (abundância relativa $\geq 70\%$) no período chuvoso nas Fazendas – C e F (captação) e no período seco foram dominantes (abundância relativa $\geq 70\%$) nas Fazendas – C, F (captação) e H (captação e drenagem). As clorofíceas dominaram (abundância relativa $\geq 70\%$) na drenagem da

Fazenda – A e os dinoflagelados na captação da mesma fazenda, ambos no período seco.

As cianobactérias foram aquelas que mais contribuíram com a densidade celular, chegando a um máximo de $1,2 \times 10^6$ cél./mL (Fazenda – A). Já as criptofíceas foram as que menos contribuíram com a densidade celular, chegando a obter um valor mínimo de 60 cél./mL (Fazenda – C).

O acréscimo na densidade celular se deu principalmente pelo incremento de células de cianobactérias, que dominaram (abundância relativa $\geq 70\%$) em grande parte das amostras (FIGURA 03). De um modo geral as cianobactérias dominaram em 56,3 % das amostras, seguida das diatomáceas (18,8%), clorofíceas (3,2%) e dinoflagelados (3,2%).

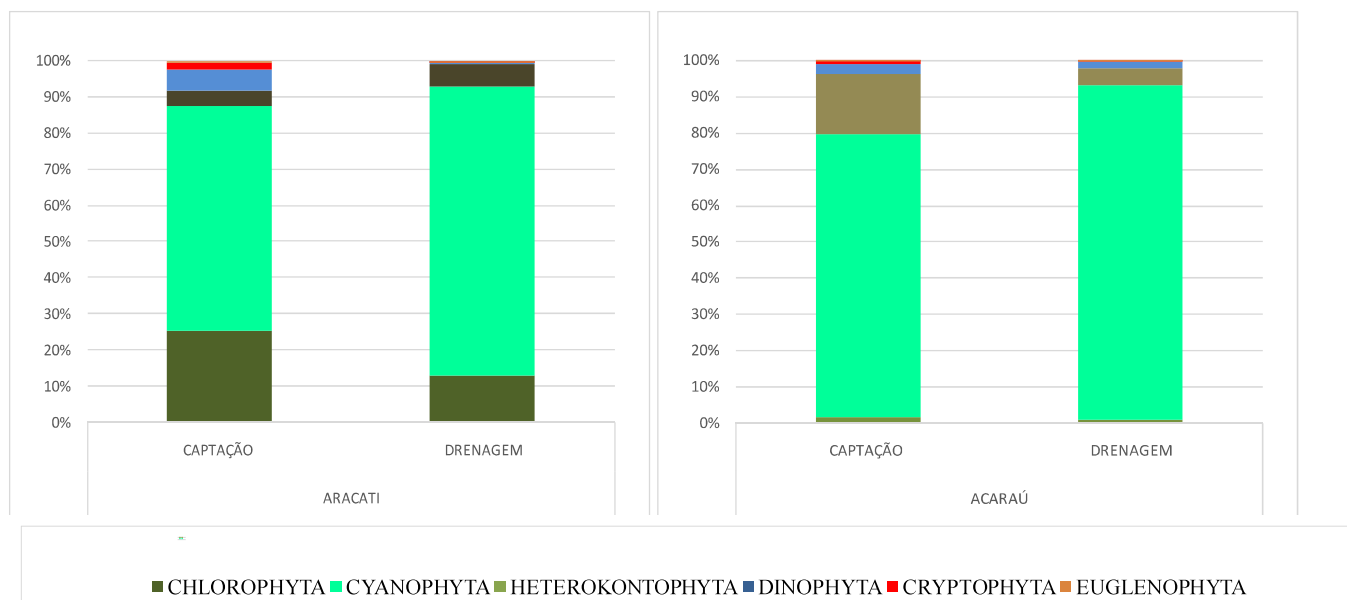
Figura 03 – Abundância relativa dos grupos e densidade fitoplanctônica total das oito fazendas estudadas. Fazendas – A, B, C, D, E, F, G e H.



Fonte: Autor.

Avaliando a abundância total dos grupos em todos os empreendimentos foi possível constatar que as cianobactérias foram mais abundantes no ponto de drenagem das fazendas (FIGURA 04).

Figura 04 – Abundância relativa dos grupos fitoplanctônicos, utilizando os valores médios dos empreendimentos estudados.



Fonte: Autor.

As cianobactérias geralmente estão associadas a ambientes ricos em nutrientes, e por serem organismos potencialmente tóxicos, deve-se ter muita atenção com a proliferação desse grupo (CARVALHO et al., 2013). É bastante comum a abundância desse grupo próximo a descargas de efluentes oriundos da carcinicultura (BAUER et al., 2017).

Algas nocivas como cianobactérias e dinoflagelados podem aumentar a suscetibilidade de alguns invertebrados as infestações bacterianas intensificando os impactos negativos nos animais (LEMONNIER et al. 2016). A associação das cianobactérias com os pontos de drenagem sugere que esses locais estejam mais enriquecidos com nutrientes, quando comparado aos pontos de captação.

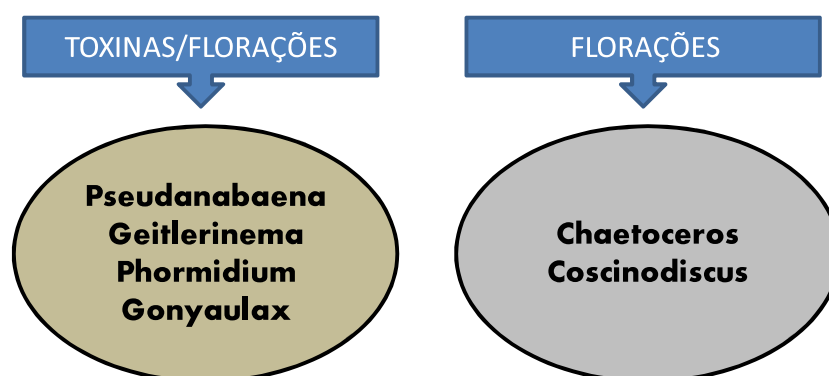
Os organismos que apresentaram as maiores densidades no presente estudo foram as cianobactérias dos gêneros *Geitlerinema*, *Phormidium*, *Pseudanabaena* além de outros da Ordem Chroococcales e da Família Pseudanabaenaceae; as diatomáceas dos gêneros *Chaetoceros*, *Coscinodiscus*, *Thalassiosira* e da Ordem Pennales; a clorofícea *Chlorellae* o dinoflagelado *Gonyaulax*.

Geitlerinema, *Pseudanabaena*, *Pseudanabaenacea* e *Penales* são organismos característicos de ambientes misturados e turvos (ROMO & VILLENA, 2005; VARDAKA et al., 2005; REYNOLDS et al., 2002; PADISÁK et al., 2006); já *Chroococcales* e *Gonyaulax* predominam em sistemas profundos ou rasos, oligotróficos a eutróficos (PADISÁK et al., 2009). Em sistemas eutróficos, ocorre a predominância das diatomáceas *Coscinodiscus* e *Chaetoceros*, bem como, da cianobactéria *Phormidium* (REYNOLDS et al., 2002; BORICS et al., 2007). O gênero *Thalassiosira* predomina em ambientes oligotróficos e com alta transparência, enquanto que a *Chlorella* é característica de sistemas eutróficos a hipereutróficos e misturados (BECKER et al., 2008; DEVERCELLI, 2006; PINTO et al., 2007).

Esses gêneros também podem ser associados ao grupo das algas nocivas, que estão relacionados com eventos de mortalidade de organismos aquáticos e intoxicação humana (GILBERT & PITCHER, 2001). As algas nocivas podem incluir espécies produtores de toxinas, podendo levar a morte os organismos infectados e também como potenciais produtores de grandes biomassas, causando drásticas diminuições de oxigênio e danos mecânicos a peixes e invertebrados (CASTRO & MOSER, 2012).

Os gêneros que foram encontrados em grandes quantidades no presente estudo (FIGURA 05) e estão classificados como algas nocivas são: *Pseudanabaena*, *Geitlerinema*, *Phormidium*, *Gonyaulax* (Toxinas), bem como *Chaetoceros* e *Coscinodiscus* (Florações).

Figura 05 – Gêneros de algas nocivas observados em altas densidades no presente estudo.



Fonte: Autor.

Pseudanabaena é um gênero que possui uma distribuição cosmopolita com espécies produtoras de toxinas como a *P. galeata*, frequentemente encontrada em reservatórios de abastecimentos brasileiros (SANT'ANNA et al., 2007). Além de produzir toxina essa espécie é uma das principais produtoras de 2-metilisoborneol (KAKIMOTO et al., 2014), tal composto confere sabor muito desagradável nas águas para consumo humano em todo o mundo (WESTERHOFF et al., 2005). Segundo Olvera-Ramiéz et al. (2010) *P. tenuis* pode afetar negativamente a comunidade zooplânctônica, pois sua toxina acarreta prejuízos ao desenvolvimento dos organismos.

Geitlerinema possui ampla distribuição, ocorrendo tanto em corpos d'água marinhos (MYERS et al. 2007) quanto continentais (CARVALHO et al., 2007; SANT'ANNA et al. 2007). No Brasil se verifica a ocorrência desse gênero em vários estados, inclusive no Ceará (JARDIM et al. 2007; CARVALHO et al. 2007; JUNIOR et al., 2018). Estudos revelam que esse gênero pode produzir substâncias tóxicas diferentes das cianotoxinas já conhecidas (RANGEL et al., 2013).

Phormidium é um gênero de cianobactéria filamentosa cosmopolita encontrada em diversos habitats como pântanos, riachos, fontes termais e em lagos do Ártico e Antártico (KOMAREK & ANAGNOSTIDIS, 2005). São encontrados em ambientes oligotróficos e eutróficos (WOOD et al., 2012), e florações tóxicas ocorrem em rios de todo o mundo (McALLISTER et al., 2016).

O dinoflagelado *Gonyaulax* é um gênero produtor de cardiotoxinas e citotoxinas conhecidas como iessotoxinas (ALFONSO et al., 2003). A espécie *G. catenatum* é uma das mais conhecidas como produtoras de toxinas e foi registrada pela primeira vez na costa do estado de Santa Catarina, em meados de 1998 (FERRARI, 2001). A medida que os estudos avançam novas espécies vem sendo reportadas como produtoras de toxinas; é o caso da *G. taylorri* que teve recentemente sua primeira confirmação como produtora de iessotoxina (ALVAREZ et al., 2016).

Em águas costeiras Japonesa, florações de *Coscinodiscus walesii* já causaram prejuízos em cultivos de *Porphyra thalli*, pois a espécie consome maior parte dos nutrientes, restringindo o crescimento e afetando a qualidade do produto cultivado (IMAI et al., 2006; NISHIKAWA & YAMAGUCHI, 2008). Essa espécie foi relatada pela primeira vez em águas européias, causando uma extensa floração mucilagínosa no Canal da Mancha (BOALCH & HARBOUR, 1977). As células vivas liberam partículas de exopolímeros formadoras de mucilagem (ARMBRECHT et al., 2014) o que afeta a

pesca no local, acarretando o entupimento e rasgando redes de captura de peixes (BOALCH & HARBOUR, 1977).

O gênero *Chaetoceros* possui em sua morfologia setas que em altas concentrações danificam as brânquias de peixes e organismos filtradores, causando sua morte (FERRARIO et al., 2002). Os impactos negativos relacionados às florações de *Chaetoceros* não são frequentemente relatados (TREASURER et al., 2003), porém *C. convolutus* e *C. concavicornis* já causaram grandes mortalidades em culturas de salmonídeos na Escócia, Chile e Canadá (HALLEGRAEFF et al., 2004).

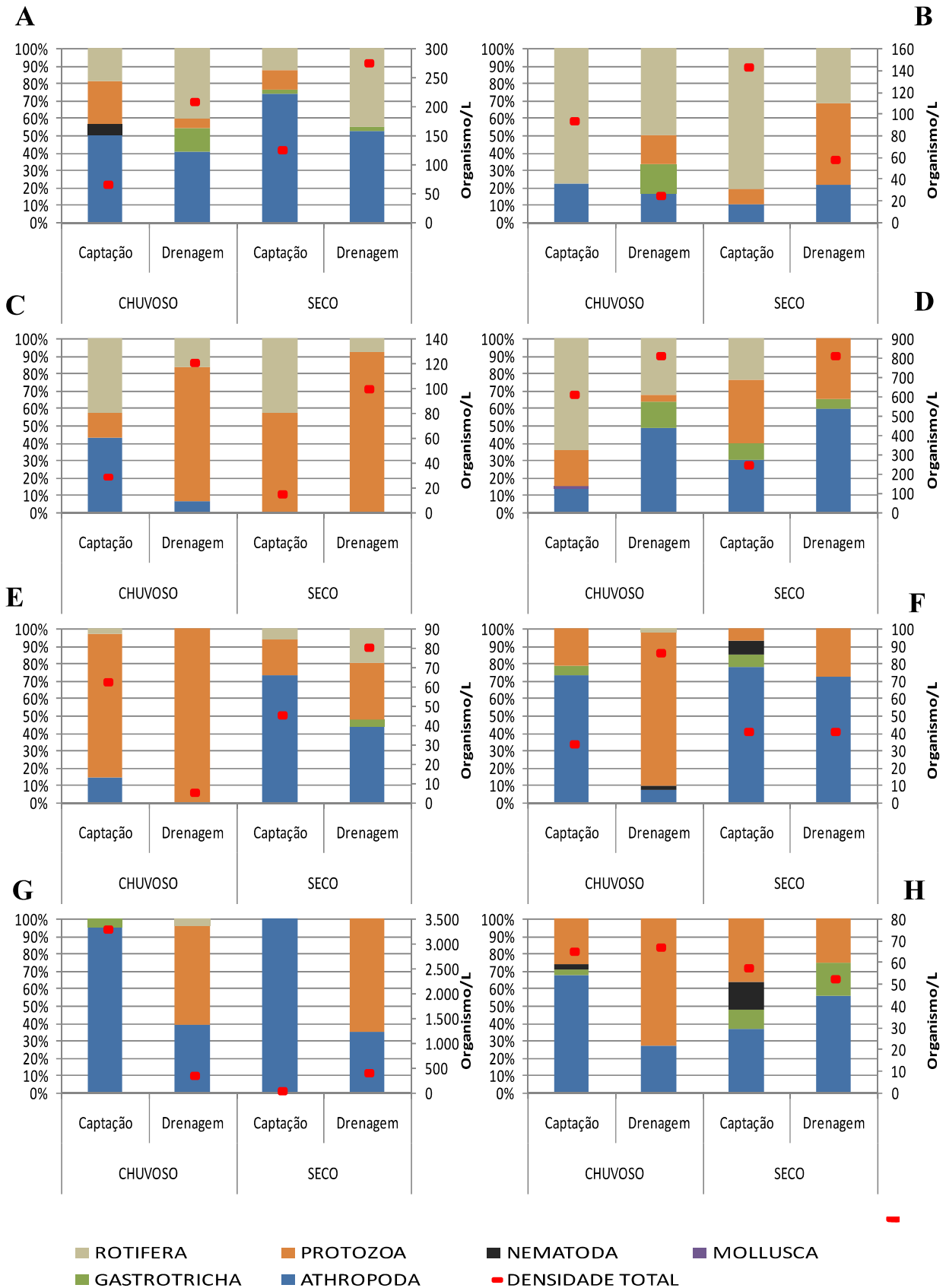
Por tanto, é de suma importância monitorar essas espécies e realizar estudos de toxicidades nesses estuários, já que os táxons observados em grandes quantidades são potencialmente nocivos ao meio.

5.2 Comunidade zooplanctônica.

Com relação à comunidade zooplanctônica dos oito empreendimentos estudados foram inventariados táxons pertencentes a seis filos (Arthropoda, Gastrotricha, Mollusca, Nematoda, Protozoa e Rotifera).

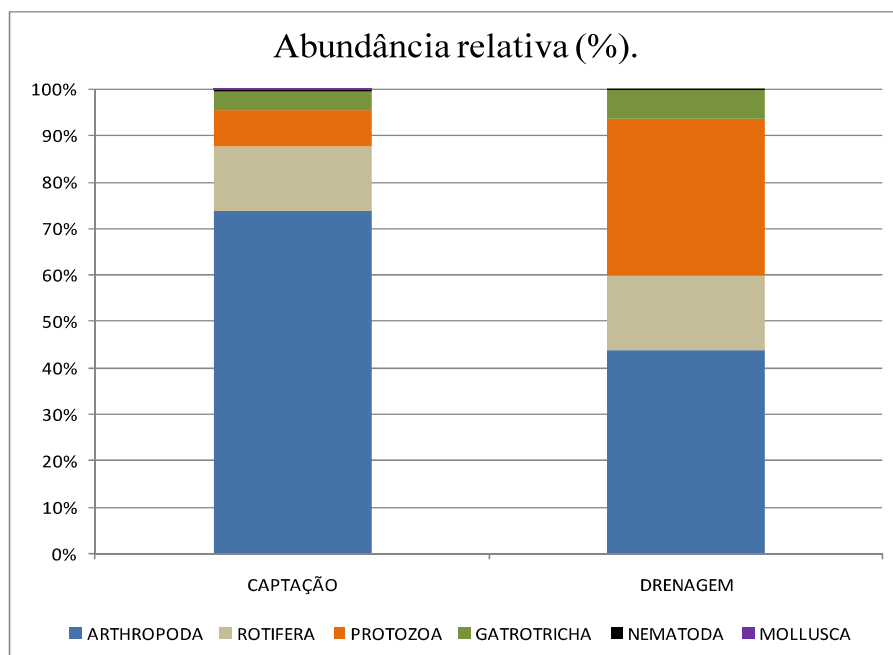
Os artrópodes dominaram (abundância relativa $\geq 70\%$) no período seco e nas Fazendas – A, E e G (captação); e F (captação e drenagem). No período chuvoso foi observado a dominância apenas nas Fazendas – F e G, ambas no ponto de captação. Já os protozoários dominaram (abundância relativa $\geq 70\%$) no período chuvoso e nas fazendas – C, E, F e H (drenagem); B e E (captação). Nos períodos secos houve a dominância nas Fazendas – B (captação) e C (drenagem). E por fim, os rotíferos dominaram apenas na fazenda – B, nos períodos seco e chuvoso, ambos no ponto de captação. (FIGURA 06).

Figura 06 – Abundância relativa dos grupos e densidade zooplantônica total das oito fazendas estudadas. Fazendas – A, B, C, D, E, F, G e H.



Fonte: Autor.

Figura 07 - Abundância relativa dos grupos fitoplanctônicos, utilizando os valores médios dos oito empreendimentos estudados.



Fonte: Autor.

Mudanças na qualidade de água pode vir a alterar a composição da comunidade zooplancônica (PRESTON et al. (2003), por outro lado, o controle da qualidade não acarreta grandes diferenças (BRITO et al. (2017). As comunidades aquáticas podem mudar quali-quantitativamente em resposta a eutrofização, o que pode levar ao desenvolvimento de elevadas densidades de protozoários (BIUDES & CAMARGO, 2006; ARAÚJO & COSTA, 2007). Em 25% das amostras houveram dominância (abundância relativa $\geq 70\%$) dos protozoários, seguido dos artópodes (21,90%) e dos rotíferos (6,30%). Desta forma, é possível verificar que grupos oportunistas como os protozoários, encontram ambiente favorável ao seu desenvolvimento nos sistemas de cultivo de camarões estudados.

Com relação a riqueza de táxons, não se observou diferenças significativas entre os pontos de captação e drenagem (Aracati, $p=0,69$ e Acaraú, $p=0,9057$) e nem entre as estações seca e chuvosa (Aracati, $p=0,69$ e Acaraú, $p=0,06215$). Também não houve diferenças nas densidades entre os pontos de captação e drenagem (Aracati, $p=0,2081$ e Acaraú, $p=0,4149$), bem como nos períodos sazonais estudados (Aracati, $p=0,8246$; Acaraú, $p=0,2897$).

Em regiões semiáridas os organismos zooplancônicos sofrem diversas pressões ambientais, e como repostas, desenvolvem estratégias para se adaptar e

permanecerem no ambiente (BARBOSA et al., 2012). O zooplâncton possui um ciclo de vida mais longo do que o fitoplâncton, assim, respondem mais lentamente as variações ambientais (ESTEVES, 2011). O resultado desse trabalho sugere que este grupo esteja mais adaptado as condições ambientais do que o fitoplâncton, sofrendo menos alterações.

Em regiões onde ocorrem variações sazonais mais acentuadas, frequentemente verifica-se diferenças significativas na abundância, principalmente na escala temporal (SALVADOR & BERSANO, 2017). Essas diferenças não foram observadas no presente trabalho, já que o ano de estudo (2014) foi marcado por chuvas abaixo da média e pouca variação de temperatura (FUNCEME, 2014), na ocasião os períodos sazonais tiveram semelhantes características. A dinâmica populacional de algumas espécies zooplanctônicas podem ser controladas fundamentalmente pela temperatura (ESCRIBANO, 2013), tal parâmetro, tem correlação significativa com a abundância zooplanctônica (PERBICHE-NEVES et al., 2010).

Com relação a composição zooplanctônica do Aracati, observou-se que foi composta principalmente por Arthropoda, Rotifera e Protozoa (93,41% do zooplâncton). Enquanto que a composição do Acaraú foi formada prioritariamente por Athropoda, Protozoa e Gastrotricha (95,50% do zooplancton).

A avaliação da composição zooplanctônica por meio da análise de PERMANOVA, mostrou diferença significativa apenas entre as localidades (Acarati e Acaraú), por outro lado, não se observou diferenças significativas espaciais (captação e drenagem), temporais (chuvoso e seco) e nem espaço-temporal entre as fazendas estudadas (TABELA 05).

Tabela 05 – Resultado da análise de permanova (two way** e one way*) da composição zooplanctônica.

Fator	Aracati		Acaraú	
Espacial (captação x drenagem) **	F= 1,009	$p= 0,39$	F= 2,003	$p= 0,07$
Temporal (chuvoso x seco) **	F=0,402	$p= 0,73$	F=0,675	$p= 0,70$
Espacial x Temporal **	F= 0,185	$p= 0,84$	F= 1,503	$p= 0,23$
Localidade(Aracati x Acaraú) *	F= 6,699	$p= 0,002$	F= 6,699	$p= 0,002$

Fonte: Autor.

Essa diferença significativa entre as duas regiões pode esta relacionada com a distância dos pontos de coleta e a foz dos estuários. Nunes (2010) ressalta que em

regiões mais próximas a desembocadura dos estuários tendem a sofrer mais variações na comunidade planctônica, pois nessas regiões é possível verificar a ocorrência de espécies neríticas, oceânicas e estuarinas.

Os empreendimentos analisados as margens do estuário do Rio Acaraú estão mais próximos a foz (uma média de 3,10 km), sofrendo constante influência das marés, que dispersam espécies costeiras no estuário, fazendo com que ocorram freqüentes variações na composição zooplancônica. Entretanto, as estações de coleta localizadas no estuário do Rio Jaguaribe foram mais distantes da foz (uma média de 28,50 km). Outra particularidade do Jaguaribe, é que a desembocadura forma um único canal, diferentemente da observada no Acaraú (deltaica), tornando assim a mistura de águas costeiras com o rio menos acentuada e acarretando menos variações na composição.

Os ciclopidas e rotíferos foram os organismos observados em maiores densidades nas fazendas tanto do estuário do Rio Jaguaribe quanto do Rio Acaraú. Esses organismos podem indicar o grau de trofia de um determinado corpo hídrico, estando diretamente relacionados com ambientes mais eutróficos e impactados (COELHO-BOTELHO, 2003; MATSUMURA-TUNDISI & SILVA, 1999).

6. CONCLUSÕES

Conclui-se que o uso da água do estuário na carcinicultura pode alterar a estrutura do plâncton em estuários rasos e que estas alterações incluem o aumento de densidade de poucos grupos adaptados a baixa qualidade de água. Entretanto, esta alteração parece ser variável dependendo da localização geográfica, (fisiografia do estuário, da capacidade de suporte do ecossistema,) da distância entre as fazendas e a foz dos estuários, bem como dos impactos cumulativos das fazendas situadas ao longo do estuário.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARMBRECHT, L. H., SMETACEK, V., ASSMY, P., KLAAS, C. Cell death and aggregate formation in the giant diatom *Coscinodiscus wailesii* (Gran & Angst, 1931). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. v. 452 (2014) 31–39, 2014.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 17^aed. Washington, APHA/WEF/AWWA, 1995.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21^aed. Washington, APHA/WEF/AWWA, 1082p. 2005.

ALMEIDA, L.R., COSTA, I.S., ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. Composition and abundance of zooplankton community of an impacted estuarine lagoon in Northeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v. 72, p.13-24, 2012.

AHNEM, M. V.; PEDERSEN, P. B.; DALSGAARD, J. Start-up performance of a woodchip bioreactor operated end-of-pipe at a commercial fish farm - A case study. **Aquacultural Engineering**, v. 74, p. 96-104, 2016.

ÁLVAREZA, G., URIBEA, E., REGUEIROB, J., BLANCOB, J., FRAGAC, S. *Gonyaulax taylorii*, a new yessotoxins-producer dinoflagellate species from Chilean Waters. **Harmful Algae**. v. 58, p. 8-15, 2016.

ALFONSO, A., DE LA ROSA, L., VIEYTES, M.R., YASUMOTO, T., BOTANA, L.M. Yessotoxins, a novel phycotoxin, activates phosphodiesterase activity. Effect of yessotoxin on cAMP levels in human lymphocytes. **Biochem. Pharmacol.**, v. 65, p. 193-208, 2003.

ARAÚJO, M. F. F. & COSTA, I. A. S. Comunidades microbianas (bacterioplâncton e protozooplâncton) em reservatórios do semi-árido brasileiro. **oecol. Bras.** v. 11, p.422-432, 2007.

AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de Cianobactérias: Causas e conseqüências para a Saúde Pública. **Revista Virtual de Medicina**, v. 1, n. 3, 1998.

BATES, S. S., HUBBARDB, A. K., LUNDHOLMD, N., MONTRESORE, M., LEAW, C. P. *Pseudo-nitzschia*, *Nitzschia*, and domoic acid: New research since 2011. **Harmful Algae**. v. 79, p. 3-34, 2018.

BARBOSA, J.E.L.; MEDEIROS, E.S.F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R.S.; CRISPIM, M.C.B.; SILVA, G.H.G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: Limnology and management. **Acta limnologica Brasiliensia**. v. 24, n. 1, p. 103-118, 2012.

BARROSO, S. B.; TAVARES, T. C. L.; SOARES, M. O.; GARCIA, T. M.; ROZENDO, B.; VIEIRA, A. S. C.; VIANA, P. B.; PONTES, T. M.; FERREIRA, T. J.

T.; FILHO, J. P.; SCHETTINI, C. A. F.; SANTAELLA, S. T. Intra-annual variability of phytoplankton biomass and nutrients in a tropical estuary during a severe drought. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, n. 213, p. 283-293, 2018.

BAUER, W.; ABREU, P. C.; POERSCH, L. H. Plankton and water quality variability in an estuary before and after the shrimp farming effluents: possible impacts and regeneration. **BrzilianJournalofOceanography**, v. 65, n. 3, p.495-508, 2017.

BARCELLOSA, D.; QUEIROZ, H. M.; NÓBREGA, G. N.; FILHO, R. L. O.; SANTAELLA, S.T.; OTERO, X.L.; FERREIRA, T.O. Phosphorus enriched effluents increase eutrophication risks for mangrovesystems in northeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**. v. 142, p.58-63, 2019.

BECKER, V., V. L. M. HUSZAR, L. NASELLI-FLORES & J. PADISÁK. Phytoplankton equilibrium phases during thermalstratification in a deep subtropical water supply reservoir. **Freshwater Biology**. v. 53, P.952–963, 2008.

BOALCH, G.T., HARBOUR, D.S. Unusual diatom off coast of south-west England and its effects on fishing. **Nature**. v. 269, p.687–688, 1977.

BORICS, G., G. VÁRBÍRÓ , I. GRIGORSZKY, E. KRASZNAI, S. SZABÓ & K. T. KISS. A new evaluation technique of potamoplanktonfor the assessemnt of the ecological status ofrivers. Large Rivers, 17. **Archiv fur Hydrobiologie Supplement**. v.161, p.465–486, 2007.

BRITO, L. O., SIMÃO, B. R., NETO, J. B. P., CEMIRAMES, G., AZEVEDO, C. M. S. B. Densidade planctônica do policultivo de *litopenaeus vannamei* e *oreochromis niloticus*. **Cienc. anim. bras.** v. 18, p. 1-11, 2017.

BICUDO, C.E.M., MENEZES, M. **Gêneros de águas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições)**. 2 ed. RiMa, São Carlos. Brasil, 502p. 2006.

BIUDES, J. F. V. & CAMARGO, A. F. M. Changes in biomass , chemical composition and nutritive value of pollution in the Intanhaém river basim (SP, Brazil). **Braz. J. boil**. v. 66, p. 781-789, 2006.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. 2002. **A comunidade fitoplanctônica do rio Tibagi: uma abordagem preliminar de sua diversidade**. p. 373-402. In: M.M. Medri; E. Bianchini; O.A. Shibatta & J.A. Pimenta (orgs.). A bacia do rio Tibagi. Londrina, FUEL.

BOURRELLY, P. **LesAlguesD'eauDouce-Initiation à laSystématique. Tome III: LesAlguesBleues Et Rouges**. Éditions M. Boubée& Cie. Paris. 509 p,1985.

BOLTOVSKOY, D. Atlas delzooplanctondelAtlanticoSudooccidental y métodos de conelzooplancton marino. **INIDEP**, Mar del Plata, 936p. 1981.

CARDOSO-MOHEDANO, JG.; BERNARDELLO, R.; SANCHEZ-CABEZA, JA.; PÁEZ-OSUMA, F.; RUIZ-FERNÁNDEZ, AC.; MOLINO-MINERO-RE, E.; CRUZADO, A. Reducingnutrientimpactsfromshrimpeffluents in a subtropical coastallagoon. **Science ofthe Total Environment**, v. 571, p. 388-397, 2016.

CARVALHO, M. C.; AGUJARO, L. F.; PIRES, D. A.; PICOLI, C. **Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais.**47p: CETESB. São Paulo, 2013

CARVALHO, J. M. M. de; PAULA NETO, F. L. de; NASCIMENTO, F. O. T. do; FEITOSA, R. A. **Perspectivas para o desenvolvimento da carcinicultura no nordeste brasileiro.** Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 2005. 132 p. (Série documentos do ETENE, n. 2).

CASTRO, N. O., MOSER, D. A. O. Florações de algas nocivas e seus efeitos ambientais. **Oecologia Australis.** v. 16. p. 235-264. 2012.

COELHO-BOTELHO, M. J. **Dinâmica da Comunidade Zooplanctônica e sua Relação com o Grau de Trofia em Reservatórios.** São Paulo: CETESB. 2003

CETESB. Zooplâncton marinho: métodos qualitativo e quantitativo. **Norma Técnica L5.301,** São Paulo, 2000.

CASÉ, M.; LEÇA, E. E.; LEITÃO, S. N.; SANT'ANNA, E. E.; SCHWAMBORN, R.; JUNIOR, A. T. M. Plankton community as an indicator of water quality in tropical shrimp culture ponds. **Marine Pollution Bulletin,** v. 56, p. 1343-1352, 2008.

DEVERCELLI, M. Phytoplankton of the middle Parana River during an anomalous hydrological period: A morphological and functional approach. **Hydrobiologia** v. 563, p.465–478, 2006.

EDMONDSON, W. T., and WINBERG, G. G (eds:) 1971. **A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters.** I.B.P. Handbook, n.17, 358p, 1971.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826p.

ESCRIBANO, R., HIDALGO, P., VALDÉS, V., FREDERICK, L. Temperature effects on development and reproduction of copepods in the Humboldt Current: the advantage of rapid growth. **J. Plankton Res.** v. 36, p. 104-116, 2014.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. **“The State of World fisheries and Aquaculture”.** 2006.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. **“The State of World fisheries and Aquaculture”.** 2016.

FERRARI, G. **HABs in the Southwestern Atlantic Ocean.** In Zhu, M., Zou, Y., Cheong L., & S. Hall, eds. Proceedings of the Second International Conference on Harmful Algae Management and Mitigation. p. 34-35. IOC UNESCO, Paris, 2001.

FERRARIO, M., SAR, E., SALA, S. **Diatomeas potencialmente toxígenas del cono Sur Americano**. In Floraciones algales nocivas en el Cono Sur Americano (E.A. Sar, M.E. Ferrario, & B. Reguera, eds). Instituto Español de Oceanografía, p. 169-194, 2002.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. **Monitoramento meteorológico**. Disponível em: <<http://www.funceme.br/index.php/areas/23-onitoramento/meteorol%C3%B3gico/406-chuvas-di%C3%A1rias>>. Acesso em: 14 nov. 2018.

FINKEL, Z.V., BEARDALL, J., FLYNN, K.J.; QUIGG, A.; RESS, A. V.; RAVEN, J. A. Phytoplankton in a changing world: cell size and elemental stoichiometry. **Journal of Plankton Research**, v. 32, n. 1, p. 119-137, 2010.

FILHO, J.C. A produção aquícola de 2017. Panorama da Aquicultura. 2018.

GRANADO, D. C. **Variações nictemerais e sazonais na estrutura da comunidade fitoplanctônica num sistema de lagoas de estabilização (Novo Horizonte, SP)**. Escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

GILBERT, P.M. & PITCHER, G. **Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms Science**. Baltimore & Paris: SCOR & IOC, 86p. 2001.

HALLEGRAEFF, G.M. **Harmful algal blooms: a global overview**. In: Hallegraeff, G. M., Anderson, D.M., Cembella, A.D. (Eds.), Manual on Harmful Marine Microalgae. p. 25–50 (Paris, France, ISBN 92-3-103948-2). 2004.

HERBECK, L. S.; UGER, D.; WU, Y.; JENNERJAHN, T. C. Effluent, nutrient and organic matter export from shrimp and fish ponds causing eutrophication in coastal and back-reef waters of NE Hainan, tropical China. **Continental Shelf Research**, v. 57, p. 92-104, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção da Pecuária Municipal**. [Rio de Janeiro], 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/panorama>>. Acesso em: 15 de nov. 2018.

IMAI, I., YAMAGUCHI, M., HORI, Y., 2006. Eutrophication and occurrences of harmful algal blooms in the Seto Inland Sea, Japan. **Plankton Benthos Res.** v.1, p.71–84, 2006.

JARDIM, F. A., CAVALIEREI, S. O., GALLINARI, P. C., VIANNA, L. N. L. Metodologia para a contagem de cianobactérias em Células/ml. Um novo desafio para o analista de laboratório. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 7, p. 109-111, 2002.

JARDIM, F.A., JARDIM, B.F.M., NEIVA, V.M., VALLE, K.R. & MARTINS, A. Adoção de um programa de monitoramento da qualidade da água para avaliação do impacto dos efluentes gerados em uma planta de extração de fosfatos – Araxá – MG. **Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 1-10, 2007.

JUNIOR, A. R., SANTOS, R. H. L., NASCIMENTO, K. J., RANGEL, A. J., CAVALCANTE, F. C., GÓES, M. I. L., LACERDA, S. R. Composição de Cyanobactéria planctônicas em um reservatório de abastecimento público, ceará, Brasil. **Revista desafios**. v. 05, 2018.

KAKIMOTO, M., ISHIKAWA, T., MIYAGI, K., SAIOTO, K., MIYAZAKI, M., ASAEDA, T., YAMAGUCHI, M., UCHIMIYA, H., MAKIKAWAI-YAMADA. Culture temperature affects gene expression and metabolic pathways in the 2-methylisoborneol-producing cyanobacterium *Pseudanabaena galeata*. **Journal of Plant Physiology**. v. 171, p. 292-300, 2014.

KOTAKI, Y., F.F. FURIO, N. LUNDHOLM, T. KATAYAMA, K. KOIKE, V.P. FULGUERAS, F.A. BAJARIAS, Y. TAKATA, K. KOBAYASHI, S. SATO, Y. FUKUYO, M. KODAMA. Production of isodomoic acids A & B as major toxin components of a pennate diatom *Nitzschia navis-varingica*. **Toxicon**. v. 46, p. 946-953, 2005.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota.1**. Teil: Chroococcales. Berlin: Spektrum, Akademische Verlag (Sübwasserflora von Mitteleuropa; Band 19/1), 2000, 548p.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota 2**. Teil: Oscillatoriales. In: B. Büdel, L. Krienitz, G. Gärtner & M. Schagerl (eds). Süßwasserflora von Mitteleuropa 19. Elsevier Spektrum Akademischer Verlag, München, 2005, 759 p.

KOSTE, W. **Rotatoria**: Die Radertieremittleuropas, begründer von Max Voigt Monogononta. Berlin: GebrüderBornetraeger, 673p. 1978.

LACERDA, L. D.; MOLISANI, M. M.; SENA, D.; MAIA, L. P. Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along the Ceará state coast NE Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 141. P. 149-164, 2008.

LANCELOT, C., MUYLAERT, K. Trends in Estuarine Phytoplankton Ecology. **Elsevier**. 2011.

LEMONNIER, H.; LANTOINE, F.; COURTIES, D. G.; NÉZAN, E.; CHOMÉRAT, N.; ESCOUBEYROU, K.; GALINIÉ, C.; BLOCKMANS, B.; LAUGIER, T. Dynamics of phytoplankton communities in eutrophying tropical shrimp ponds affected by vibriosis, **Marine Pollution Bulletin**, v. 110, p. 449-459, 2016.

LI, K.; YIN, J.; TAN, Y.; HUANG, L.; SONG, X. Short-term variation in zooplankton community from Daya Bay with outbreaks of *Penilia avirostris*. **Oceanologia**. v. 56, p. 583-602, 2014.

MATSUMURA-TUNDISI, T. & SILVA, W. M. Crustáceos copépodos planctônicos. In: ISMAEL, D.; VALENTI, W.C.; MATSUMURA-TUDISI, T. et al. (Eds.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo 4**: invertebrados de água doce. São Paulo: Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo. p. 91-100, 1999.

MARSHALL, H.G.; BURCHARDT, L.; LACOUTURE, R. A Review of phytoplankton composition within Chesapeake Bay and its tidal estuaries. **Journal of Plankton Research**, v. 27, n. 11, p. 1083-1102, 2005

MENEZES, M., BRANCO, S., GUIMARÃES, R. R., SOUSA, V. L. M., SOUZA, C. A., SILVA, W. J., DOMINGOS, P., GÔMARA, G. COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DE CIANOBACTÉRIAS E MICROALGAS DO CANAL DO PIRAQUÊ, LAGOA RODRIGO DE FREITAS, SUDESTE DO BRASIL. **Oecologia Australis**. v. 16, p. 421-440, 2012.

MEDEIROS, A. M. A., BARBOSA, J. E. L., MEDEIROS, P. R., ROCHA, R. M. SILVA, L. F. Salinity and freshwater discharge determine rotifer distribution at the Mossoró River Estuary (Semiarid Region of Brazil). **Braz. J. Biol.** v. 70, p. 551-557, 2010.

MCALLISTER, T. G., WOODB, S. A., IAN HAWES. The rise of toxic benthic *Phormidium* proliferations: A review of their taxonomy, distribution, toxin content and factors regulating prevalence and increased severity. **Harmful Algae**. v. 55, p. 282–294, 2016.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA. 2011. **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura** - Brasil - 2011. Brasília.

MYERS, J.L., SEKAR, R. & RICHARDSON, L.L. Molecular detection and ecological significance of the cyanobacterial genera *Geitlerinema* and *Leptolyngbya* in black band disease of corals. **Applied and Environmental Microbiology**. v.73, p. 5173–5182, 2007.

MOLNAR, N.; WELSH, D. T.; MARCHAND, C.; DEBORDE, J.; MEZIANE, T. Impacts of shrimp farm effluent on water quality, benthic metabolism and N-dynamics in a mangrove forest (New Caledonia). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 117, p. 12-21, 2013.

MORAIS, J. O.; LIDRIANA, P.; CAVALCANTE, A. A.; SILVA, R. L. Coastal erosion of Beaches near River Mouths: The Case of the Pontal de Maceió, Ceará, Brazil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 8, n. 2, p. 61-76, 2008.

MOLES, P.; BUNGE, J. **Shrimp farming in Brazil: an industry overview**. Roma: FAO/WWF/NACA, 2002, 26 p.

NASCIMENTO, A. M., PALHETA, G. D. A., SILVA, R. S., SILVA, A. C., MELO, N. F. A. C. Dinâmica nictemeral da assembléia zooplanctônica no estuário do rio Sucuriçu Amapá-Brasil. **Bol. Téc. Cient. Cepnor**, v. 11, p. 9 - 19, 2011.

NCHE-FAMBO, F. A., SCHARLER, U. M., TIROK, K. Resilience of estuarine phytoplankton and their temporal variability along salinity gradients during drought and hypersalinity. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 158, p. 42-53, 2015)

NOGUEIRA, M.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho – São Carlos, SP). Dinâmica das populações planctônicas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 8, p. 149-168, 1996.

NISHIKAWA, T., YAMAGUCHI, M. Effect of temperature on light-limited growth of the harmful diatom *Coscinodiscus wailesii*, a causative organism in the bleaching of aquacultured *Porphyra thalli*. **Harmful Algae**. v. 7, p. 561-566, 2008.

NUNES, A. J. P.; ROCHA, I. D. P. Overview and Latest Developments in Shrimp and Tilapia Aquaculture in Northeast Brazil. **World Aquaculture**, p. 10-17, 2015.

NUNES, R. A. **Composição e estrutura da comunidade zooplanctônica de um estuário tropical (Espírito Santo, Brasil)**. Dissertação (Oceanografia ambiental) – Centro de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 2010.

NYUN PAU, S. S., NASIR, D. M., USUP, G. Screening of toxic marine nitzschia species (bacillariophyceae) in Malaysia. **Jurnal Kelautan**. v. 10, p. 97-102, 2017.

ONBÉ, T. Ctenopoda and Onychopoda (=Cladocera). In: Boltovskoy, D. (Eds.). South Atlantic Zooplankton. Brachyus Publishers, p.797-811, 1999.

OLVERA-RAMÍREZ, R., CENTENO-RAMOS, C., MARTÍNEZ-JERÓNIMO, F. Toxic effects of *Pseudanabaena tenuis* (Cyanobacteria) on the cladocerans *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia*. **Hidrobiológica**. v. 20, p. 203-212, 2010.

OLSEN, L. M., HOLMER, M., OLSEN, Y. **Perspectives of nutrient emission from fish aquaculture in coastal waters: Literature review with evaluated state of knowledge**. The Fishery and Aquaculture Industry Research Fund, 2008. 87 p.

PADISÁK, J., GRIGORSZKY, I., BORICS, G., & SORÓCZKI-PINTÉR, É. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: The assemblage index. **Hydrobiologia**. v. 553, p.1–14, 2006.

PADISÁK, J., CROSSETTI, L. O., NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**. v. 621, p. 1-19, 2009.

PÁEZ-OSUMA, F. Retos y perspectivas de La camaronicultura em la zona costera. **Revista Latinoamericana de recursos naturales**, p. 21-31, 2005.

PRATIWI, N. T. M., WULANDARI, A. D. Y., ISWANTARI, A. Horizontal Distribution of Zooplankton in Tangerang Coastal Waters, Indonesia. **Procedia Environmental Sciences**. v. 33, p.470-477, 2016.

PRESTON, N. P., COMAN, F. E., FRY, V. M. Shrimp pond zooplankton dynamics and the efficiency of sampling effort. **Aquaculture Research**. v. 34, p. 373-381, 2003.

PRATIWI, N.T.M.; ADIWILAGA, E. M.; WULANDARI, D. Y. Spatial distribution of phytoplankton in Bali Strait. **4th International Seminar on Environmental Engineering**, p. 112-125, 2013.

PINTO, M. P., L. ALLENDE & I. O'FARRELL. Influence of freefloating plants on the structure of a natural phytoplankton assemblage: An experimental approach. **Journal of Plankton Research**. v. 29, p. 47–56, 2007.

PERBICHE-NEVES, G., FAVARETO, L. R., NALIATO, D. A. O., SERAFIM-JÚNIOR, M. Similaridade do micro-zooplâncton e relações com variáveis ambientais em um estuário subtropical. **R. bras. Bioci.** v. 8, p.3-8, 2010.

POUSÃO-FERREIRA, P. M. **Manual de cultivo e bioencapsulação da cadeia alimentar para a larvicultura de peixes marinhos**. Lisboa: Ipirar, 235p. 2009.

POTTER, I.C.; CHUWEN, B.M.; HOEKSEMA, S.D.; ELLIOTT, M. The concept of an estuary: A definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 87, p. 497-500, 2010.

QUEIROZ, L. ROSSI, S., MEIRELES, J., COELHO, C. Shrimp aquaculture in the federal state of Ceará, 1970–2012: Trends after mangrove forest privatization in Brazil. **Ocean & Coastal Management**. v. 73, p. 54-62, 2013.

RANGEL, M., BRUNETTI, R. L., GARCIA, A. N., CAMBUI, C. C. N., CONSERVA, G. A. A., ANEVES, A. C., SANT'ANNA, C. L., CARVALHO, L. R. Acute effects of three *Geitlerinema spp.* (Cyanobacteria) extracts administered in mice: symptoms and histopathological aspects. **Phytochem Rev.** v. 12, p. 543-553, 2013.

REYNOLDS, C.S. **Vegetation Processes in the Pelagic: A model for ecosystem theory**. Germany: Ecology Institute, 1997. 371p.

REYNOLDS, C. S., V. HUSZAR, C. KRUK, L. NASELLI-FLORES & S.MELO. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**. v. 24, p. 417–428, 2002.

ROCHA, I. P. Carcinicultura Brasileira: Processos tecnológicos, impactos socioeconômicos, sustentabilidade ambiental, entraves e oportunidades. *Revista ABCC*. 2011.

ROMO, S. & M. J. VILLENA. Phytoplankton strategies and diversity under different nutrient levels and planktivorous fish densities in a shallow Mediterranean lake. **Journal of Plankton Research**. v. 27, p. 1273–1286, 2005.

ROJO, C., ÁLVAREZ-COBELAS, M., BENAVENT-CORAI, J., BARÓN-RODRIGUEZ, M. M., & RODRIGO, M. Trade-offs in plankton species richness arising from drought: insights from long-term data of a National Park wetland (central Spain). **Biodiversity and Conservation**. v. 21, p. 2453–2476, 2012.

ROMERO, O. E. & ARMAND, L. K. **Marine diatoms as indicators of modern changes in oceanographic conditions**. IN SMOL, J. AND STROEMER, E. (Org.),

The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences. Cambridge: Cambridge University Press, p. 373–400. 2010.

ROBINS, P.E., SKOV, M.W., LEWIS, M.J., GIMENEZ, L., DAVIES, A.G., MALHAM, S.K., NEILL, S.P., MCDONALD, J.E., WHITTON, T.A., JACKSON, S.E., JAGO, C.F. Impact of climate change on UK estuaries: A review of past trends and potential projections. **Estuar. Coast Shelf Sci.** v 169, p. 119 – 135, 2016.

RUGGIERO, M. A.; GORDON, D. P.; ORRELL, T. M.; BAILLY, N.; BRUSCA, T. B. R. C.; CAVALIER-SMITH, T.; GUIRY, M. D.; KIRK, P. M. A Higher Level Classification of All Living Organisms. Public Library of Science, 2015.

SALVADOR, B.; BERSANO, J. G. F. Zooplankton variability in the subtropical estuarine system of Paranagua Bay, Brazil, in 2012 and 2013. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 199, p. 1-13, 2017.

SANT'ANNA, C.L., MELCHER, S.S., CARVALHO, M.C., GEMELGO, M.P. & AZEVEDO, M.T.P. Planktic cyanobacteria from Alto Tietê Basin, SP, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica.** v. 30, p. 1-17, 2007.

SALIM, J. Panorama da carcinicultura potiguar: Sua importância e perspectivas de crescimento. **Revista Panorama da Aquicultura.** 2002.

SMIDA, D. B., LUNDHOLM, N., KOOISTRA, W.H.C.F., SAHRAOUI, I., RUGGIERO, M. V., KOTAKI, Y., ELLEGAARD, M., LAMBERT, C., ASMA, H. H. Morphology and molecular phylogeny of *Nitzschia bizertensis* sp. nov.—A new domoic acid-producer. **Harmful Algae.** v. 32, p.49-63, 2014.

SCAVIA, D., FIELD, J.C., BOESCH, D.F., BUDDEMEIER, R.W., BURKETT, V., CAYAN, D.R., FOGARTY, M., HARWELL, M.A., HOWARTH, R.W., MASON, C., REED, D.J., ROYER, T.C., SALLENGER, A.H., TITUS, J.G., 2002. Climate change impacts on U.S. Coastal and Marine Ecosystems. **Estuaries**, v. 25. p. 149-164, 2002

SILVA, N. L., LIRA, S. M. A., SCHWAMBORN, R. Estimativa da biomassa, abundância, densidade e biovolume do zooplâncton estuarino e marinho tropical através de análise de imagem. **Tropical Oceanography.** v. 44, p. 53-65, 2016.

SHIAU, S.Y.; BAI, S. Micronutrientes in shrimp diets. In: BROWDY, C.L.; JORY, D.E. (Eds.). The rising tide, Proceedings of session on sustainable shrimp Farming, Baton Rouge, Louisiana USA, **The World Aquaculture Society**, v.1, cap.12, p.126-132, 2009.

SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS. Governo do estado do Ceará. **Atlas.** Disponível em: <<http://atlas.srh.ce.gov.br/>>. Acesso em: 19 nov. 2018.

SUTHERS, I. M.; RISSIK, D. (Eds.). **Plankton: A guide to their ecology and monitoring for water quality.** Australia: Csiro Publishing, 2009.

TESTA, J.M., KEMP, W.M. Oxygene Dynamics and Biogeochemical Consequences. **Treatise on Estuarine and Coastal Science**, p. 163- 199, 2011.

THOMAS, M. K. & LITCHMAN, E. Effects of temperature and nitrogen availability on the growth of invasive and native cyanobacteria. **Hydrobiologia**. v.763, p. 357–369, 2016.

TREASURER, J.W., HANNAH, F., COX, D. Impact of a phytoplankton bloom on mortalities and feeding response of farmed Atlantic salmon *Salmo salar*, in west Scotland. **Aquaculture**. v.218, p.103–113, 2003.

VAN DE HOEK C, MANN DG, JAHNS HM. **Algae. An introduction to phycology**. Cambridge: Cambridge University, 1995.

VARDAKA, E., M. MOUSTAKA-GOUNI, C. M. COOK & T. LANARAS. Cyanobacterial blooms and water quality in Greekwaterbodies. **Journal of Applied Phycology**. v. 17, p. 391–401, 2005.

WESTERHOFF, P. M., RODRIGUEZ-HERNANDEZ, L. B., OMMERFELD, M. Seasonal occurrence and degradation of 2-methylisoborneol in water supply reservoirs. **Water Res.** v. 39, p. 4899-4912, 2005.

WOOD, S., KUHAJEK, J.M., DE WINTON, M., PHILLIPS, N.R. Species composition and cyanotoxin production in periphyton mats from three lakes of varying trophic status. **FEMS Microbiol. Ecol.** v. 79, p. 312–326, 2012.

WINKLER, G., DODSON, J.J., BERTRAND, N., THIVIERGE, D., VINVENT, W.F. Trophic coupling across the St. Lawrence River estuarine transition zone. **Marine Ecology Progress Series**, v. 251, p. 59-73, 2003.

ZHAI. L.; PLATT. T.; TANG. C.; SATHYENDRANATH. S.; WALNE. A. The response of phytoplankton to climate variability associated with the North Atlantic oscillation. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**. V. 93, p. 159-168, 2013.

ZIADI. B.; DHIB. A.; TURKI. S.; ALEYA. L. Factors driving the seasonal distribution of zooplankton in a eutrophicated Mediterranean Lagoon. **Marine Pollution Bulletin**. v. 97, p. 224-233, 2015.