



# Uso de Biomarcadores geoquímicos como traçadores de efluentes domésticos em cultivo de vieira *Nodipecten nodosus*

## Use of geochemical biomarkers as sewage source tracers in *Nodipecten Nodosus* Scallop cropping

Jéssica de Medeiros Soares<sup>1</sup>  
Antoni Felipe Oliveira de Andrade<sup>1</sup>  
Ricardo O'reilly Vasques<sup>2</sup>  
Bruno Cesar Silva Rocha<sup>1</sup>  
Nívia de Mello Nascimento<sup>1</sup>  
Wilson Thadeu Valle Machado<sup>1</sup>  
Marcelo Corrêa Bernardes<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal Fluminense (UFF)  
Instituto de Química  
Departamento de Geoquímica, ,  
Centro  
Niterói, RJ, Brasil,  
CEP 24020-141

<sup>2</sup> Universidade do Grande Rio  
Rua Jose de Souza Hendy,  
Duque de Caxias, RJ, Brasil,  
CEP 25071-202

\* Autor correspondente:  
marcelobernardes@id.uff.br

### Copyright

This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License.



DOI:10.21715/GB2358-2812.202438003

### RESUMO

As vieiras são organismo amplamente cultivados e utilizados como bioindicadores da qualidade ambiental. As amostras analisadas são provenientes de uma fazenda marinha de Pectinicultura localizada na Ilha Rasa, município de Armação dos Búzios, litoral Norte do Estado do Rio de Janeiro, onde se suspeita haver uma possível contaminação por esgoto proveniente de um canal próximo ao local de cultivo. O nível de contaminação por esgoto foi verificado através da análise do esterol fecal coprostanol, assim como os alcanos foram analisados para caracterizar a origem da composição orgânica. Entre os alcanos, o Índice de Preferência Carbônica (IPC) demonstrou predomínio biogênico com a presença de alcanos de origem terrestre evidenciado pela Razão Terrígeno e Aquático (RTA) sugerindo a entrada de material da lavagem dos solos, principalmente durante o período chuvoso no verão. No inverno, foram observados maiores valores de Mistura Complexa Não Resolvida (MCNR) de origem petrogênica e maior Proporção de alcanos de plantas aquáticas (Paq). Apesar das concentrações do esterol fecal atingir concentrações superiores a  $5 \mu\text{g.g}^{-1}$  a razão diagnóstica  $[5\beta/(5\alpha\text{-ona}+5\beta)]$  classificou o ambiente apenas “sob influência fecal” e a razão  $[5\beta/(5\alpha+5\beta)]$  como sendo “sem contaminação”, provavelmente devido a diluição por massas d’água marinhas.

**Palavras-chave:** Contaminação, Esteróis, N-Alcanos, Vieiras.

### ABSTRACT

Scallops are widely cultivated organisms and used as bioindicators of environmental quality. The samples analyzed come from a Pectiniculture marine farm located on Ilha Rasa, in the municipality of Armação dos Búzios, on the northern coast of the state of Rio de Janeiro, where there is suspected sewage contamination from a nearby canal. The level of sewage contamination was verified through the analysis of the fecal sterol coprostanol, and alkanes were analyzed to characterize the origin of the organic composition. Among the alkanes, the Carbon Preference Index (CPI) demonstrated a biogenic predominance with the presence of alkanes of terrestrial origin, evidenced by the Terrestrial and Aquatic Ratio (TAR), suggesting the input of material from soil runoff, especially during the rainy summer season. In winter, higher values of Unresolved Complex Mixture (UCM) of petrogenic origin and a higher proportion of Aquatic Plant alkanes (Paq) were observed. Although fecal sterol concentrations reached levels higher than  $5 \mu\text{g.g}^{-1}$ , the diagnostic ratio  $[5\beta/(5\alpha\text{-stanol}+5\beta\text{-stanol})]$  classified the environment as only "under fecal influence," and the ratio  $[5\beta/(5\alpha+5\beta)]$  indicated "no contamination," likely due to dilution by marine water masses.

**Keywords:** Contamination, Sterols, N-Alkanes, Scallops.

## 1. INTRODUÇÃO

A introdução de contaminantes no ambiente marinho ocorre por diversas fontes, tais como efluentes industriais, fluxo de embarcações, turismo, deposição atmosférica, aquicultura,

extração de petróleo, derramamentos acidentais de produtos químicos e esgotos domésticos (LEON *et al.*, 2020). De maneira geral, o efeito da introdução de poluentes no ambiente marinho

pode ser variável, observando-se desde danos de ordem econômica até danos graves à saúde humana (SASAKI, 2012).

Uma das principais fontes de contaminação nas costas brasileiras é o lançamento de esgoto doméstico e industrial sem prévio tratamento (WEBER, 1992). Além de causar impactos para a vida marinha, alterando a biodiversidade e o equilíbrio deste ecossistema, estes afluentes introduzem contaminantes, como metais, hidrocarbonetos, fármacos, etc., podendo colocar em risco a saúde humana e dos organismos aquáticos (CAVALCANTE, 2020).

A exploração, refino e transporte de petróleo em ambientes marinhos também contribuem para dispersão de hidrocarbonetos do petróleo no mar, uma vez que estes compostos são alifáticos saturados, ou seja, são compostos apolares ou muito pouco polares, sendo, assim, insolúveis em solventes polares como a água, porém, solúveis em solventes apolares, como o benzeno, e em solventes fracamente polarizados, como o álcool. Por serem hidrofóbicos, estes compostos podem se associar a partículas sólidas, como materiais em suspensão, com consequente deposição no sedimento (LIMA, 2022).

Os moluscos bivalves são os organismos mais utilizados como bioindicadores da qualidade ambiental em diferentes estudos de biomonitoramento da contaminação por esgoto doméstico e de produtos petrogênicos em áreas costeiras. Isto se deve ao seu hábito alimentar filtrador, sendo capaz de concentrar em seus tecidos vários contaminantes presentes na coluna d'água por um processo denominado de

bioacumulação (OLIVEIRA *et al.*, 2022; UC-PERAZA *et al.*, 2021). Dentre os moluscos bivalves utilizados em estudos de biomonitoramento, a Vieira da espécie *Nodipecten nodosus* tem ganhado relevância. Esta espécie é de grande interesse econômico, principalmente nos mercados pesqueiros das regiões Sul e Sudeste do Brasil (SILVA, 2023; SOUZA, 2021). Além disso, é considerada um organismo sentinela, pois possui ampla distribuição geográfica e é suscetível a um grande número de contaminantes, o que faz com que esta espécie seja utilizada em programas de biomonitoramento (BROCARD, 2022).

Uma das formas de avaliar a contaminação por esgoto doméstico e produtos derivados do petróleo nos ecossistemas marinhos é através do uso de biomarcadores geoquímicos, como os esteróis fecais e n-alcanos. Estes compostos possuem características lipofílicas e por este motivo apresentam maior resistência a degradação, sofrendo pouca alteração em sua estrutura durante uma determinada escala de tempo, o que possibilita uma melhor análise e detecção na fase de estudo (COLOMBO *et al.*, 1989; SOBRINHO, *et al.*, 2023).

Neste sentido, temos os seguintes objetivos: (i) avaliar a contaminação em *Nodipecten nodosus* por compostos orgânicos de origem antropogênica, analisando esteróis fecais, n-alcanos e mistura complexa; (ii) investigar as variações sazonais durante os períodos (inverno/verão) e (iii) determinar se as possíveis fontes de matéria orgânica na área de cultivo são de origem autóctone ou alóctone.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se na região da Ilha Rasa, município de Armação dos Búzios (22°44'18"S 41°56'53"W), onde há uma fazenda marinha pertencente à Associação dos Trabalhadores na Aquicultura – ATA (Figura 1), que está aproximadamente 800 metros da linha da praia. Esta associação é comunitária, formada por moradores tradicionais de Búzios, criada em 2010 com o apoio principal da Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Pesca de Búzios e com o auxílio da Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de Janeiro - FIPERJ. As fazendas da ATA

realizam o cultivo de três espécies de bivalves - a Vieira ou coquille (*Nodipecten nodosus*), o mexilhão (*Perna perna*) e a ostra do Pacífico (*Crassostrea gigas*). A associação também trabalha com a captação de ostras nativas (*Crassostrea* sp.), coletadas do Canal da Marina da Rasa (CASTRO, 2014).

O cultivo das Vieiras compreende uma fase inicial de obtenção de sementes, que diferente do mexilhão é feita através da produção em laboratório, em seguida pelo cultivo no mar, onde os organismos passam pelas etapas do viveiro.

Inicialmente, as sementes, com aproximadamente 10 mm de comprimento são cultivadas em *pearl-nets*, ou lanternas japonesas do tipo berçário (Figura 2) com malha de 2 mm. Posteriormente, são repicadas e transferidas para lanternas com malhas de 4 a 8 milímetros, que protegem os indivíduos de escape e predadores até atingir fase

final com o tamanho comercial de 70 mm (VASQUES, 2019).

As lanternas ficam presas em sistema de cultivo do tipo *long-line*. Este sistema constitui-se de duas ou mais cordas paralelas na superfície do mar ou à meia-água, sustentadas por flutuadores acoplados e fixados em cada extremidade por uma âncora de concreto.

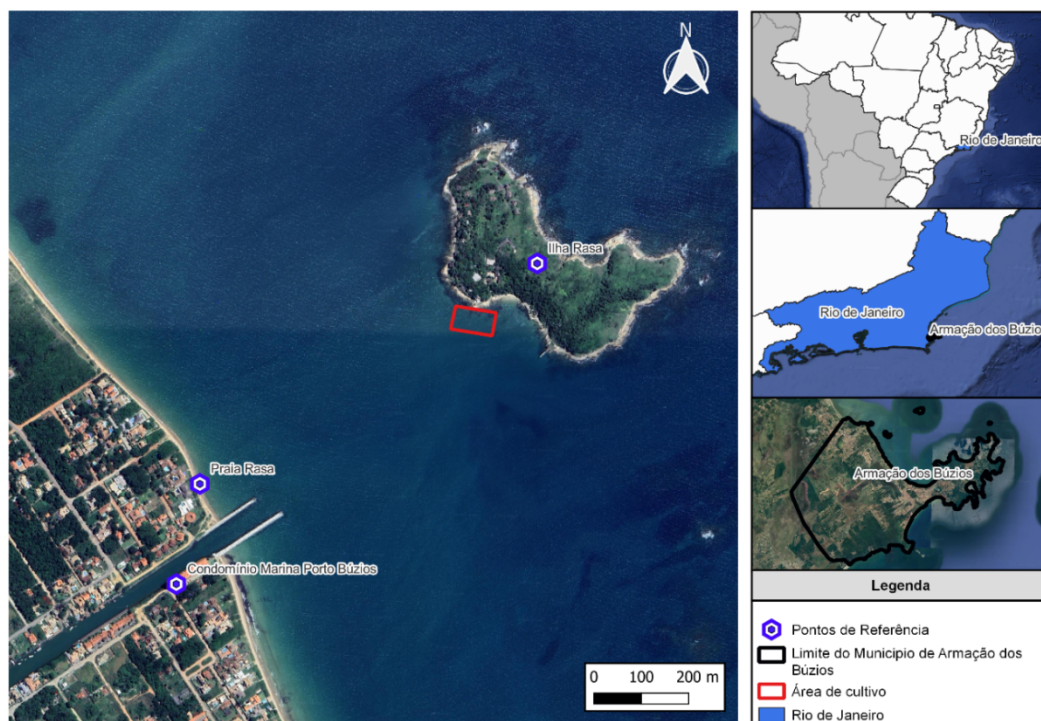


Figura 1: Mapa da área de estudo.



Figura 2: A) Pearl-nets ou “Lanterna Japonesa” do tipo berçário. B) Lanterna de engorda. VASQUES (2019).

## 2.2 AMOSTRAGEM

As amostras foram obtidas nos meses de janeiro e julho de 2015. Nestes períodos, 15 indivíduos de *N. nodosus* foram coletados aleatoriamente nas lanternas de cultivo, limpos da epifauna e colocados em aquários contendo a água do local por 24 horas para depuração do conteúdo estomacal, sendo congelados em seguida. Posteriormente o tecido mole foi retirado da concha e liofilizado por um período de 24 horas. Visando obter uma maior representatividade, foram criadas 3 amostras compostas, contendo 5 indivíduos cada. Este material foi macerado, homogeneizado e armazenado em tubos Falcon identificados com o código da amostra, local e data da coleta.

A absorção e acúmulo de compostos orgânicos em organismos filtradores possuem comportamentos distintos entre seus tecidos (SOUZA, 2021). A quantidade de tecido com material fibroso derivado de músculos adutores e brânquias pode ainda variar em relação ao material mais fino composto pelos órgãos internos como as gônadas, intestino, coração, entre outros, conforme o gênero, estágio de

desenvolvimento e região de coleta (MARENZI *et al.*, 2005; ÁLVAREZ-RUIZ, 2021). Assim, foram consideradas as proporções entre tecidos fibrosos e tecidos lisos. Cada amostra composta foi peneirada para separação e quantificação da massa dos tecidos mais resistentes e fibrosos (músculos-M), retidos na malha de 1,0 mm, e dos menores de 1,0 mm, mais finos e bastante homogêneos (vísceras-V), compostos por tecidos lisos oriundos dos órgãos internos do animal. O percentual dos tecidos fibrosos (músculo) e lisos (vísceras) em relação a massa total foi obtido, sendo individualmente encaminhadas para as análises orgânicas de *n*-alcanos e esteróis ( $n=24$ ). Primeiramente, os resultados foram obtidos em  $\mu\text{g}$  do composto, normalizado para 1 grama de subamostra (frações músculos-M e vísceras-V). Em seguida foram calculadas as concentrações em relação ao peso total da amostra, considerando o percentual das frações. Dessa forma, foram obtidas as concentrações (Equação 1) de *n*-alcanos e esteróis presentes na massa total de amostra composta por 5 indivíduos cada, conforme os cálculos abaixo:

$$\text{Peso Total} = \text{Peso de Músculo (M)} + \text{Peso de Vísceras (V)}$$

$$\frac{\text{Peso de Músculo}}{\text{Peso Total}} \times 100 = \% \text{Músculo}$$

$$\frac{\text{Peso de Pó}}{\text{Peso Total}} \times 100 = \%Pó$$

$$[ ] \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}(\text{amostra composta}) = \frac{([ ] \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}V \times \%V) + ([ ] \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}M \times \%M)}{100} \quad \text{Equação 1}$$

### 2.3 ANÁLISES DE ESTERÓIS E n-ALCANOS

A metodologia de extração de alcanos e esteróis foi baseada em Copeman e Parrish (2004) e adaptado de acordo com os protocolos Wakeham e Lee (1988) e EPA 3540C (EPA, 1996). Pesou-se 0,5 g das frações (M) e (V) de cada amostra composta por 5 indivíduos. Em seguida adicionou-se 7 mL de diclorometano que foi agitado durante 2 minutos no vórtex (Marconi MA-162) e levados ao banho de ultrassom (Unique USC80A) por 15 minutos à 40 °C. Posteriormente foram centrifugadas a 2,000 rpm por 5 minutos (FANEM- Excelsa II 206BL) e os sobrenadantes levados aos balões de rotoevaporador. Foram repetidos os mesmos procedimentos com os solventes diclorometano:metanol (1:1) e metanol, reunindo os três volumes de cada solvente e rotoevaporadas (Marconi MA-120) em uma temperatura de aproximadamente 40° C até restar somente o extrato seco. Os extratos foram re-eluídos com 2 ml de hexano, e transferidos para vials de 4 mL constituindo-se o total de lipídios extraídos (TLE). Por fim, as amostras foram secas com nitrogênio (N<sub>2</sub>) e congeladas. Para o fracionamento foram utilizadas colunas de cromatografia líquida adaptada do método EPA-8270E (EPA, 2018) em pipetas de pauster previamente calcinadas por 4 h a 450 °C e preenchidas com 4 g de sílica Merck (mesh 0,063-0,100mm), ativada à 120 °C por 1 dia, desativada com 5 % de H<sub>2</sub>O destilada e preenchida com n-hexane. Para obtenção dos compostos de interesse 1 mL da amostra em n-hexano foi adicionada a coluna e em seguida 2 mL de n-hexano foi eluído para obtenção da F1 relativa aos n-alcanos, seguido da adição de 3 mL de n-hexano: diclorometano (F2) e 3 mL de diclorometano:acetato de etila para obtenção da F3, relativa aos esteróis. Após obtermos as duas frações de interesse (F1 e F3), ambas foram secas sob o fluxo de N<sub>2</sub>, sendo armazenadas a -2 °C até as análises. Na F3 foi realizada a derivatização com N,O-Bis

(trimethylsilyl) trifluoroacetamide with trimethylchlorosilane (BSTFA/TMCS 9:1) adaptada a metodologia descrita por Wisniewski *et al.* (2016), onde as amostras secas foram re-eluídas com 100 µL de BSTFA/TMCS e levadas ao forno durante 2 horas à 80 °C. Logo após, o volume restante foi seco em N<sub>2</sub> e re-eluído com 200 µL de hexano.

As análises de hidrocarbonetos alifáticos (F1) e esteróis (F3) foram realizadas em cromatografia a gás acoplada a detector de chama ionizante (GC-FID Agilent 6890) seguindo o protocolo baseado no método EPA-8015C (EPA, 2007). A caracterização dos constituintes foi realizada em uma coluna capilar DB-5MS (5% fenil-metilpolisiloxano), 30 m × 0,25 mm d.i. com espessura de filme de 0,25 µm (Agilent J&W, Palo Alto, CA, EUA). Cada fração (F1 e F3) foi eluída com 200µL de hexano antes da injeção de GC-FID. Os picos foram quantificados através do software Cerity – QAQC da empresa Agilent Technologies. A cada 5 amostras foi realizado um branco.

Os padrões de recuperação foram preparados utilizando 2 mg de tetracosano (*n*-24D50) para a fração dos *n*-alcanos (F1) e 2 mg de 5α-androstanol para a fração dos esteróis (F3), ambos foram diluídos em 10 mL de hexano, tendo sua concentração final de 200 µg/mL, sendo adicionado nas amostras o volume de 100 µL. A recuperação das amostras de *n*-alcanos e esteróis foram calculados a partir das áreas individuais dos padrões comerciais adicionados nas amostras. A recuperação média das frações F1 e F3 foram 22,92 ± 2,85% e 8,16 ± 5,90%, respectivamente. Os brancos foram tratados do mesmo modo que as amostras, contendo apenas os reagentes e os padrões de recuperação para assegurar que não houve contaminação durante todas as etapas realizadas no laboratório e não foram descontados das amostras. A recuperação média das frações F1 e F3 dos brancos foram 18,26 ± 1,12% e 2,01 ±



0,47%, respectivamente. A identificação dos compostos foi realizada em comparação aos padrões comerciais *n*-alcanos e esteróis em soluções de 50 µg/mL e confirmados em Cromatógrafo Gasoso com Detector de Chama Ionizante (GC-DIC - 6890). Os *n*-alcanos e esteróis foram quantificados através de soluções com diferentes concentrações do padrão comercial 5 $\alpha$ -cholestane. O limite de quanti-

ficação foi calculado tendo como base a concentração do primeiro ponto da curva de calibração de cada composto e a massa média de tecido extraída (CARREIRA *et al.*, 2008), sendo de 0,356 µg.g<sup>-1</sup> para compostos individuais de *n*-alcanos e 0,312 µg.g<sup>-1</sup> para esteróis. Todas as amostras ficaram acima do limite de quantificação.

## 2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Foi realizado o teste não-paramétrico de Mann-Whitney para se verificar as diferenças relacionadas às variações sazonais (verão/inverno) das amostras. Utilizou-se o programa estatístico SPSS 20.0. Para a análise da distribuição das amostras e sua relação com os

compostos analisados na região de coleta das vieiras e nos dois períodos sazonais, os dados foram normalizados e submetidos à análise de componentes principais (ACP) através do programa STATÍSTICA 7.0. O nível de significância foi de 95% (p<0,05).

## 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

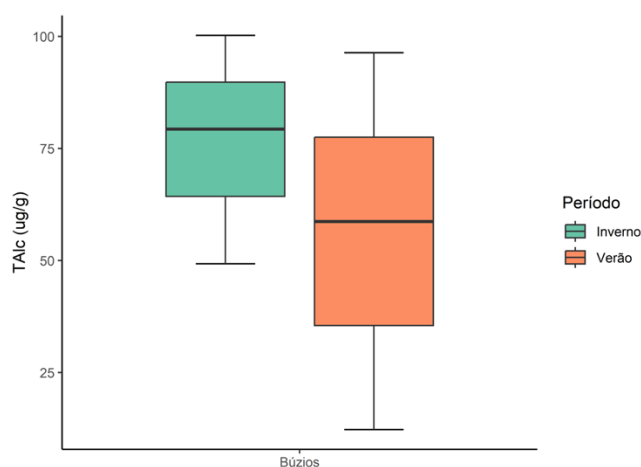
Os resultados de *n*-alcanos e esteróis serão descritos em seus valores totais, seguido pelos

seus compostos individuais e razões diagnósticas, durante os períodos de verão e inverno.

### 3.1 DISTRIBUIÇÃO DE *n*-ALCANOS E COMPOSTOS INDIVIDUAIS

Nas amostras de vieiras *Nodipecten nodosus* coletadas na fazenda de maricultura foram identificados os alcanos de *n*-C12 ao *n*-C40. As concentrações do total de *n*-alcanos (TAlc) estão representados na tabela 1 e na figura 3. No verão, verificou -se TAlc com valores

médios de 55,8 ± 42,12 µg.g<sup>-1</sup>, enquanto no inverno os valores foram de 76,3 ± 25,63 µg.g<sup>-1</sup>. Comparando os valores de TAlc nos dois períodos, verificou-se as maiores concentrações no inverno.



**Figura 3** - Variação da concentração (µg.g<sup>-1</sup>) de *n*-alcanos totais (TAlc) em vieiras *N. nodosus* coletados durante o período de verão e inverno na região de Ilha Rasa, Armação dos Búzios - RJ.

**Tabela 1** - Concentração do total de n-alcenos ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), Mistura Complexa Não Resolvida (MCNR;  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), Total cadeia curta ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), total cadeia longa ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), razões diagnósticas de n-alcenos (IPC, RTA, Paq), esteróis individuais ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) e razões diagnósticas dos esteróis em vieiras *Nodipecten nodosus*, durante o período verão e inverno.

Período	Verão	Inverno
Total cadeia curta	2,6 ± 2,0	3,7 ± 1,0
Total cadeia longa	47,5 ± 37,7	63,9 ± 26,7
MCNR	136,6 ± 121,4	326,7 ± 149,9
TAlc	55,8 ± 42,12	76,3 ± 25,63
IPC	1,01 ± 0,47	1,28 ± 0,07
RTA	1,5 ± 3,05	1,6 ± 0,55
Paq	0,4 ± 0,13	0,6 ± 0,20
Coprostanol	12,4 ± 5,4	7,5 ± 3,0
Colesterol	516,6 ± 85,4	306,9 ± 46,1
Colestanol	40,0 ± 7,5	35,8 ± 31,0
Colestanona	11,4 ± 2,4	4,5 ± 3,3
Ergosterol	101,2 ± 28,5	53,9 ± 11,9
Campesterol	142,1 ± 25,5	63,7 ± 10,9
Estigmasterol	62,9 ± 13,3	37,4 ± 9,8
Estigmastanol	22,6 ± 10,3	5,8 ± 4,2
$\beta$ -Sitosterol	89,5 ± 15,0	60,9 ± 16,5
$\beta$ -Sitostanol	27,6 ± 3,9	16,3 ± 4,2
Esteróis totais	1026,3 ± 181,6	592,7 ± 121,9
5 $\beta$ /(5 $\alpha$ -ona+5 $\beta$ )	0,52 ± 0,10	0,62 ± 0,24
5 $\beta$ /(5 $\alpha$ +5 $\beta$ )	0,24 ± 0,11	0,17 ± 0,07

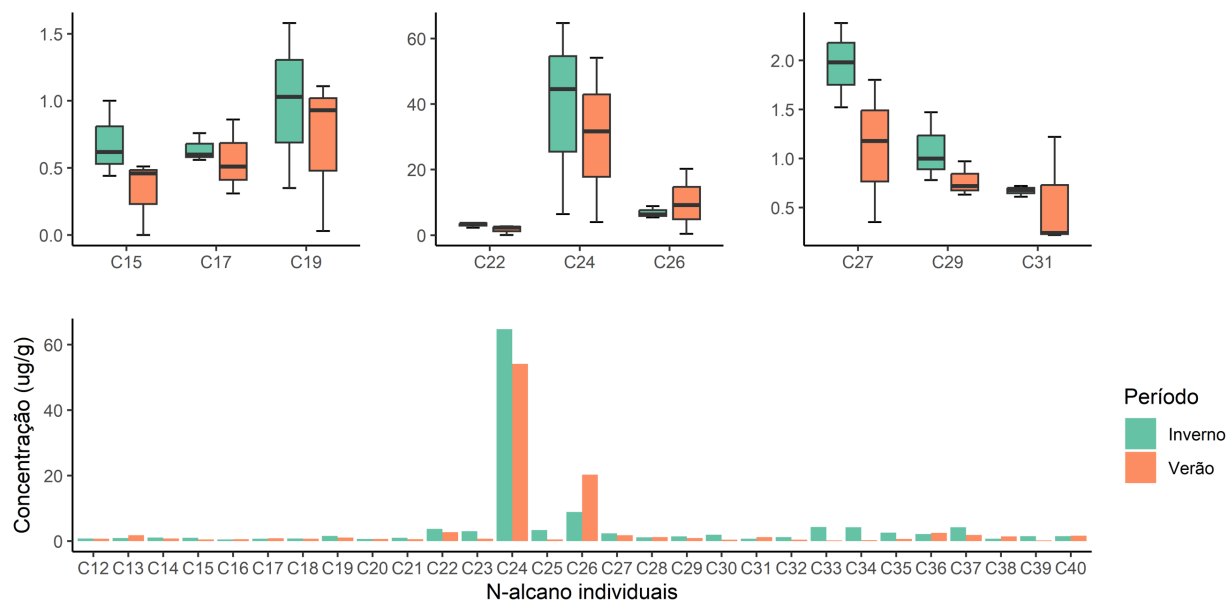
As concentrações de TAlc tem sido comumente reportado na literatura para avaliação de impactos antrópicos nas zonas costeiras, tanto em matrizes ambientais como água e sedimentos, quanto em organismos bioindicadores de poluição (EL NEMR, 2012; DARILMAZ, 2017; HASSAAN, et al., 2023). De modo geral, não existe ainda um limite fixo de TAlc reportado na literatura para organismos aquáticos, como as vieiras *nodipecten nodosus*, e que determine o que seria o valor elevado. Sendo assim, os valores de TAlc são sempre comparados com outros trabalhos e com razões diagnósticas, tais como MCNR/TAlc e IPC que ajudam a identificar se os altos valores de TAlc estão associados à compostos de origem biogênica ou petrogênica nos tecidos dos animais (ANDRADE, 2020).

É importante mencionar que o litoral da Praia Rasa, em Armação dos Búzios, não recebe contribuições de um rio, mas sim de um canal construído para melhorar o acesso à região continental do balneário e abriga domicílios de uso ocasional que podem contribuir de forma significativa para o aumento nas concentrações de n-alcenos totais nesta área (SOARES, 2015).

A disposição de n-alcenos individuais concede

indícios das fontes de hidrocarbonetos para o ambiente, seja terrestre, marinho ou antrópico (ANDRADE, 2020). Os n-alcenos de cadeia longa ímpares, entre o n-C23 e n-C33, são característicos de hidrocarbonetos biogênicos de origem terrestre, derivados de ceras cuticulares de plantas superiores, com predomínio dos alcanos n-C27, n-C29 e n-C31 (VOLKMAN *et al.*, 1998; TIBBETTS *et al.*, 1982). Já os hidrocarbonetos de cadeias curtas, entre n-C15 e n-C21, com máximos nos n-C15 e n-C17 são originários de microrganismo, entre eles as algas e bactérias do plâncton (YOUNGBLOOD *et al.*, 1971). Contudo, hidrocarbonetos antropogênicos, oriundos de combustíveis fósseis, não apresentam predominância nos números de átomos de carbono (VOLKMAN *et al.*, 1992). Segundo Carro *et al.* (2006), ambientes com prevalência de n-alcenos n-C14, n-C16, n-C18, n-C20 e os isoprenóides são característicos de influência petrogênica.

As concentrações de n-alcenos individuais (n-C12 ao n-C40) no verão variaram entre 2,6  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  a 47,5  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  e no inverno entre 3,7  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  a 63,9  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , em ambos os períodos com predomínio dos carbonos n-C22, n-C24 e n-C26 (Figura 4).



**Figura 4:** Concentração de n-alcenos individuais em vieiras *Nodipecten nodosus* coletados durante o período de verão e inverno na região de Ilha Rasa.

Ao analisar os n-alcenos predominantes (n-C22, n-C24 e n-C26) durante os períodos, verificou-se maior concentração no inverno dos alcenos n-C22 e n-C24 (Figura 4). Assim, a presença de pares de cadeia longa parece ser proveniente de organismos bentônicos, pois a presença de um único carbono par não justificaria ser de origem petrogênica. Porém, a presença de carbonos pares, possivelmente provenientes de compostos petrogênicos, somam-se ao carbono máximo par dos organismos, de modo a intensificá-los, ocorrendo assim maior concentração destes compostos em animais expostos a ambientes contaminados por produtos petrogênicos (ANDRADE, 2020).

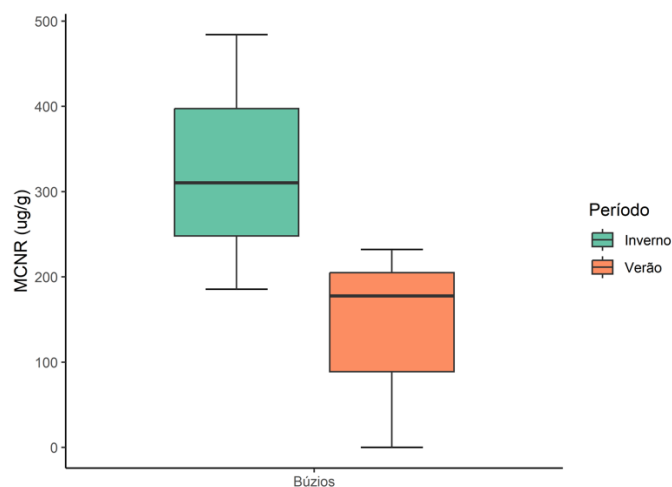
Andrade (2020), ao avaliar n-alcenos em mexilhão *Perna perna* na região de Armação dos Búzios, descreveu predomínio em n-C24, n-C26 e n-C22 no verão e de compostos pares de cadeia longa n-C24 e n-C26 no inverno, além disso, através do cálculo de IPC, foi confirmado uma

forte influência por derivados do petróleo no mesmo período e região.

De forma a confirmar a presença de contaminação por produtos petrogênicos através de análise dos n-alcenos individuais nas vieiras *Nodipecten nodosus*, os valores foram submetidos à análise do Índice Preferencial de Carbono (IPC). Outro parâmetro utilizado para avaliar a presença de petróleo degradado em amostras ambientais é a Mistura Complexa Não Resolvida (MCNR) (RAMADAS *et al.*, 2021). A MCNR é caracterizada pela elevação da linha de base dos cromatogramas da fração de alifáticos devido à presença de compostos ramificados e cíclicos (CARREIRA, 2008; ALMEIDA, *et al.*, 2022).

A mistura complexa não resolvida (MCNR) foi detectada em 75% das amostras, com concentração média de  $136,6 \pm 121,4 \mu\text{g.g}^{-1}$  no verão e  $326,7 \pm 149,9 \mu\text{g.g}^{-1}$  no inverno (Tabela 1 e Figura 5), sendo sua distribuição na faixa entre n-C32 e n-C40.





**Figura 5** - Variação da concentração ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) de mistura complexa não resolvida (MCNR) em vieiras *Nodipecten nodosus* coletados durante o período de verão e inverno.

Segundo Lopes (2009), ao avaliar mexilhões da espécie *M.gallopvionalis* na costa sul de Portugal descreveu que em locais onde a MCNR de uma matriz ambiental for menor que  $10 \mu\text{g.g}^{-1}$ , está relacionada com a degradação da Matéria Orgânica (M.O.) por bactérias e, portanto, o ambiente não se encontra impactado por insumos petrogênicos. Enquanto, Taniguchi (2001), ao avaliar mexilhões na região de Macaé, verificou-se valores de MCNR em torno de  $94,49 \mu\text{g.g}^{-1}$ , caracterizando uma região contaminada por derivados do petróleo. Reid e Budge (2015), relataram a presença de hidrocarbonetos de petróleo intemperizados como MCNR ( $523 \text{mg.g}^{-1}$ ) em suplementos de óleo de peixe de salmão refinados e vendidos nos Estados Unidos e no Canadá. MCNR compreendendo quase todos os hidrocarbonetos tóxicos totais, em concentrações superiores a  $7.000 \text{mg.g}^{-1}$  de peso seco, foram relatados em algumas amostras mexilhões contaminados com óleo (PETERSEN *et al.*, 2017).

Estudos recentes alertam para a ecotoxicidade de MCNR na biota aquática especialmente em organismos filtradores e apontam estratégias de remediação para ambientes contaminados por

MCNR (RAMADASS, *et al.*, 2021). De acordo com Melbye *et al.* (2009), a fração de petróleo rica em MCNR hidrocarbonetos são responsáveis por uma grande parte da toxicidade do petróleo bruto devido aos seguintes efeitos na biota: (i) toxicidade aguda levando à desintegração da membrana, (ii) efeitos adversos no sistema nervoso central e periférico, (iii) redução da atividade metabólica a nível celular, (iv) deformidades cardíacas através do CYP1A (indução da família 1 do citocromo P450, subfamília A), e (v) dano ao DNA pelo desenrolamento das fitas. Petersen *et al.* (2017) relataram múltiplos modos de ação tóxica (MoA) em hepatócitos primários de truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) expostos a MCNR.

Os valores encontrados neste trabalho foram superiores a  $100 \mu\text{g.g}^{-1}$ , caracterizando contaminação por derivados petrogênicos, com alta destes compostos no período do inverno. Logo, levando em consideração que existe um canal central que dá acesso a uma marina, podemos sugerir que esta seja a principal contribuinte destes compostos para a região de cultivo.

### 3.2 RAZÕES DIAGNÓSTICAS DE n-ALCANOS

Tendo em vista a necessidade de um resultado mais preciso e poucos trabalhos descritos na literatura, foi empregado as seguintes razões diagnósticas a fim de avaliar a presença de

hidrocarbonetos do petróleo na área costeira estudada: Índice de Preferência de Carbono (IPC), Razão Terrestre e Aquático (RTA) e Índice Proporção de Plantas Aquática (Paq).

O valor do Índice de Preferência de Carbono (IPC) depende do intervalo de número de átomos de carbono considerado e contribui para identificar a origem de materiais biogênicos e antropogênicos em tecidos de animais marinhos (AHMED *et al.*, 2019). Deste modo, valores desta razão menor ou igual a 1 são indicativos de influência petrogênica, enquanto que valores maiores que 1 são provenientes de fontes biogênicas (LOPES *et al.*, 2012).

Neste trabalho, o valor do índice de preferência de carbono foi menor nos dois períodos analisados, com valores entre 0,17 e 0,29 indicando assim contribuição petrogênica. No entanto, os altos valores dos n-alcenos individuais pares (n-C24 e n-C26) contribuíram para que os valores das razões ficassem abaixo de um (<1) podendo alterar o resultado desta razão. Deste modo, foi realizado novamente o cálculo de IPC retirando os C máximos e os valores ficaram acima de um, com valores entre  $1,01 \pm 0,47$  e  $1,28 \pm 0,07$  (Tabela 1 e Figura 6) em todos os períodos. Portanto, provenientes de fontes biogênicas (IPC>1).

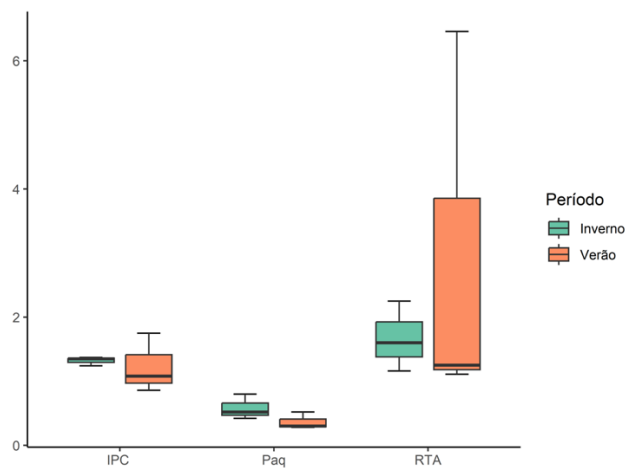
O índice Proporção de Plantas Aquáticas (Paq) é uma ótima ferramenta para distinção entre as contribuições de plantas de origem aquáticas e terrestres, pois relaciona a proporção relativa de hidrocarbonetos derivados de macrófitas não emergentes (submersas) e emergentes (flutuantes) (n-C23 e n-C25) e plantas terrestres (n-C29 e n-C31) (FICKEN *et al.*, 2000). Sendo assim, valores desta razão menores que 0,1 indicam n-alcenos de ceras provenientes de plantas

terrestres, enquanto os valores de Paq na faixa de 0,1 a 0,4 pertencem a n-alcenos de macrófitas emergentes e entre 0,4 e 1 macrófitas submersas e/ou flutuantes (FICKEN *et al.*, 2000).

Os valores de Paq encontrados neste trabalho variaram de 0,4 no verão a 0,6 no inverno, indicando a presença de n-alcenos de macrófitas submersas ou flutuantes (Figura 6). Andrade (2020), ao avaliar o índice Proporção de Plantas Aquáticas em mexilhão *Perna perna* na região de Búzios, os valores encontrados variaram de 0,58 a 0,88 e indicaram a presença de macrófitas submersas e/ou flutuantes, portanto colaborando com os resultados obtidos neste trabalho.

A Razão Terrestre e Aquático (RTA) relaciona a proporção dos n-alcenos de origem terrestre (n-C27, n-C29 e n-C31) e marinha (n-C15, n-C17 e n-C19). Esta razão foi utilizada para avaliar se a matéria orgânica é de origem terrestre (RTA>1) ou se está associado à predominância de n-alcenos de baixo peso molecular derivados de fontes aquáticas (RTA<1), como o fitoplâncton (BOURBONNIERE *et al.*, 1996; JAFFÉ *et al.*, 2001).

Os valores da RTA tanto no verão ( $1,5 \pm 3,05$ ) quanto no inverno ( $1,6 \pm 0,55$ ) foram acima de um, caracterizando uma maior contribuição de compostos de fonte terrestre (alóctone) (SANTANA, *et al.*, 2023). Assim, a RTA indica que as vieiras presentes na área de cultivo em Ilha Rasa apresentam contribuição de n-alcenos de cadeia longa, sendo um forte indicativo da entrada de fontes terrestre de matéria orgânica (Figura 6).



**Figura 6** - Índice Preferencial de Carbono (IPC) sem os n-alcenos individuais n-C24 e n-C26, valor do índice Proporção de Plantas Aquáticas (Paq), em  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , e a Razão Terrestre e Aquático (RTA).

### 3.3 DISTRIBUIÇÃO DOS ESTERÓIS

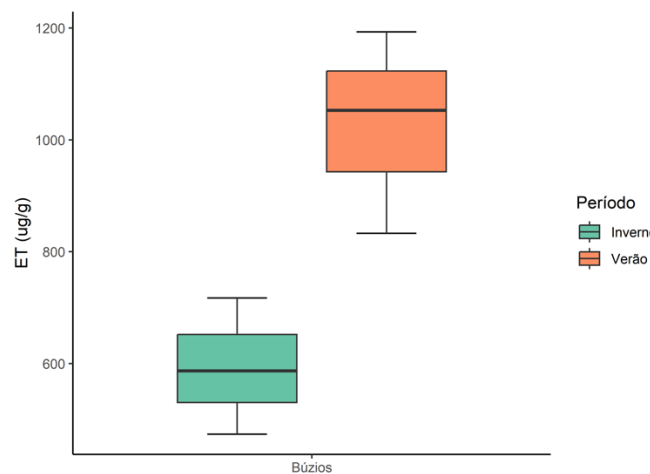
Os Esteróis Totais (ET) consideram os compostos: coprostanol, colesterol, colestanol, colestanona, ergosterol, campesterol, estigmasterol, estigmastanol, sitosterol e sitostanol (Figura 7).

A concentração média de ET nas vieiras durante o verão em Búzios foi de  $1026,3 \pm 181,60 \mu\text{g.g}^{-1}$ , enquanto que no inverno apresentou concentração de  $592,7 \pm 121,93 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Figura 7). Os valores encontrados neste trabalho foram relativamente altos ( $> 500 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) em ambos períodos, com as maiores concentrações no verão. Parisenti (2006) encontrou valores de esteróis totais nas ostras, da espécie *Crassostrea gigas*, que variaram de  $840 \mu\text{g.g}^{-1}$  no verão a  $2.710 \mu\text{g.g}^{-1}$  na primavera. Segundo o autor a diferença está relacionada ao período de desova dos animais que ocorre durante o verão. Segundo Abad (1995), há uma diminuição dos ésteres de esteróis após a desova, devido provavelmente a incorporação dos esteróis nos gametas, ou seja, estima-se que a menor quantidade de esteróis das ostras coletadas no verão em relação às da primavera seja devido à desova. Panayotova, *et al.*, 2021, ao analisar variações mensais de esteróis totais em mexilhões da espécie *Mytilus galloprovincialis*, ao longo da costa búlgara do Mar Negro, relatou aumentou significativo de esteróis no período compreendido entre primavera e o outono, sendo o afloramento do plâncton no início do outono o principal contribuinte.

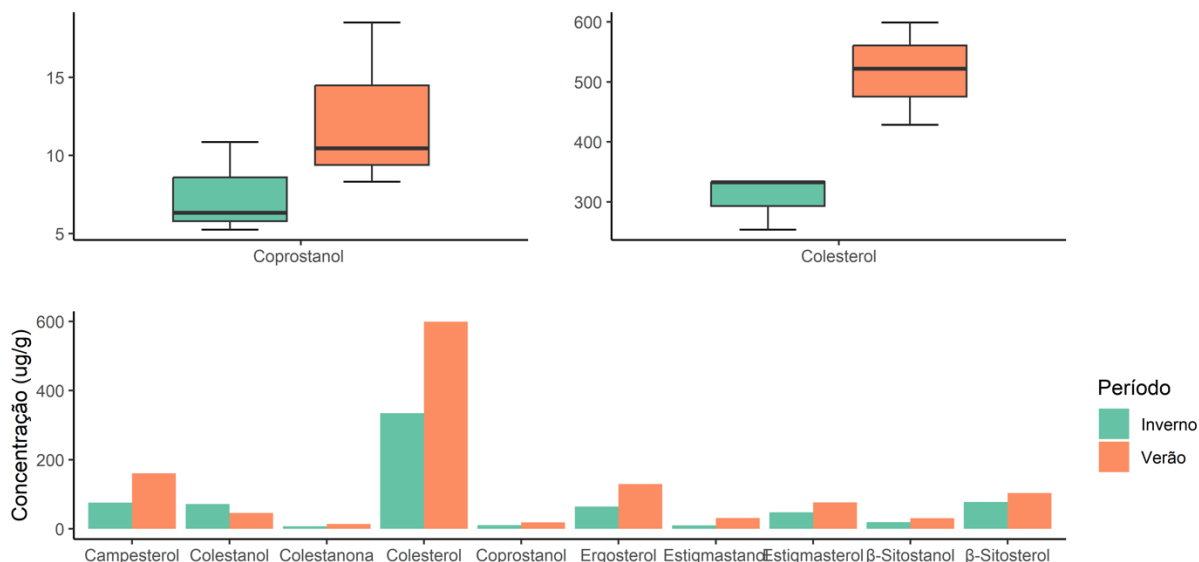
Levando em consideração que a espécie *nodipecten nodosus* apresenta maior índice de condição gonadosomático (IG) na primavera e no verão (VÉLEZ, 1987; MANZONI, 1993; MANZONI *et al.*, 1996), os valores encontrados

neste trabalho foram superiores se comparado ao encontrado no verão. Entretanto, é necessário levar em consideração as diferenças entre as espécies avaliadas, condições climáticas, regionais, metodológicas e da dieta, visto que os esteróis prevaletentes nas vieiras deste estudo foram o colesterol (fito e zooplâncton) e os fitoesteróis campesterol, estigmasterol e  $\beta$ -sitosterol (plantas superiores e algas) (OSTLUND *et al.*, 2002, HIKIHARA, *et al.*, 2020).

O colesterol foi o esterol com as maiores concentrações em todos os períodos avaliados, durante o verão o valor médio de colesterol nas vieiras foi de  $516,6 \pm 85,4 \mu\text{g.g}^{-1}$  e no inverno  $306,9 \pm 46,1 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Figura 8). Segundo Andrade (2020), os valores de esteróis totais (ET) em mexilhões, no mesmo período sazonal e local deste trabalho, foram maiores que  $500 \mu\text{g.g}^{-1}$ , o que corrobora com os valores encontrados nas vieiras. Isto pode ser devido as altas concentrações de colesterol, que por sua vez, contribui para os altos valores de esteróis totais (GUAN, *et al.*, 2022). Além do colesterol, o campesterol e ergosterol também apresentaram as maiores concentrações no período do verão. Os altos valores de esteróis podem estar associados à produtividade primária e, como também esgoto doméstico, uma vez que a região recebeu em 2020 um dos maiores projetos imobiliários do Brasil, o Bairro Planejado Aretê que ocupa, ao todo, uma área de  $6.000.000\text{m}^2$ , próxima à Praia Rasa. O complexo conta com residências, áreas de lazer, comércio, esporte e serviços náuticos que fica na Baía Formosa, na costa norte do Município Fluminense (ARETÊ, 2020).



**Figura 7:** Variação da concentração ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) de ET em vieiras *Nodipecten nodosus* coletadas durante o período de verão e inverno em Búzios.



**Figura 8:** Concentração ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) de esteróis individuais em vieiras coletadas durante o verão e o inverno na região de Armação de Búzios /RJ.

Os outros esteróis predominantes nas vieiras foram o ergosterol e os fitoesteróis: campesterol, estigmasterol e  $\beta$ -sitosterol, que são produzidos por plantas superiores (PRATT *et al.*, 2008, HIKIHARA, *et al.*, 2020). O valor de ergosterol nas vieiras no verão foi de  $101,2 \pm 28,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  e no inverno  $53,9 \pm 11,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Tabela 1), apresentando maior concentração de ergosterol no verão.

O ergosterol é um esteroide associado à degradação da matéria orgânica por microrganismos (fungos), comum nos estuários e regiões costeiras, podendo também estar associado a entradas de esgoto doméstico (MUDGE *et al.*, 1997). Hikihara *et al.*, 2020 relatou altos valores de ergosterol para algumas espécies de bivalves no Japão, as espécies que apresentaram os maiores valores foram: *Corbicula japonica* ( $100.26 \pm 28.77 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) e

*Perna viridis* ( $280.52 \pm 34.94 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), estando associado a microalgas das espécies *Eutreptiella eupharyngea* e *E. gymnastica*. Ao analisar os valores encontrados por Andrade (2020), para os mexilhões no mesmo local e período sazonal, observamos que o presente estudo obteve valores médios muito superior em ambos os períodos. Nesse sentido as altas concentrações de ergosterol sugere a degradação da matéria orgânica presente na região, possivelmente acentuada devido a entrada de esgoto doméstico (ANDRADE, 2020)

O esteroide  $5\beta$ -colestano- $3\beta$ -ol (coprostanol) é o principal indicador de contaminação fecal em ambientes aquáticos, valores acima de  $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$  em sedimentos indicam altos níveis de contaminação por esgoto (CARREIRA, 2008). Entretanto é válido ressaltar que para organismos bivalves não há um limite pré-definido (ANDRADE, 2020). Este composto foi detectado nas amostras coletadas na Ilha Rasa e suas concentrações variaram entre  $12,4 \pm 5,4 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Inverno) e  $7,5 \pm 3,0 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Verão), evidenciando a descarga de esgoto domésticos na área avaliada (Figura 8). Florini, *et al.*, 2020 detectou a presença de coprostanol em amostras de água e ostras no estuário de Blackwater no Reino Unido. A presença de coprostanol foi detectado em todas as amostras de ostras variando de  $<0,01 \mu\text{g.g}^{-1}$  em setembro para  $8,67 \mu\text{g.g}^{-1}$  em fevereiro, sugerindo que o esgoto humano representa a principal entrada de material fecal para a região. Ciocan & Nippard, relataram níveis de coprostanol até 1,5 vezes maior em tecidos de mexilhões *M. edulis* em uma área de aquicultura em Loch Creran na Escócia. Os autores descreveram sinais graves de estresse ambiental nos mexilhões devido a entrada esgoto doméstico no local e de compostos metálicos.

Segundo Pereira (2019), a região de Mangue

### 3.4 RAZÕES DIAGNÓSTICAS DE ESTERÓIS

Levando em consideração a necessidade de um resultado mais preciso, foram empregadas as seguintes razões diagnósticas a fim de avaliar entradas de esgoto doméstico em áreas costeiras. Uma razão utilizada para avaliar a contaminação por esgoto em amostras de água e sedimentos coletadas na região costeira da Espanha foi a razão entre o coprostanol e a cetona colestanona (GRIMALT *et al.*, 1990). Assim valores desta

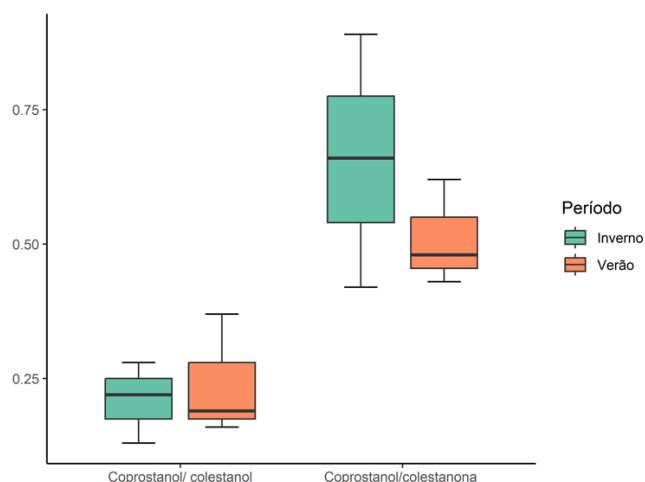
de Pedras recebe muito esgoto vindo do rio temporário que passa ao lado de um supermercado nas proximidades da praça da Rasa, que acaba levando esgoto para o canto da praia Rasa, na região próxima à colônia de pescadores. Além disso as casas da região da Rasa não têm acesso a rede de tratamento de esgoto da empresa Prolagos, sendo assim, os despejam em sumidouros ou forças abertas, que acabam adentrando no sistema costeiro (ANDRADE, 2020).

Além dos esteróis já mencionados, os fitoesteróis (campesterol, estigmasterol e  $\beta$ -sitosterol) são esteróis produzidos por plantas superiores, embora tenha sido reportado também em fitoplâncton (VOLKMAN, 1986). Ao analisar os valores médios dos fitoesteróis (campesterol, estigmasterol e  $\beta$ -sitosterol) nas vieiras durante o verão, resultou em  $142,1 \pm 25,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $62,9 \pm 13,3 \mu\text{g.g}^{-1}$  e  $89,5 \pm 15,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ , respectivamente. No inverno os valores obtidos foram menores em relação ao verão, sendo portanto  $63,7 \pm 10,9 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $5,8 \pm 4,2 \mu\text{g.g}^{-1}$  e  $60,9 \pm 16,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ .

A origem dos fitoesteróis nos ambientes aquáticos é diversificada, sendo utilizados com propriedade para a verificação de entradas terrestres em estuários e regiões costeiras, principalmente em sedimentos (LAUREILLARD *et al.*, 1993; MUDGE *et al.*, 1997). Assim há necessidade de melhor avaliar a origem dos fitoesteróis neste trabalho, visto que estes não são sintetizados pelos moluscos bivalves. Já a presença de ergosterol nas zonas costeiras, principalmente em sedimentos pode ser considerada indicativa da presença de matéria terrestre em decomposição, embora também esteja presente em leveduras marinhas, fungos e algas (PATTERSON *et al.*, 1992).

razão ( $[5\beta]/(5\alpha\text{-ona}+5\beta)$ ) entre 0,1 a 0,3 indicam ausência de contaminação, enquanto valores acima de 0,7 e 1 indicam contaminação crônica por esgotos domésticos. Os resultados obtidos neste trabalho foram acima de 0,3 e menor que 0,7 em ambos os períodos, caracterizando apenas influência fecal, principalmente no inverno (Figura 9).





**Figura 9:** Razão entre coprostanol ( $5\beta$ -colestano- $3\beta$ -ol) e colestanol ( $5\alpha$ -colestano- $3\beta$ -ol) e razão entre coprostanol ( $5\beta$ -colestano- $3\beta$ -ol) e acetona colestanona ( $5\alpha$ -colestano- $3$ -ona) das amostras coletadas em Búzios.

Carreira *et al.* (2008) propuseram uma alteração na razão anterior, passando a empregar o composto colestanol ( $5\alpha$ -colestano- $3\beta$ -ol) ao invés da colestanona. Valores desta razão ( $[5\beta/(5\alpha+5\beta)]$ ) maior que 0,5 indicam sedimentos altamente contaminados por esgotos domésticos, enquanto valores menores que 0,5 e maiores que 0,3 indicam influência de esgoto e valores abaixo de 0,3 ausência de contaminação. Portanto, os valores da razão ( $[5\beta/(5\alpha+5\beta)]$ ) aplicada nos organismos ficaram abaixo de 0,3 (Figura 9), indicando maior proporção de colestanol em relação ao coprostanol e, então ausência da classificação de contaminação fecal.

Porém, os valores absolutos de coprostanol

foram altos chegando a  $12,4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  no verão e  $7,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  no inverno, evidenciando aporte de esgoto doméstico principalmente no verão. Logo, os baixos valores da razão estão relacionados às elevadas concentrações de colestanol ( $> 30 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) em relação ao coprostanol ( $> 7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), indicando a capacidade de depuração deste ecossistema costeiro, pois o colestanol não é produzido por organismo bivalves, sendo um composto de origem exógena e não um produto da biotransformação dos organismos avaliados (HAYES *et al.*, 2019). Contudo dizer que não há contaminação ou influência fecal em Búzios é preocupante, pois foi confirmada a presença de concentrações do esterol fecal coprostanol.

### 3.5 AVALIAÇÃO DE RISCO A SAÚDE HUMANA

#### 3.5.1 n-ALCANOS

As vieiras, assim como outros bivalves, são organismos amplamente cultivados para alimentação humana no mundo (LIN, *et al.*, 2021; COLEMAN, *et al.*, 2022). Em geral, os hidrocarbonetos alifáticos podem estar associados a fontes de origem biogênica ou petrogênica (LOPES, *et al.*, 2023). A presença da MCNR evidencia compostos petrogênicos degradados em áreas de cultivo de moluscos bivalves, colocando em risco o consumo destes animais em áreas com altos níveis de destes compostos (LOPES, 2009). Bayat, *et al.*, 2020 ao

realizar o biomonitoramento de hidrocarbonetos no Golfo Persico, utilizando ovos de aves e bivalves, identificou n-alcenos de baixo peso molecular em *Mytilus edulis* e *Saccostrea cucullata*.

Este fato está associado ao hábito alimentar filtrador destes animais, que se alimentam por material particulado em suspensão e fitoplâncton. Os compostos de maior peso molecular se acumulam nos sedimentos, enquanto que os de menor peso molecular são mais lipofílicos e portanto, são mais facilmente armazenados nos

tecidos destes animais. As concentrações de n-alcenos variam de acordo com as condições fisiológicas das diferentes espécies de bivalves, idade, capacidade de filtração, dieta ou metabolismo e exposição dessas espécies a estes compostos (ROSCALES *et al.*, 2011).

Esse estudo não teve por objetivo avaliar o índice de risco a saúde - IRS relacionado aos n-alcenos, contudo, estudos relatam toxicidade de hidrocarbonetos alifáticos em peixes e moluscos (AKINOLA *et al.*, 2019), cujo o nível de exposição dos indivíduos a estes compostos e a sua duração nos organismos, resultam

### 3.5.2 ESTERÓIS

Os esteróis são um grupo de lipídeos utilizados para distinguir os diferentes tipos de fontes de matéria orgânica no ambiente, podendo ser de origem alóctone e autóctone (VOLKMAN, 1998; PANG, *et al.*, 2020). Isto se deve ao fato de que estes compostos são sintetizados por diferentes tipos de organismos, desde plantas terrestres, bactérias e algas, como também, peixes, moluscos e crustáceos (HAILAT *et al.* 2016; HAYES, 2019; SPERANZA, *et al.*, 2020; CARREÓN-PALAU, 2020).

Devido estes compostos serem sintetizados e estarem presentes no metabolismo dos organismos, até o presente momento, na literatura, não existe relação causa-efeito entre esteróis e riscos à saúde humana. Contudo, vale ressaltar que a presença do esterol fecal coprostanol na carne de bivalves ou outros animais utilizados ou não em cultivo, pode indicar risco de intoxicação alimentar devido a presença de bactérias patogênicas e vírus que causam doenças aos seres humanos (RAZAFIMAHEFA, *et al.*, 2020). Além disso, animais cultivados em áreas com influência de esgoto podem apresentar danos fisiológicos e mortalidade (STABILI, *et al.*, 2013; AL-YAMANI *et al.*, 2020).

## 4. CONCLUSÃO

O presente estudo possibilitou a confirmação através da MCNR e de Alcanos pares de cadeia longa a influência de compostos petrogênicos degradados no local de cultivo das Vieiras, com maior predominância destes compostos no inverno. Além disso, há ocorrência de esgoto no local, evidenciado pela presença do esterol fecal

frequentemente em uma série de implicações a saúde humana, caso sejam consumidos. As implicações incluem, danos a órgãos internos como rins, pâncreas e fígado; sistema circulatório, distúrbios, doenças e morte (OYIBO *et al.*, 2018; AKINOLA *et al.*, 2020). Estudos recentes demonstram que cultivo de moluscos não deve ser instalados em áreas com altos níveis de contaminação antrópica por hidrocarbonetos alifáticos e policíclicos aromáticos, compostos com grande potencial carcinogênico (AKINOLA *et al.*, 2020; SOUZA *et al.*, 2024).

Nos últimos anos, estudos apontam sérios problemas no cultivo de vieiras na região sudeste do Brasil, com queda de 51,2 toneladas em 2016 para 10,2 toneladas em 2022 na Baía da Ilha Grande (THOMPSON *et al.*, 2023). Dentre as causas da mortalidade das vieiras estão o aumento da temperatura, a diminuição do oxigênio dissolvido, diminuição do pH e bactérias potencialmente patogênicas, como *Vibrios* e *Escherichia coli* que estão associadas ao esgoto, afetando a produtividade das vieiras nas áreas de cultivo (SALGADO-GARCÍA *et al.*, 2023; THOMPSON *et al.*, 2023). Embora a região da Rasa tenha recebido nos últimos anos instalações de novos empreendimentos imobiliários, os quais contribuem de forma significativa para o aumento de impacto ambiental local, é válido ressaltar que a Associação de Moradores das Praias de Manguinhos e Rasa (AMANRASA) vem buscando diálogo com a concessionária PROLAGOS para melhorias no sistema de esgotamento sanitário, o que irá beneficiar não só os moradores, mas como também, todo ecossistema marinho, favorecendo a qualidade do cultivo de vieiras na área (BERNARQUE, 2024).

coprostanol, com as maiores concentrações observadas no período do verão, fato este, que pode estar associado com a maior fluutuabilidade do turismo nesta época do ano. Vale ressaltar que a entrada de esgoto doméstico favorece o crescimento de micro-algas e plantas aquáticas, o que corrobora com os altos valores de Esteróis

Totais, individuais e o Índice de Plantas Aquáticas - Paq encontrados neste estudo. Notou-se que os carbonos pares n-C24 e n-C26 parecem ser sintetizados por estes organismos.

O uso das razões diagnósticas utilizadas neste estudo possibilitou a identificação da origem da matéria orgânica na área monitorada. As razões IPC e a RTA demonstraram influência biogênica de origem terrestre nos dois períodos sazonais. A

entrada destes compostos na área de cultivo pode estar relacionada com a abertura do Canal da Marina e de novos empreendimentos imobiliários. Por fim, as razões  $[5\beta/(5\alpha\text{-ona}+5\beta)]$  e  $[5\beta/(5\alpha+5\beta)]$  precisam de reformulação para melhor aplicabilidade em organismos vivos. Novos estudos são necessários, a fim de avaliar a qualidade do cultivo das vieiras frente ao aumento populacional da região.

## 5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos o apoio financeiro da CAPES Código 001 (PPG-Geoquímica-UFF), à FAPERJ (Procs. E-26/010.101117/2018, E-26/210.745/2021) e ao CNPq (Proc.

457018\_2014-3). MCB e JMS agradecem ao CNPq pelas bolsas de pesquisa (Proc. 308535/2016-2 e PIBIC).

## 6. REFERÊNCIAS

- ABAD, M. Seasonal variations of lipids classes and fatty acids in flat oyster, *Ostrea edulis*, from San Cibrán (Galicia, Spain). **Comparative Biochemistry and Physiology**, New York, v.110C, n. 2, p.109-118, 1995.
- AHMED, O. E.; ELDESOKYB, A. M.; EL NADY, M. M. Oil hydrocarbon fingerprints of the different marine organisms in some Egyptian Gulf of Suez Waters. **Egypt. Petroleum Science and Technology**, [S.l.], v. 37, n. 14, p. 1722-1730, 2019.
- AKINOLA J.O; OLAWUSI-PETERS O. O; APKAMBANG V. O. E. Human health risk assessment of TPHs in brackish water prawn (*Nematopalaemon hastatus*, AURIVILLUS, 1898). *Heliyon*, v.6, n.1, p. 2405-8440, 2020.
- AKINOLA, J. O.; OLAWUSI-PETERS, O. O.; AKPAMBANG, V. O. E. Ecological hazards of Total petroleum hydrocarbon in brackish water white Shrimp *Nematopalaemon hastatus* (AURIVILLUS 1898). **Egypt. J. Aquat. Res.** v.45, n.3, p.205–210, 2019.
- ALMEIDA, J.C., MARQUES, I.M., DE SOUZA, J.R.B. Phycoremediation of Coastal Marine Water Contaminated with Dissolved Oil by *Nannochloropsis oculata*. **Water Air Soil Pollut**, v.233, n.469, 2022.
- ÁLVAREZ-RUIZ, R., PICÓ, Y., & CAMPO, J. *Bioaccumulation of emerging contaminants in mussel (Mytilus galloprovincialis): Influence of microplastics*. **Science of The Total Environment**, v.796, 2021.
- AL-YAMANI, F. Y.; POLIKARPOV, I.; SABUROVA, M. Marine life mortalities and Harmful Algal Blooms in the Northern Arabian Gulf. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, p.1–17,2020.
- ANDRADE, A. F. O. Avaliação de esteróis e n-alcanos em mexilhão *Perna perna* como indicadores de contaminação no litoral do Estado do Rio de Janeiro. Niterói, RJ, 2020.181 f. Dissertação (Mestrado-Universidade Federal Fluminense, Instituto de Química), Programa de Pós-Graduação em Geociências, RJ, 2020.
- ARETÊ, B. Novo bairro planejado renova a paisagem de Búzios. 2020. Disponível em: <https://valor.globo.com/patrocinado/arete-buzios/noticia/2020/10/06/novo-bairro-planejado-renova-a-paisagem-de-buzios.ghtml>. Acesso em: 13 abr. 2024.
- BAYAT, N., SAEB, K. & BAKHTIYARI, A.R. Biomonitoramento de hidrocarbonetos usando ovos e bivalves de aves marinhas na Ilha Nakhiloo, Golfo Pérsico, Irã. **Int. J. Environ.** v.17, p.1511-1528, 2020.
- BERNARQUE, B. Amanrasa abre discussão com a Prolagos rumo ao saneamento de Manguinhos e Praia Rasa. 2024. Disponível em: <https://prensadebabel.com.br/amanrasa-abre-discussao-com-a-prolagos-rumo-ao-saneamento-de-manguinhos-e-praia-rasa/>. Acesso em: 13 abr. 2024.
- BOURBONNIERE, R. A.; MEYERS, P. A. Sedimentary geolipid records of historical

- changes in the watersheds and productivities of Lakes Ontario and Erie. **Limnology and Oceanography**, Baltimore, v. 41, n. 2, p. 352-359, 1996.
- BROCARD, G. S. Avaliação da presença de microplásticos (MPs) em três espécies de bivalves cultivadas na Ilha de Santa Catarina, Brasil. 2022. 45 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanografia) – Centro de Física e Matemática da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2022.
- CARREIRA, R. S.; SANTOS, E. S.; KNOPPERS, B. A. Sedimentary sterols as indicators of environmental conditions in southeastern Guanabara Bay, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, São Paulo, v. 56, n. 2, p. 97-113, 2008.
- CARREIRA, R. S.; WAGENER, A. L. R.; FILEMAN, T.; READMAN, J. W. Distribuição de coprostanol (5 $\beta$ (h)-colestano-3 $\beta$ -ol) em sedimentos superficiais da Baía de Guanabara: Indicador da poluição recente por esgotos domésticos. **Quím. Nova**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 1, p. 37-42, 2008.
- CARREIRA, R. S.; WAGENER, A. L. R.; FILEMAN, T.; READMAN, J. W. Distribuição de coprostanol (5 $\beta$ (h)-colestano-3 $\beta$ -ol) em sedimentos superficiais da Baía de Guanabara: Indicador da poluição recente por esgotos domésticos. **Quím. Nova**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 1, p. 37-42, 2008.
- CARREÓN-PALAU, L.; OZDEMIR, N. S.; PARRISH, C. C.; PARZANINI, C. Sterol Composition of Sponges, Cnidarians, Arthropods, Mollusks, and Echinoderms from the Deep Northwest Atlantic: A Comparison with Shallow Coastal Gulf of Mexico. **Marine Drugs**, v. 18, n.12, p. 1-20, 2020.
- CARRO, N.; COBAS, J.; MANEIRO, J. Distribution of aliphatic compounds in bivalve mollusks from Galicia after the Prestige oil spill: Spatial and temporal trends. **Environmental Research**, San Diego, v.100, p. 339-348, 2006.
- CASTRO, Lucas Gerhard Santos. A balsa turística de maricultura artesanal. RJ,2014. 175p.Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção - COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.
- CAVALCANTE, R. M. Contaminantes orgânicos em ambientes aquáticos [livro eletrônico]. Fortaleza: Imprensa Universitária. (Coleção de Estudos da Pós-Graduação), 2020.
- CIOCAN, C., & NIPPARD, L. Impacto potencial dos efluentes de aquicultura em Loch Creran, Escócia. **Vie et Millieu**, v.69, n.1, p.47-52, 2019.
- COLEMAN, S.; KIFFNEY, T.; TANAKA, K. R.; MORSE, D.; BRADY, D. C. Meta-analysis of growth and mortality rates of net cultured sea scallops across the Northwest Atlantic. **Aquaculture**, v. 546, p. 0044-8486, 2022.
- COLOMBO, J. C.; PELLETIER, E.; BROCHU, C.; KHALIL, M.; CATOGGIO, J. A. *Determination of hydrocarbon source using n-alkanes and polyaromatic hydrocarbon distribution indexes. Case study: Rio de la Plata Estuary*, Argentina. **Environmental Science and technology**, Washington, v. 23, p. 888-894, 1989.
- DARILMAZ, E. Aliphatic hydrocarbons in coastal sediments of the Northern Cyprus (Eastern Mediterranean), Turkey. **Environ Earth Sci.**, v.1, p.76:220, 2017.
- EL NEMR, A.; EL-SIKAILY, A.; KHALED, A.; RAGAB, S. Distribution patterns and risk assessment of hydrocarbons in bivalves from egyptian mediterranean coast. **Blue Biotechnology Journal**, v.1 n.3, p. 458-472, 2012.
- FICKEN, K. J.; LI, B.; SWAIN, D. L.; EGLINTON, G. An n-alkane proxy for the sedimentary input of submerged/floating freshwater aquatic macrophytes, Reino Unido. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 31, p.745-749, 2000.
- FLORINI S, SHAHSAVARI E, ABURTO-MEDINA A, KHUDUR LS, MUDGE SM, SMITH DJ, BALL AS. Are Sterols Useful for the Identification of Sources of Faecal Contamination in Shellfish A Case Study. **Water**, v.12, n.11, 2020.
- GRIMALT, J.O.; FERNANDEZ, P.; BAYONA, J. M.; ALBAIGES, J. Assessment of fecal sterols and ketones as indicator of urban sewage inputs to coastal waters. **Environ. Sci. Technol.** Washington, v. 24, p. 357-363, 1990.
- HASSAAN, M. A.; EL NEMR, A.; EL SIKAILY, A.; RAGAB, S. n-Alkanes and PAHs baseline distributions and sources in the sediments of the Nile Delta coast of the southeastern Mediterranean, **Marine Pollution Bulletin**, v.194, Part. B, 2023.

- HAYES, M.; NAIK, A. S. Bioprocessing of mussel by-products for value added ingredients. **Trends in Food Science & Technology**, Cambridge, v. 92, p. 111-121, 2019.
- HIKIHARA, R.; YAMASAKI, Y.; SHIKATA, T.; NAKAYAMA, N.; SAKAMOTO, S.; KATO, S.; TANAKA, R. Analysis of Phytosterol, Fatty Acid, and Carotenoid Composition of 19 Microalgae and 6 Bivalve Species. **Journal of Aquatic Food Product Technology**, v. 29, n.5, p.461–479, 2020.
- JAFFÉ, R.; MEAD, R.; HERNANDES, M. E.; PARALBA, M. C.; DI GUIDA, O. A. Origin and transport of sedimentary organic matter in two subtropical estuaries: a comparative, biomarker-based study. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 32, n. 4, p. 507-526, 2001.
- LAUREILLARD, J.; SALIOT, A. Biomarkers in organic matter produced in estuaries: a case study of the Krka estuary (Adriatic Sea) using the sterol marker series. **Mar. Chem.**, Amsterdam, v. 43, p. 247-261, 1993.
- LEON, L. L., BERTOLUCCI, J. B., SOUZA, A. S., GOES, A. Q., BALTHAZAR-SILVA, D., & ROCHA-LIMA, A. B. C. Poluição dos ecossistemas marinhos brasileiros: uma breve revisão sobre as principais fontes de impacto e a importância do monitoramento ambiental. **UNISANTA Bioscience**, V. 9, p. 166-173, 2020.
- LIMA, E. J. A. C. Evidências de hidrocarbonetos petrogênicos no sedimento da plataforma continental do Nordeste brasileiro na época do derramamento de óleo de 2019. 2022. 107 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2022.
- LOPES, A.; OLIVEIRA, T.; NETTO, A.; BERNARDES, M. Alcanos e esteróis como indicadores da origem da matéria orgânica dos sedimentos do Sistema Lagunar de Jacarepaguá, Rio de Janeiro - RJ. **Contribuciones a las Ciencias Sociales**. v.6. n.8, p.9699-9721, 2023.
- LOPES, B. M. M. **Avaliação da contaminação por hidrocarbonetos de petróleo em mexilhões *Mytilus galloprovinciales* da costa sul de Portugal. O sistema MFO como biomarcador de contaminação**. 2009. 346 f. Tese (Doutorado em Ciências e Tecnologia do Ambiente) -Universidade do Algarve, Faro, 2009.
- LOPES, B.; FERREIRA, A. M.; BEBIANNO, M. J. Responses of CYP450 dependent system to aliphatic and aromatic hydrocarbons body burden in transplanted mussels from South coast of Portugal, Portugal. **Ecotoxicology** v.21, p.730–749, 2012.
- MANZONI, G. C., POLO, C.R., Rupp, G. S., 1996. Período Reprodutivo del pectínido *Nodipecten nodosus* (Mollusca: Bivalvia ) em los alrededores de la Isla Arvoredo ( 27° 17'S-48° 22'W) – Santa Catarina – Brasil. In: Silva, A.& Merino, G. (Ed). **Acuicultura em Latinoamérica**. IX Congresso Latinoamericano de Acuicultura/ 2do Simposio Avances y Perspectivas de la Acuicultura em Chile. P. 197-201.
- MANZONI, G. C.; RUPP, G. S., 1993. Estudo da biologia reprodutiva e viabilidade de cultivo de *Nodipecten nodosus* (Linnaeus, 1758) (Mollusca: Pectinidae) na Ilha do Arvoredo-SC. Florianópolis: UFSC, 35 p. (Relatório final, Projeto).
- MARENZI, A. W. C.; BRANCO, J. O. O mexilhão *Perna perna* (Linnaeus) (Bivalvia, Mytilidae) em cultivo na Armação do Itapocoroy, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, n.22, v.2, p.394-399, 2005.
- MELBYE, A. G., BRAKSTAD, O. G., HOKSTAD, J. N., GREGERSEN, I. K., HANSEN, B. H., BOOTH, A. M., ROWLAND, S. J., & TOLLEFSEN, K. E. Chemical and toxicological characterization of an unresolved complex mixture-rich biodegraded crude oil. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.28, n.9, p.1815–1824, 2009.
- MUDGE, S. M.; NORRIS, C. E. Lipid biomarkers in the Conwy Estuary (North Wales, U.K.): a comparison between fatty alcohols and sterols, Reino Unido. **Marine Chemistry**, Amsterdam, v. 57, p. 61-84, 1997.
- OLIVEIRA, A.G.L., ROCHA, R.C.C., SAINT'PIERRE, T.D. ET AL. Elemental Contamination in Brown Mussels (*Perna perna*) Marketed in Southeastern Brazil. **Biol Trace Elem Res** 200, 402–412 (2022). <https://doi.org/10.1007/s12011-021-02644-y>.
- OSTLUND, R. E. J.; RACETTE, S. B.; OKEKE, A.; STENSON, W. F. Phytosterols



- that are naturally present in commercial corn oil significantly reduce cholesterol absorption in humans. **American Journal of Clinical Nutrition**, New York, v. 75, p. 1000–4, 2002.
- OYIBO, J. N.; WEGWU, M. O.; UWAKWE, A. A.; OSUOH, J. O. Analysis of total petroleum hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons and risk assessment of heavy metals in some selected finfishes at Forcados Terminal, Delta State, Nigeria. **Environ. Nanotechnol. Monit. Manag.** v.9, p.128–135. 2018.
- PANAYOTOVA, V., MERDZHANOVA, A., STANCHEVA, R., DOBREVA, D. A., PEYCHEVA, K., & MAKEDONSKI, L. Farmed mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the Black Sea reveal seasonal differences in their neutral and polar lipid fatty acids profile. **Regional Studies in Marine Science**, v.44, 2021.
- PANG, S. Y.; TAY, J. H.; SURATMAN, S.; SIMONEIT, B. R. T.; TAHIR, N. M. Input of organic matter in Brunei Bay, East Malaysia, as indicated by sedimentary steroids and multivariate statistics. **Marine Pollution Bulletin**, v.156, 2020.
- PARISENTI, J. Determinação dos esteróis e ácidos graxos em ostras (*crassostrea gigas*) da região de Florianópolis – SC e efeito do seu consumo no colesterol sérico de ratas (*rayyus norvegicus*). Florianópolis, 2006. f. 84. Dissertação (Mestrado em Nutrição Centrada de Ciências da Saúde) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.
- PATTERSON, G. W.; GLADU, P. K.; WIKFORS, G. H.; LUSBY, W. R. Unusual tetraene sterols in some phytoplankton. **Lipids**, Champaign, Ill., v. 27, p. 154-156, 1992.
- PEREIRA, P. **Saneamento em Búzios**: já percorremos bastante, mas o caminho ainda é longo. Folha de Búzios. 2019. Disponível em: <<https://folhadebuzios.com/2019/10/10/saneamento-em-buzios-ja-percorremos-bastante-mas-o-caminho-ainda-e-longo/>>.
- PETERSEN, K., HULTMAN, M. T., ROWLAND, S. J., & TOLLEFSEN, K. E. Toxicity of organic compounds from unresolved complex mixtures (UCMs) to primary fish hepatocytes. *Aquatic Toxicology* (Amsterdam, Netherlands), v.190, p.150–161, 2017.
- PRATT, C.; LEEMING, R. Degradation and responses of coprostanol and selected sterol biomarkers in sediments to a simulated major sewage pollution event: A microcosmo experiment under sub-tropical estuarine conditions. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 39, p. 353-369, 2008.
- RAMADASS, K.; KUPPUSAMY, S.; VENKATESWARLU, K.; NAIDU, R.; & MEGHARAJ, M. Unresolved complex mixtures of petroleum hydrocarbons in the environment: An overview of ecological effects and remediation approaches. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v.51, n.23, p.2872–2894, 2021.
- RAZAFIMAHEFA, R. M.; LUDWIG-BEGALL, L. F.; THIRY, E. *Cockles and mussels, alive, alive, oh\**—The role of bivalve molluscs as transmission vehicles for human norovirus infections. **Transbound Emerg Dis.** v.67, p. 9–25, 2020.
- REID, A. J. M., & BUDGE, S. M. Identification of unresolved complex mixtures (UCMs) of hydrocarbons in commercial fish oil supplements. **Journal of Science, Food and Agriculture**, v.95, n.2, p.423–428, 2015.
- ROSCALES J. L.; GONZALEZ-SOLIS, J.; CALABUIG, P.; JIMENEZ, B. Inter species and spatial trends in polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Atlantic and Mediterranean pelagic seabirds. **Environ Pollut**, v.159, n.10, p. 2899–2905, 2011.
- SANTANA, J. D. S., LEAL, I. D. D. G., QUEIROZ, A. F. D. S., ASSUMPÇÃO, H. C. P., SOUZA, J. R. B. D., ZUCCHI, M. D. R., & ALBERGARIA-BARBOSA, A. C. R. D. Fontes de matéria orgânica para os sedimentos superficiais do estuário do rio Itapicuru, Bahia-Brasil. **Química Nova**, v.46, p.608–615, 2023.
- SASAKI, Silvio Tarou. Marcadores orgânicos moleculares como ferramentas no monitoramento ambiental: Avaliação da distribuição de Alquilbenzeno Lineares (LABs) em organismos e sedimentos, como indicativo de exposição ao esgoto em áreas costeiras. São Paulo, 2012.241 f. Tese (Doutorado em Ciências - Programa de Oceanografia Química e Geológica) - Universidade de São Paulo, São Paulo,2012.
- SILVA, B. R. Produção de vieiras *Nodipecten nodosus* (LINNAEUS,1758) no litoral sul do

- estado do Espírito Santo, Brasil. 2023. 64 f. Monografia (Graduação em Engenharia de Pesca) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo, Espírito Santo, 2023.
- SOARES, A. M.; ZANETTE, G. B.; BATISTA, S. G.; OLIVEIRA, V. P. S.; SARAIVA, V. B.; MARCUSSI, A. P. S.; OLIVEIRA, M. M. Avaliação bacteriológica da água associada ao cultivo de mexilhões *Perna perna* da Praia Rasa, Armação dos Búzios (RJ). **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, Campos dos Goytacazes, v. 9, n. 1, p. 45-58, 2015.
- SOBRINHO, R. L.; PEÇANHA, G. C.; SOUZA, T. M.; JUNIOR, L. C. C.; VIDAL, L. O.; NETTO, A. D. P.; BERNARDES, M. C. Evaluation of urban pollution in a tropical lacustrine ecosystem by using n-alkanes and sterols as biomarkers, **Environmental Pollution**, v.316, n. 2, p.0269-7491, 2023.
- SOUZA, P. F. Avaliação da concentração de elementos traço e Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) em Ostras *crassostrea rhizophorae* e mexilhões *Perna perna* e suas interações ambientais no sistema estuarino de Santos, São Paulo. 2021. 130 f. Dissertação (Mestre em Ciências). Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2021.
- SOUZA, P. F.; CUNHA, D. L.; DAFLON, S. D. A.; MACHADO, A. R.; GAUDIE-LEY, L. W.; MATTOS, J.; FONSECA, E. M. Bioaccumulation of PAHs in marine bivalves of the Santos Estuary (Brazil) associated with the evaluation of human consumption, **Marine Pollution Bulletin**, v.199, 2024.
- SPERANZA, E. D.; COLOMBO, M.; HEGUILOR, S.; TATONE, L. M.; COLOMBO, J. C. Alterations in the sterol signature of detritivorous fish along pollution gradients in the Río de la Plata basin (Argentina): From plant to sewage-based diet. **Environmental Research**, v. 184, p.1-8, 2020.
- STABILI, L.; TERLIZZI, A.; CAVALLO, R. A. Sewage-exposed marine invertebrates: survival rates and microbiological accumulation. **Environ Sci Pollut Res**, v.20, n.3, p.1606–1616, 2013.
- TANIGUCHI, S. **Avalia o da contamina o por hidrocarbonetos e organoclorados em diferentes compartimentos do ambiente marinho do Estado do Rio de Janeiro**. 2001. 180 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.
- THOMPSON, C.; BACHA, L.; PAZ, P. H. C.; OLIVEIRA, M. A. P.; OLIVEIRA, B. C. V.; OMACHI, C.; CHUEKE, C.; HILÁRIO, M. L.; LIMA, M.; LEOMIL, L.; CORDEIRO, T. F.; CRUZ, T. L. C.; OTSUKI, K.; VIDAL, L.; THOMPSON, M.; SILVA, R. R.; CABEZAS, C. M. V.; VERÍSSIMO, B. M.; ZAGANELLI, J. L.; BOTELHO, A. C. N.; TEIXEIRA, L.; COSENZA, C.; COSTA, P. M.; LANDUCI, F.; TSCHOEKE, D. A.; SILVA, T. A.; ATTIAS, M.; SOUZA, W.; REZENDE, C. E.; THOMPSON, F. Collapse of scallop *Nodipecten nodosus* production in the tropical Southeast Brazil as a possible consequence of global warming and water pollution. **Science of The Total Environment**, v. 904, 2023.
- TIBBETTS, P. J. C.; ROWLAND, S. J.; TOVEY, L. L.; LARGE, R. *Investigation of the sources of aliphatic hydrocarbons in the mussel *Mytilus edulis* from north sea oil production platforms by Capillary glc and CGCMS*. **Toxicological & Environmental Chemistry**, New York, v. 5, p. 177-193, 1982.
- UC-PERAZA, R. G., GUTIÉRREZ-GALINDO, E. A., DELGADO-BLAS, V. H., MUÑOZ-BARBOSA, A., *Total mercury content in the California 19 ribbed sea mussel *Mytilus californianus* from the west coast of Baja California, México: Levels of contamination and human health risk*, *Marine Pollution Bulletin*, Volume 170, 2021, 112585, ISSN 0025-326X, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112585>.
- VASQUES, R. O. *Bivalve cultivation experiments as tools for trace elements monitoring in coastal systems*. Niterói, 2018. 106f. Tese (Doutorado em Geoci ncias-Geoquímica Ambiental) - Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2019.
- VÉLEZ, A., 1987. Variaci n estacional de la composición química de los pectinidos *Pecten ziczac* y *Lyropecten nodosus*. Boln. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente., vol. 26, no. 1-2, p. 56-61.
- VOLKMAN, J. K. *et al.* Microalgal biomarkers: A review of recent research developments.

- Organic Geochemistry**, Oxford, v. 29, p. 1163-1179, 1998.
- VOLKMAN, J. K.; HOLDSWORTH G. D.; NEILL, G. P.; BRAVOR JUNIOR, J. H. Identification of natural, anthrogene and petroleum hydrocarbons in aquatic sediments. **The Sci. of Total Envir.**, Amsterdam, v. 112, p. 203-219, 1992.
- VOLKMAN, J.K. A review of sterol markers for marine and terrigenous organic matter. **Organic Geochemistry** 9 (2), 83-99, 1986.
- WAKEHAM, S.G., AND CANUEL, E.A. 1988. *Organic geochemistry of particulate matter in the eastern tropical north pacific ocean. Implications for particle dynamics.* **Journal of Marine Research** 46 (1), 183-213.
- WEBER, R. Sistema costeiro e oceânicos. **Química Nova**, v. 15, p. 137-143, 1992.
- YOUNGBLOOD, W. W. *et al.* Saturated and unsaturated hydrocarbons in marine algae. **Marine Biology**, Berlin, v. 8, p. 190-201, 1971.