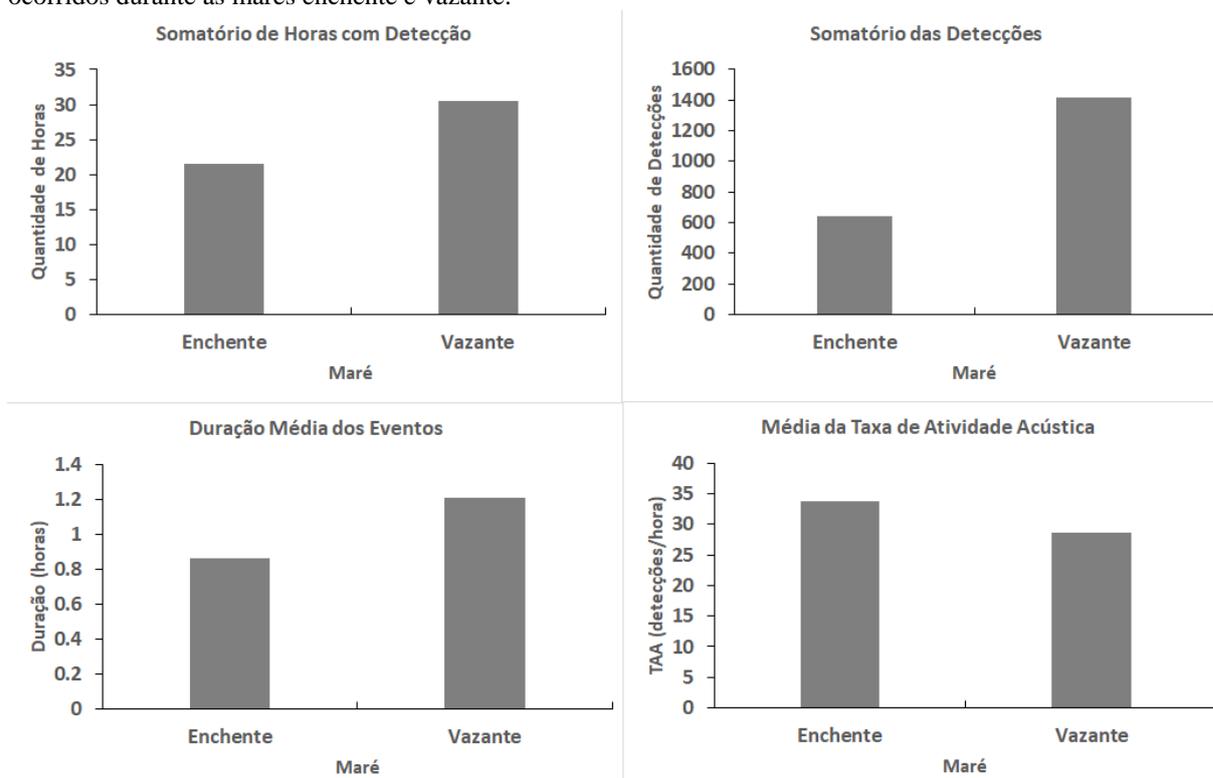


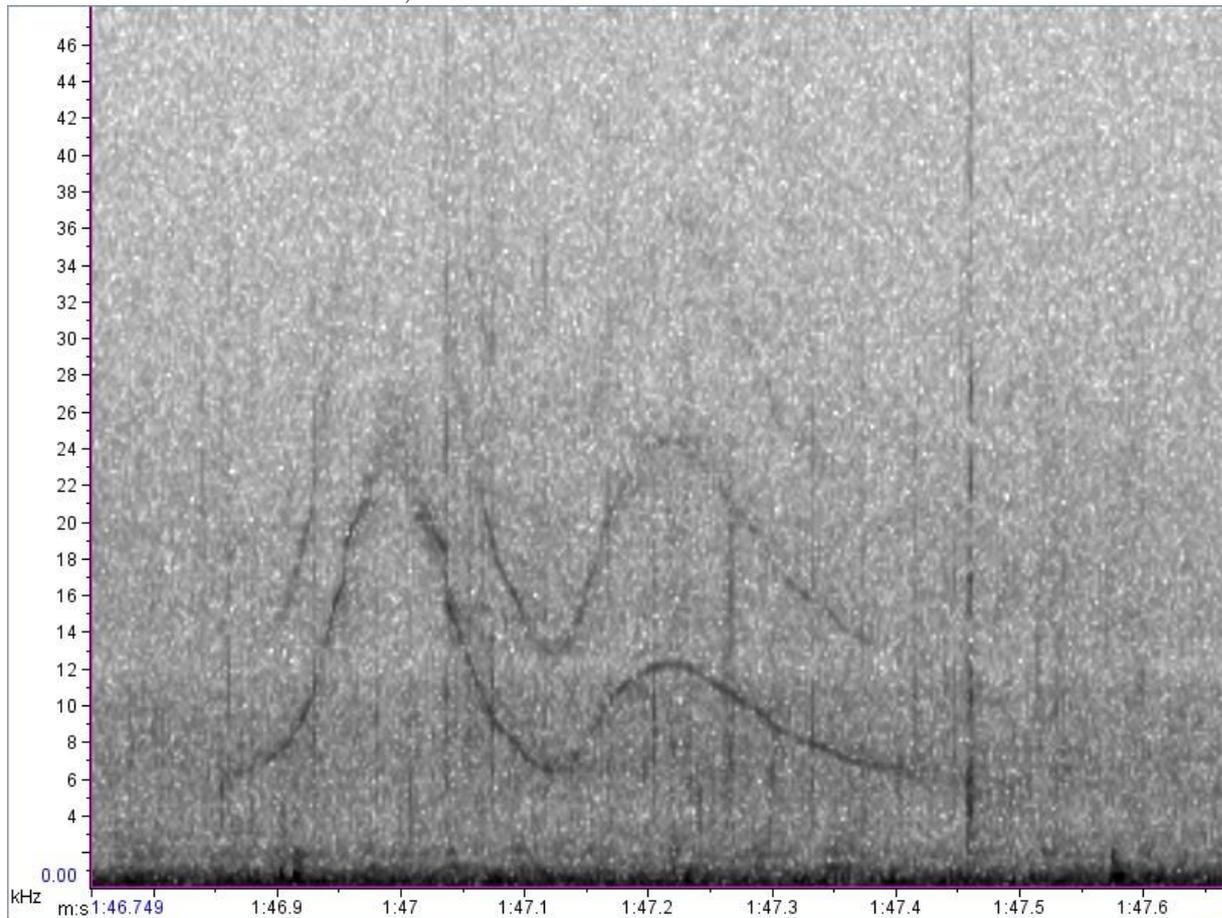
Figura 21 – Somatório de horas, duração média, quantidade de detecções e taxa de atividade acústica dos eventos ocorridos durante as marés enchente e vazante.



Fonte: a autora, 2019.

A maioria das detecções verdadeiras foi identificada como assobios produzidos por delfínídeos (Fig. 22), mas também foram detectados sons pulsantes e cliques de ecolocalização. A comparação das características e dos contornos dos assobios detectados no presente estudo com o banco de dados bioacústicos do Laboratório de Mamíferos Aquáticos e com resultados disponíveis na literatura permitiu excluir as espécies *Sotalia guianensis* e *Steno bredanensis* como as possíveis emissoras.

Fig. 22 – Exemplo de assobio de delfínídeo detectado nas gravações obtidas através de monitoramento acústico autônomo na costa do Rio de Janeiro, Brasil.



Legenda: Eixo x – tempo em ms, eixo y – frequência em kHz.

Fonte: a autora, 2017.

4.3 Fontes Sonoras Artificiais

Os dados de registro AIS apontaram 5266 registros de 425 embarcações na área total, tendo muitas embarcações sido registradas mais de uma vez por permanecerem na área mais de uma hora por dia. Em comparação, houve 880 registros de 345 embarcações dentro de um raio de 5 km do local de fundei do amostrador autônomo. Apesar de 16,7% de todos os registros feitos terem ocorrido no raio de 5 km, 81,7% de todas as embarcações registradas foram registradas ao menos uma vez dentro do raio de 5 km, indicando que a região mais próxima do amostrador é uma área principalmente de passagem de embarcações e de pouca permanência das mesmas.

As diferentes classes de embarcações apresentaram diferentes quantidades de embarcações registradas durante o período de amostragem (Tab. 5). A classe de embarcações

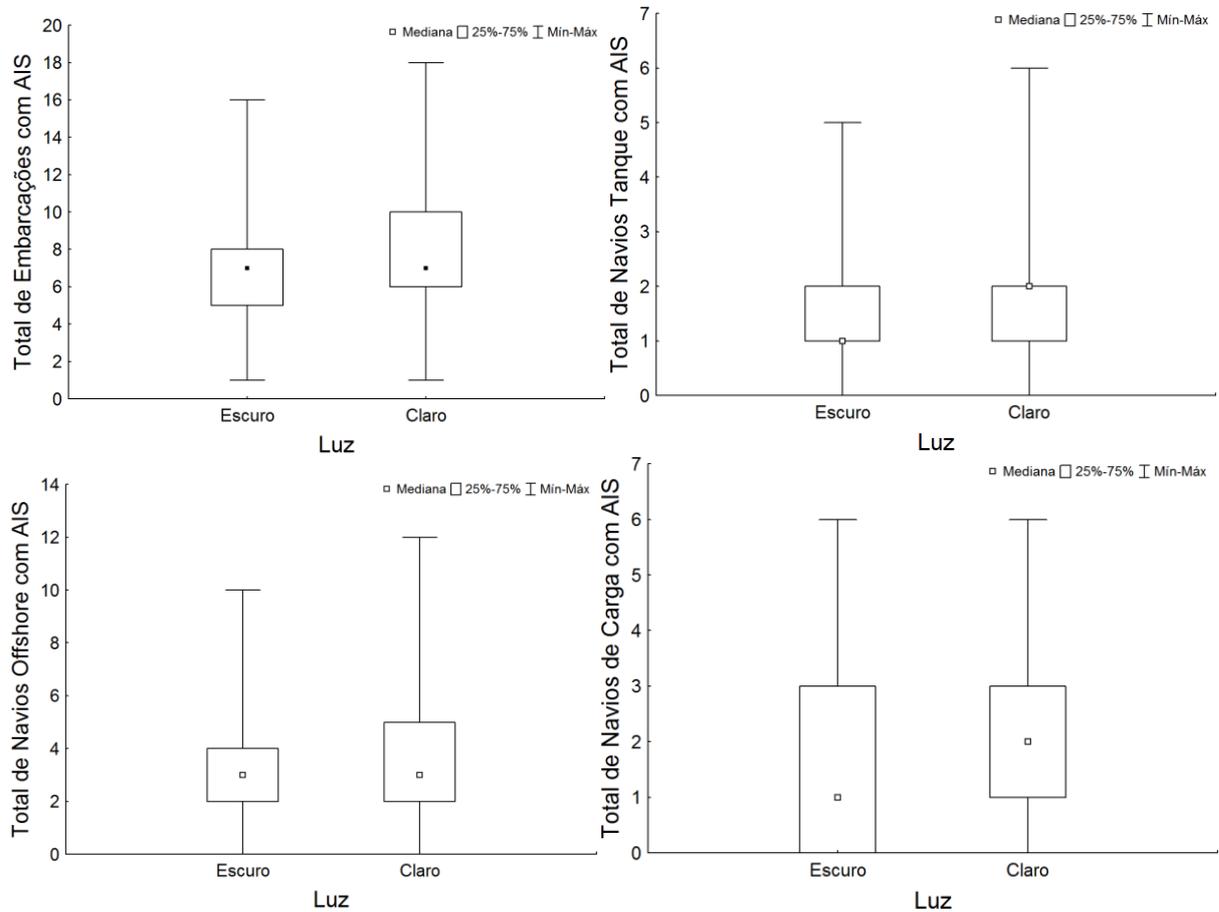
com maior quantidade de registros foi a de navios *offshore*, seguida de navios de carga e navios tanque, com mais do que 50 embarcações registradas. As demais classes tiveram menos do que 30 embarcações registradas.

Tabela 5 – Registros de 9 classes de embarcações registradas pelo sistema AIS na área de amostragem no período entre 11/02/2016 e 11/03/2016.

Classe	Registros na Área Total	Quantidade na Área Total	Registros no Raio de 5 km	Quantidade no Raio de 5 km
Navios de carga	1257	98	144	81
Navios tanque	1080	58	71	40
Navios <i>offshore</i>	2496	181	486	152
Rebocadores	88	16	27	14
Embarcações de lazer	27	13	13	9
Embarcações de turismo	75	12	23	9
Embarcações militares	88	18	36	16
Outros/Não-identificado	155	29	80	24
Total	5266	425	880	345

A presença de embarcações com antena AIS não apresentou um padrão temporal definido, no entanto houve ocorrência significativamente maior (MW, $N_{\text{escuro}}=329$, $N_{\text{claro}}=386$, $p<0,01$) de embarcações durante as horas claras do dia (Fig. 23). Quando considerando apenas as três classes de embarcações mais numerosas, navios tanque e navios *offshore* também ocorreram mais vezes durante as horas claras (MW, $N_{\text{escuro}}=329$, $N_{\text{claro}}=386$, $p<0,01$) enquanto navios de carga não apresentaram diferença (Fig. 23). Quando considerando apenas as embarcações dentro de um raio de 5 km, essa diferença não foi observada.

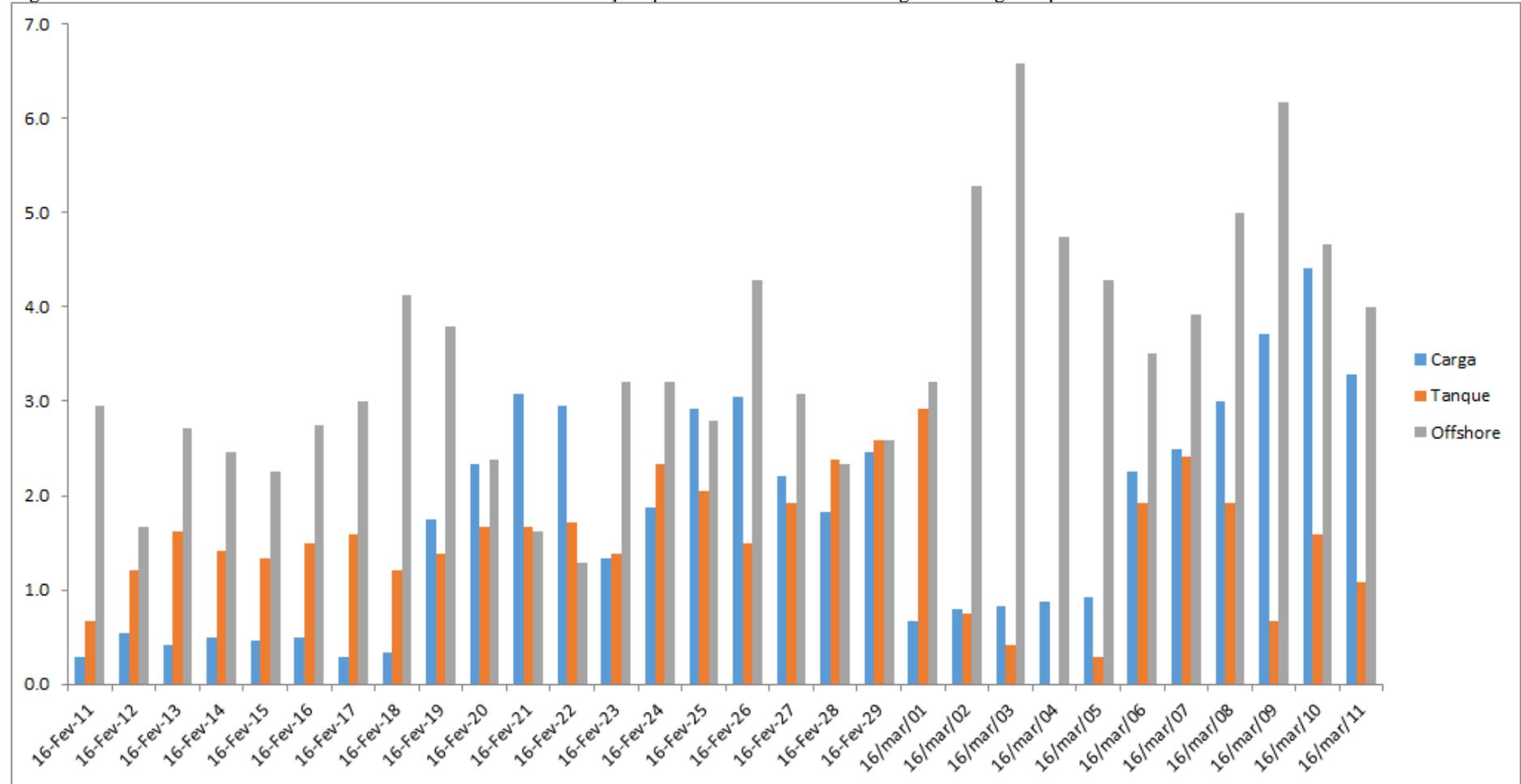
Figura 23 – Comparação quantidade de embarcações na costa do Rio de Janeiro entre horas claras e horas escuras.



Fonte: a autora, 2019.

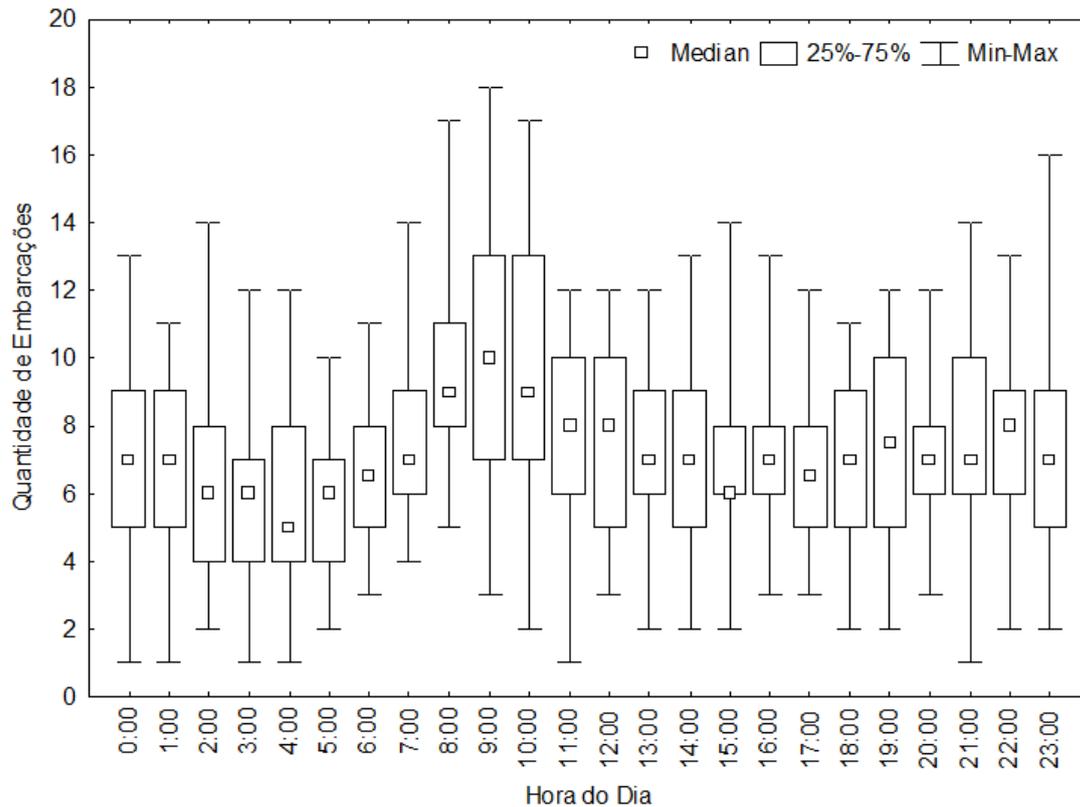
Durante o período de amostragem, os dias com maior quantidade de embarcações foram em março (Fig. 24), sendo a classe offshore a mais numerosa em todos os dias de março. A hora do dia com o maior número de embarcações registrada foi no intervalo de 09:00-10:00 da manhã (Fig. 25), principalmente em função da grande quantidade de navios offshore.

Figura 24 – Média diária das três classes mais numerosas de embarcações presentes na área de amostragem ao longo do período entre 11/02/2016 e 11/03/2016.



Fonte: A autora, 2016.

Figura 25 – Média do número de embarcações presentes na área de amostragem por hora do dia no período entre 11/02/2016 e 11/03/2016.



Fonte: A autora, 2016.

A regressão linear simples apontou uma relação positiva entre o número de embarcações e os valores de pressão sonora em 28 bandas de frequência (Tabela 6). As estimativas significantes encontradas nas regressões variaram de 0,1 a 0,4, indicando o aumento dos valores de pressão sonora com o aumento da quantidade de embarcações presentes. As maiores estimativas estiveram nas bandas de frequência entre 1 e 5 kHz. As únicas bandas de frequência onde não houve nenhuma relação significativa foram aquelas entre 79 e 199 Hz, nas quais ocorre o aumento periódico da pressão sonora nos horários entre 19:00 e 00:00. A análise de Spearman Rank apontou como significativas as correlações entre a quantidade de embarcações com AIS e os índices ecoacústicos, no entanto com baixo valor de r tanto para o $LFACI_{\min}$ (Spearman's $R=-0,1$, $p=0,0001$) quanto para o $HFACI_{\min}$ (Spearman's $R=-0,1$, $p=0,0018$).

Tabela 6 – Resultado da regressão linear simples entre o número de registros AIS e valores de pressão sonora nas bandas de frequência analisadas.

Frequência	Estimativa	Erro padrão	Valor de T (valor de p)	R²	Estatística F (valor de p)
25 Hz	0,32	0,09	3,652 (0,000279)	0,01836	13,34 (0,0002795)
31 Hz	0,27	0,09	2,883 (0,00406)	0,01152	8,311 (0,00406)
39 Hz	0,33	0,10	3,398 (0,000716)	0,01594	11,55 (0,0007163)
50 Hz	0,27	0,10	2,685 (0,00742)	0,01001	7,209 (0,007424)
63 Hz	0,21	0,09	2,25 (0,0248)	0,00705	5,062 (0,02476)
79 Hz	0,07	0,08	0,84 (0,401)	0,000098	0,705 (0,4014)
100 Hz	0,05	0,08	0,585 (0,559)	0,000479	0,342 (0,5587)
125 Hz	0,08	0,09	0,88 (0,379)	0,001085	0,7742 (0,3792)
158 Hz	0,09	0,09	0,995 (0,32)	0,001388	0,9909 (0,3199)
199 Hz	0,12	0,08	1,475 (0,141)	0,003043	2,176 (0,1406)
251 Hz	0,17	0,08	2,174 (0,03)	0,0065	4,727 (0,03003)
316 Hz	0,21	0,08	2,658 (0,00804)	0,00981	7,064 (0,008043)
398 Hz	0,20	0,08	2,646 (0,00833)	0,009721	6,999 (0,008335)
501 Hz	0,20	0,07	2,822 (0,00491)	0,01104	7,962 (0,004909)
630 Hz	0,19	0,05	3,153 (0,00168)	0,01376	9,944 (0,001681)
794 Hz	0,07	0,05	1,308 (0,191)	0,002393	1,71 (0,1914)
1 kHz	0,20	0,06	2,997 (0,00282)	0,01244	8,984 (0,002818)
1,26 kHz	0,34	0,06	5,099 (<0,0001)	0,03518	26,0 (<0,0001)
1,58 kHz	0,42	0,06	6,476 (<0,0001)	0,05556	41,94 (<0,0001)
1,99 kHz	0,39	0,06	6,417 (<0,0001)	0,0546	41,17 (<0,0001)
2,51 kHz	0,31	0,06	5,517 (<0,0001)	0,04095	30,44 (<0,0001)
3,16 kHz	0,32	0,05	5,829 (<0,0001)	0,04548	33,97 (<0,0001)

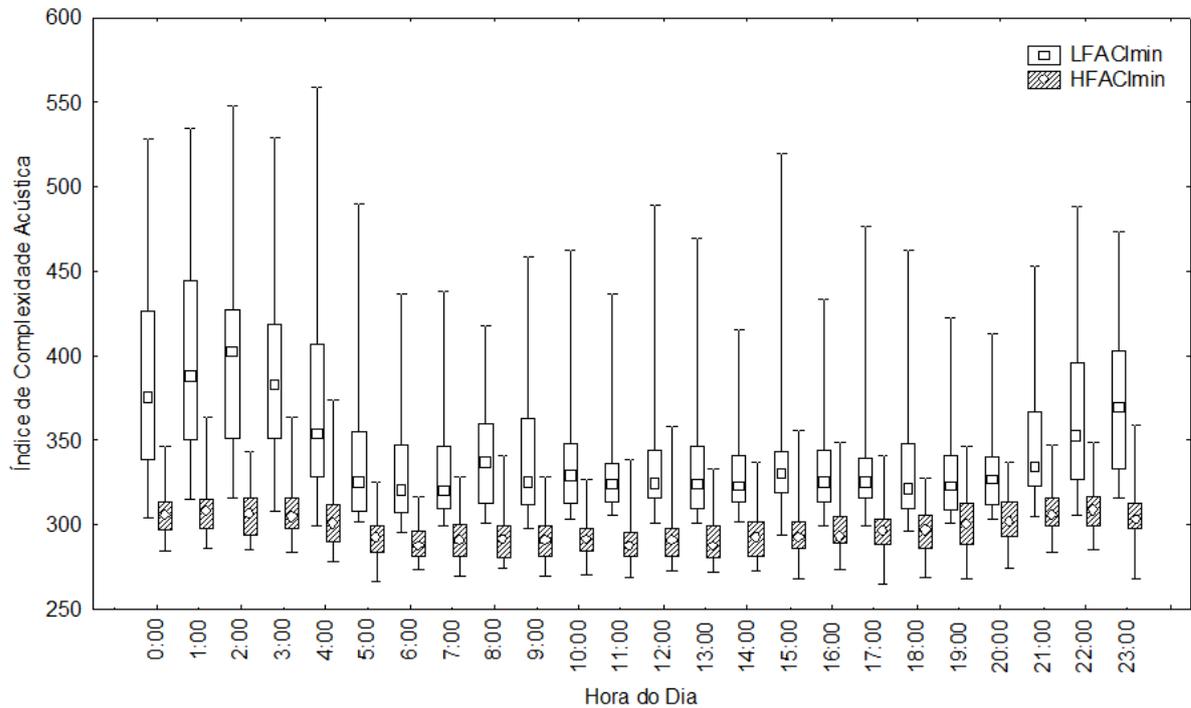
Tabela 6 continuação – Resultado da regressão linear simples entre o número de registros AIS e valores de pressão sonora nas bandas de frequência analisadas.

Frequência	Estimativa	Erro padrão	Valor de T (valor de p)	R²	Estatística F (valor de p)
3,98 kHz	0,30	0,04	6,677 (<0,0001)	0,05884	44,58 (<0,0001)
5,0 kHz	0,22	0,04	5,208 (<0,0001)	0,03665	27,12 (<0,0001)
6,3 kHz	0,19	0,04	4,704 (<0,0001)	0,03011	22,13 (<0,0001)
7,9 kHz	0,18	0,04	4,38 (<0,0001)	0,02621	19,19 (<0,0001)
10,0 kHz	0,17	0,04	3,995 (<0,0001)	0,0219	15,96 (<0,0001)
12,6 kHz	0,17	0,04	3,868 (0,00012)	0,02055	14,96 (0,0001199)
15,8 kHz	0,16	0,04	3,518 (0,000462)	0,01706	12,38 (0,0004622)
19,9 kHz	0,12	0,04	2,832 (0,00475)	0,01113	8,023 (0,004749)
25,1 kHz	0,12	0,04	2,733 (0,00643)	0,01037	7,47 (0,00643)
31,6 kHz	0,10	0,04	2,524 (0,0118)	0,008857	6,372 (0,01181)
39,8 kHz	0,13	0,05	2,688 (0,00736)	0,01003	7,223 (0,007364)

4.4 Índices Ecoacústicos

O LFACI_{min} obteve valores maiores do que o HFACI_{min}, indicando que as maiores complexidades acústicas estão nas baixas frequências. Ambos foram maiores foram mais altos durante a noite do que durante o dia (MW, N_{escuro}=686, N_{claro}=814, p<0,01). A variação diária da complexidade acústica também foi evidenciada para ambos os índices, observando-se um padrão nítido em relação a horas claras e escuras, com um pico entre meia noite e duas da manhã (Fig. 26). Este padrão pode ser observado para ambos os índices, mas devido aos seus valores menores, o HFACI_{min} não fica tão ressaltado.

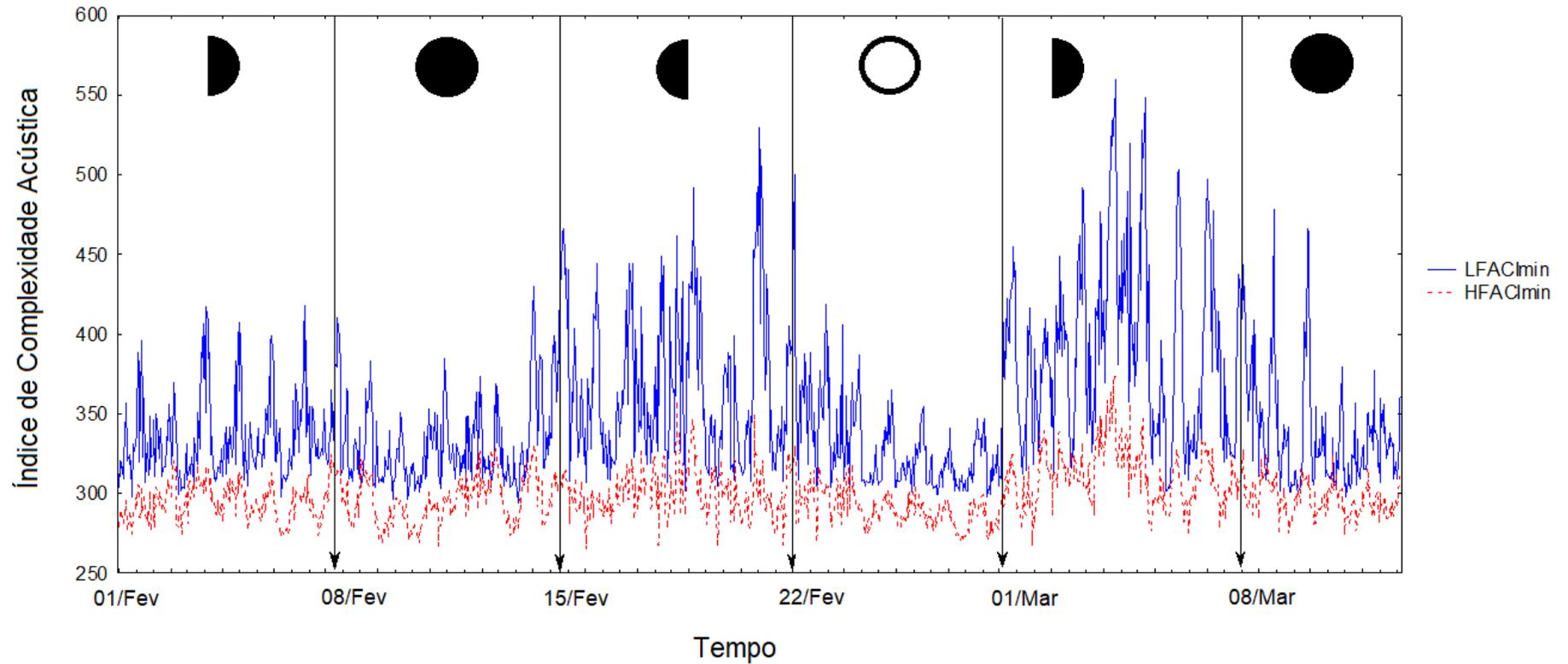
Figura 26 – Variação horária do LFACI_{min} e do HFACI_{min} por hora do dia durante o período de coleta na costa do Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: a autora, 2019.

Quando os índices de complexidade acústica são plotados para o todo o período de coleta, um segundo padrão de variação temporal entre noite e dia pode ser observado. Além dos picos durante as madrugadas, há dois períodos em que os valores em geral são mais altos do que outros, mesmo os obtidos para horas claras. Estas elevação ocorrem nas fases lunares minguante e crescente, havendo uma forte diminuição durante a lua cheia e a lua nova (Fig. 27). O LFACI_{min} foi significativamente maior durante as fases minguante e crescente (KW, $H(3,N=1263)=87,97$, $p<0,01$), resultado que também foi observado no HFACI_{min} (KW, $H(3,N=1263)=147,81$, $p<0,01$).

Figura 27 – Variação temporal do LFACImin e do HFACImin ao longo de 30 dias e ciclo lunar do período de coleta na área costeira do Rio de Janeiro, Brasil.



Legenda: Lua Nova – Círculo inteiro preenchido de preto. Lua Minguante – Metade direita de círculo preenchido de preto. Lua Crescente – Metade esquerda de círculo preenchido de preto. Lua Cheia – Círculo inteiro preenchido de branco.

Fonte: a autora, 2019.

Houve forte correlação entre os índices ecoacústicos e os valores de pressão sonora em determinadas bandas de frequência. O LFACI_{min} apresentou correlação negativa com oito bandas de frequência: 1000 Hz ($r=-0.6$, $p<0,01$); 1258 Hz ($r=-0.6$, $p<0,01$); 3162 Hz ($r=-0.6$, $p<0,01$); 3981 Hz ($r=-0.6$, $p<0,01$); 5011 Hz ($r=-0.7$, $p<0,01$); 6309 Hz ($r=-0.6$, $p<0,01$); 7943 Hz ($r=-0.6$, $p<0,01$); e 10 000 Hz ($r=-0.6$, $p<0,01$). O HFACI_{min} também apresentou forte correlação negativa com oito bandas de frequência: 3162 Hz ($r=-0.5$, $p<0,01$); 3981 Hz ($r=-0.6$, $p<0,01$); 5011 Hz ($r=-0.7$, $p<0,01$); 6309 Hz ($r=-0.6$, $p<0,01$); 7943 Hz ($r=-0.6$, $p<0,01$); 10 000 Hz ($r=-0.6$, $p<0,01$); 12 598 Hz ($r=-0.5$, $p<0,01$); e 15 848 Hz ($r=-0.5$, $p<0,01$). No caso de ambos os índices outras bandas de frequência apresentaram correlação negativa apontada como significativa, porém valor de r inferior a 0,5, de forma que não foram consideradas. Essas relações indicam que quanto maior os valores de pressão sonora nestas bandas de frequência, menor a complexidade acústica desta região costeira.

Algumas correlações entre a quantidade de embarcações obtida através de dados AIS e os níveis de pressão sonora e índices ecoacústicos foram apontadas como significantes pelo teste de Spearman R, no entanto nenhuma correlação teve valor modular de r superior a 0.5. Todas as correlações entre os índices ecoacústicos e a quantidade de embarcações ficaram abaixo de 0.2. Apesar do baixo valor de r , o valor significativo de p indica uma tendência ao aumento da pressão sonora junto com o aumento da quantidade de embarcações.

5 DISCUSSÃO

O ambiente acústico da costa do Rio de Janeiro, apresentou perturbação sonora causada pelo tráfego de embarcações, atingindo níveis similares aos encontrados para as regiões mais impactadas no interior da Baía de Guanabara (BITTENCOURT et al., 2014, 2017a). As bandas de frequência com os maiores valores de pressão sonora estiveram abaixo de 1 kHz, sendo mais altos durante as horas claras do que durante as horas escuras. Contudo, mesmo as bandas de frequência superiores a 1 kHz acompanharam o padrão de maior pressão sonora durante as horas claras, reforçando que as embarcações exercem perturbação no ruído subaquático mesmo em frequências superiores àquelas normalmente ocupadas por sinais de navios (MCKENNA et al., 2012).

A exceção ao padrão de horas claras mais ruidosas que horas escuras são as bandas de frequência de 100 a 199 Hz, que apresentam um aumento dos níveis de pressão sonora marcado e periódico todos os dias entre o período de 19:00 e 00:00. Este padrão se repetiu diariamente durante o período de coleta e é consistente com o comportamento de coros de peixes em regiões costeiras. Na costa sudeste brasileira, essa elevação da pressão sonora nestas bandas de frequência e horários foi observada como sendo causada pela produção de sons de peixes na Laje de Santos (SÁNCHEZ-GENDRIZ; PADOVESE, 2017). Coros similares também são observados em regiões costeiras do Atlântico Norte (LOCASCIO; MANN, 2008). A ocorrência de sinais biológicos típicos de peixes nas gravações inspecionadas manualmente corrobora que este fenômeno ocorra na área de estudo. Das espécies de peixe que ocorrem na Baía de Guanabara e que são típicas de desembocaduras de estuário, várias pertencem à família Scianidae, conhecida por seu comportamento acústico (AMORIM, 2006; KASUMYAN, 2008). A espécie *Pogonias cromis*, que está listada dentre as que ocorrem na região, é conhecida por produzir coros em ambientes estuarinos e seus sinais sonoros caracterizados em outros estudos são bastante similares aos sinais encontrados nas gravações desta pesquisa (LOCASCIO, 2010; LOCASCIO; MANN, 2008), de modo que seria a espécie mais provável para ser a responsável pelo coro identificado na região costeira do Rio.

A fraca correlação encontrada entre os valores de pressão sonora e a quantidade de embarcações registradas pelos dados de AIS pode estar relacionada a uma série de fatores. A região escolhida para o fundeio do amostrador é constantemente utilizada para fins de pesca, e recorrentemente podem ser observadas embarcações variadas de pequeno porte (traineiras,

lanchas, barcos de alumínio) engajadas em atividade pesqueira. Raramente embarcações de lazer e de pesca possuem uma antena com registro AIS, de modo que provavelmente ao longo do período de amostragem transitaram muitas embarcações próximas ao equipamento que não foram registradas pelos dados AIS. Portanto, situações com valores altos de pressão sonora e ausência de registro de embarcações podem ter enfraquecido a correlação direta entre muitas embarcações presentes e ruído subaquático intenso.

Contudo, a utilização dos registros AIS permite uma visão de onde estão localizadas as principais fontes sonoras poluidoras da região. Navios de carga, navios tanque e navios de serviço estão entre as embarcações que produzem sinais acústicos artificiais mais intensos no meio marinho (HATCH et al., 2008), de modo que o mapeamento de suas posições permitem uma modelagem espacial da distribuição do impacto acústico em regiões costeiras (CLARK et al., 2009; ERBE; MACGILLIVRAY; WILLIAMS, 2012; RAKO; VILIBIĆ; MIHANOVIĆ, 2013). O alinhamento destas informações pode então ser utilizado para regulamentações que visem a mitigação do impacto acústico, como por exemplo delimitação de áreas de navegação e fundeio, restrição de velocidade de navegação em áreas sensíveis, e, quando possível, proibição de navegação em áreas protegidas.

A utilização de índices ecoacústicos tem tido sucesso na representação e avaliação de paisagens acústicas (HARRIS et al., 2016; KRAUSE; FARINA, 2016; MACHADO; AGUIAR; JONES, 2017; SUEUR et al., 2014). No entanto, o meio marinho apresenta algumas dificuldades de consideração sobre os resultados obtidos principalmente em relação a baixas frequências. Quando há um limite alto de frequências a serem trabalhadas, e especialmente se os sons biológicos de interesse encontram-se em frequências mais altas do que as frequências de sinais antrópicos poluidores, o índice NDSI é uma medida eficiente do nível de perturbação acústica no meio como ficou demonstrado pelo presente estudo. Porém, no meio marinho muitas espécies utilizam as bandas de baixa frequência para seus sinais de comunicação, estando portanto na zona de mascaramento da poluição sonora (SLABBEOORN et al., 2010).

No presente estudo, o aumento da pressão sonora subaquática em algumas bandas de frequência gerou uma diminuição da complexidade acústica do meio. Essa correlação significativa indica que o índice ACI é suscetível ao aumento do ruído subaquático, ao contrário do que sugerido por Harris et al. (2016). Não necessariamente isso representa um defeito na capacidade do índice de representar metricamente as características de paisagens acústicas, e sim mais uma forma de identificar um ambiente acusticamente impactado. Avaliando a variação temporal, tanto o LFACI_{min} quanto o HFACI_{min} apresentaram um

padrão definido, elevando-se durante o período escuro e diminuindo durante o período claro. Numa escala temporal maior, ambos também aparentam seguir um padrão relacionado às fases lunares. Portanto, apesar da diminuição observada nos valores, o comportamento geral dos índices parece ser mais influenciado por questões naturais do que por aspectos artificiais.

Padrões temporais similares no ACI já foram observados em outras áreas marinhas. A elevação do ACI durante a noite, relacionada ao aumento da atividade acústica de invertebrados marinhos tem sido um resultado comum a diferentes ambientes (PIERETTI et al., 2017). Similarmente, padrões lunares exercendo influência sobre a complexidade acústica já foram identificados em alguns ecossistemas marinhos, embora nem todos sigam o mesmo padrão (MAHANTY; GANESHAN; GOVINDAN, 2018; STAATERMAN et al., 2014). Notavelmente, quando ocorre a elevação dos níveis sonoros nas bandas de frequência associadas a coros de peixes, o ACI também começa a se elevar, mas atinge seu pico duas horas depois de cessamento do coro. É possível que isso reflita uma substituição de sinais biológicos influenciando na complexidade acústica ao mesmo tempo que a influência do ruído causado por embarcações diminui.

Os valores maiores de $LFACI_{min}$ em relação ao $HFACI_{min}$ refletem maior variabilidade da paisagem acústica local nas baixas frequências. Em frequências acima de 3 kHz as fontes biológicas de som são estalos de camarão e as emissões produzidas por delfinídeos. Mais análises de quantificação são necessárias para se conhecer numericamente a influência de cada grupo na complexidade acústica, mas os resultados do presente estudo sugerem que os estalos de invertebrados marinhos foram mais importantes para a variação do $HFACI_{min}$, uma vez que a ocorrência dos delfinídeos se deu em menos de 10 % das horas de gravação. O padrão similar entre o $LFACI_{min}$ e o $HFACI_{min}$, apesar da diferença de valores, também sugere que os mesmos fatores influenciam ambos os índices, sendo os estalos de camarão os sinais biológicos que ocupam tanto bandas de frequências abaixo de 3 kHz quanto frequências acima (AU, 1998).

No geral, os resultados de índices ecoacústicos obtidos no presente estudo podem ser considerados satisfatórios e os resultados agregam ao conhecimento emergente da ecoacústica em ambientes aquáticos. No entanto, maiores considerações e mais índices devem ser feitos em pesquisas acústicas aquáticas. Apesar de já estarem sendo aplicados em estudos de paisagens acústicas aquáticas (BUSCAINO et al., 2016; GAGE; AXEL, 2014; HARRIS et al., 2016; KUEHNE; PADGHAM; OLDEN, 2013; LILLIS; EGGLESTON; BOHNENSTIEHL, 2014; PARKS; MIKSIS-OLDS; DENES, 2014), ainda não há uma padronização do seu uso. A aplicação de índices no meio marinho ainda precisa passar por adaptações de interpretação

de resultados, uma vez que foram desenvolvidos em estudos de paisagens acústicas terrestres, que são notoriamente diferentes de paisagens acústicas aquáticas, tanto em termos de características de emissões sonoras biológicas quanto em relação a fontes sonoras poluidoras. O uso de índices ecoacústicos em paisagens acústicas marinhas pode ser bastante útil se calculados com parâmetros baseados nas características de sinais biológicos de um grupo animal focal. Provavelmente índices de complexidade, diversidade e regularidade acústica serão diferentes quando considerando que há mais sinais sonoros biológicos de baixa ou alta frequência em determinado ambiente. No meio marinho, é possível que o estudo de paisagens acústicas se torne mais eficiente e de maior precisão se houver uma divisão entre a paisagem acústica de baixa frequência, para mysticetos e peixes, e a paisagem acústica de alta frequência para odontocetos.

Uma caracterização prévia da diversidade biológica do local de estudo pode ser útil para que a estimativa dos índices seja já direcionada para as espécies focais (KASTEN et al., 2012; MACHADO; AGUIAR; JONES, 2017). No caso da área do presente estudo, sabe-se que é utilizada por diferentes espécies de delfínídeos cujas emissões sonoras já foram registradas em estudos anteriores (LIMA et al., 2012, 2016), de modo que o esforço inicial de estudo da paisagem acústica local foi feito considerando principalmente altas frequências. Os resultados de detecção de sinais biológicos indicam que de fato a área é utilizada por odontocetos com uma forte preferência pelo período noturno. Apesar de estarem presentes em poucas horas de gravação, sua presença foi regular ao longo dos dias de amostragem, indicando que a área amostrada pode ser uma área de passagem rápida na movimentação desses animais. Notavelmente, os horários com maior ocorrência de detecções de delfínídeos são aqueles onde parece haver maior atividade acústica de peixes e camarões. É possível que o movimento de passagem de delfínídeos registrado no presente estudo esteja, portanto, relacionado a padrões de espécies de presa desses animais.

6 CONCLUSÃO

A paisagem acústica local apresentou um perfil sonoro de maiores valores de pressão sonora nas baixas frequências com variações temporais influenciadas por fatores artificiais e naturais. As bandas de frequência entre 63 Hz e 1 kHz apresentaram os maiores valores de pressão sonora. Dentro dessa faixa, um coro de peixes e o comportamento bioacústico de invertebrados marinhos causaram um padrão na pressão sonora entre 79-199 Hz e na complexidade acústica, de modo que elevações puderam ser observadas durante o período noturno. Nas demais bandas de baixa frequência o tráfego de navios foi a principal fonte sonora, gerando um aumento da pressão sonora, fazendo com que o período diurno fosse mais ruidoso do que o período noturno.

Todas as horas amostradas tiveram ocorrência de embarcações, identificadas pelos dados AIS ou percebidas no espectro sonoro das gravações. De modo é seguro afirmar que este ambiente apresenta sinais artificiais constantes e frequentes, de modo que a paisagem acústica local não está em seu estado natural, havendo risco de mascaramento de sinais biológicos sobrepostos pelo ruído das embarcações.

7 AMBIENTE ACÚSTICO SUBAQUÁTICO EM TRÊS BAÍAS NO LITORAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL

Introdução

A presença antrópica nos oceanos é marcada por diversas atividades que exigem utilização de máquinas e dispositivos ruidosos. Apesar de os oceanos terem fontes naturais de sinais acústicos e ruído sonoro (RICHARDSON et al., 1995), o ruído gerado pelo maquinário humano se sobrepõe aos sinais naturais do ambiente marinho (HILDEBRAND, 2009). A principal fonte sonora artificial presente nos oceanos atualmente é o tráfego de embarcações de grande porte (AULANIER et al., 2017; CLARK et al., 2009; MARLEY; ERBE; SALGADO-KENT, 2015; SOUTHALL et al., 2017; VIOLA et al., 2017).

O gradiente espacial de presença humana nos ambientes aquáticos pode ser percebido através do gradiente espacial do ruído subaquático (KUEHNE; PADGHAM; OLDEN, 2013; MARLEY et al., 2017; RICE et al., 2014). Estudos focados na distribuição da pressão sonora no meio mostram como uma única região pode conter perfis sonoros distintos, influenciados pelos tipos de atividades antrópicas realizados em diferentes pontos da mesma área (BITTENCOURT et al., 2014; CODARIN; PICCIULIN, 2015; GERVAISE et al., 2012; MCQUINN et al., 2011; WILLIAMS et al., 2014).

Ainda outro aspecto importante da variação espacial do ruído subaquático, é que devido às características físicas da propagação sonora na água, o sinal de fontes sonoras pode alcançar mesmo regiões distantes da fonte (URICK, 1975, 1979). Em águas rasas, isso se torna especialmente problemático, uma vez que a propagação sonora se dá de forma cilíndrica, na qual o sinal demora mais a ser absorvido e portanto permanece mais tempo na coluna d'água (URICK, 1979). Isso quer dizer que o sinal sonoro de diversas atividades antrópicas pode atingir determinada área, mesmo que a atividade esteja sendo desenvolvida fora de área. Portanto, unidades de conservação que contenham áreas marítimas estão sob risco de impacto de poluição sonora (HATCH et al., 2016; HATCH; FRISTRUP, 2009), uma vez que o ruído subaquático ainda não é levado em consideração na delimitação da maioria das áreas protegidas. Em diferentes países, áreas marinhas protegidas estão sob o efeito da poluição sonora (BARBER et al., 2011; CODARIN et al., 2009; SÁNCHEZ-GENDRIZ; PADOVESE, 2015).

O estado do Rio de Janeiro possui três baías: a Baía de Guanabara, a Baía de Sepetiba e a Baía de Ilha Grande. Essas três áreas possuem diferentes características espaciais, estando sob diferentes influências oceanográficas e apresentando diferentes graus de impacto antrópico. Nestas baías também existem unidades de conservação, algumas já implementadas e outras em fase de implementação. Na Baía de Guanabara há a APA de Guapi-Mirim e a ESEC Guanabara. E na Baía de Ilha Grande há a ESEC Tamoios. Na Baía de Sepetiba, há APA do Boto-Cinza, criada há menos de dez anos e ainda sem plano de manejo.

A Baía de Guanabara é a baía mais impactada do Rio de Janeiro. Até o momento, foi a única das três baías onde estudos de poluição sonora subaquática foram realizados. Estes estudos apontaram que o ambiente acústico marinho da baía é dominado pelo tráfego de embarcações, havendo perfis acústicos distintos influenciados diretamente pelo tipo de embarcação que utiliza as diferentes partes da baía (BITTENCOURT et al., 2014). A região da APA de Guapimirim é a que apresenta os menores valores de poluição sonora, com níveis próximos do que poderia ser considerado um ambiente acústico natural no local. Ainda assim, a poluição sonora da baía é intensa o suficiente para que o boto-cinza, *Sotalia guianensis*, altere seus sinais de comunicação nos ambientes mais ruidosos da Baía de Guanabara (BITTENCOURT et al., 2017a).

Apesar de não terem sido estudadas em relação ao ruído subaquático, nos últimos dez anos ambas as baías de Sepetiba e Ilha Grande receberam grandes empreendimentos do setor do petróleo, exportação de carga e construção naval consequentemente atraindo um grande número de navios trafegando e fundeando em algumas regiões. Além disso, a Baía da Ilha Grande apresenta ainda um forte aspecto turístico, que também pode afetar o perfil sonoro subaquático através do trânsito de embarcações associadas ao lazer (RAKO et al., 2013).

Portanto, sabendo que uma das baías costeiras do estado já é impactada pela poluição sonora, e que as outras duas concentram atividades que conhecidamente são fontes sonoras poluidoras, fica ressaltada a importância de gerar conhecimento do ambiente acústico nas outras baías e entender o nível de impacto da poluição sonora em cada uma delas.

8 OBJETIVOS

Objetivo Geral

Caracterizar a paisagem acústica submarina nas baías de Guanabara, Sepetiba e Ilha Grande (RJ) e identificar as principais fontes sonoras presentes nas três áreas estudadas.

Objetivos Específicos

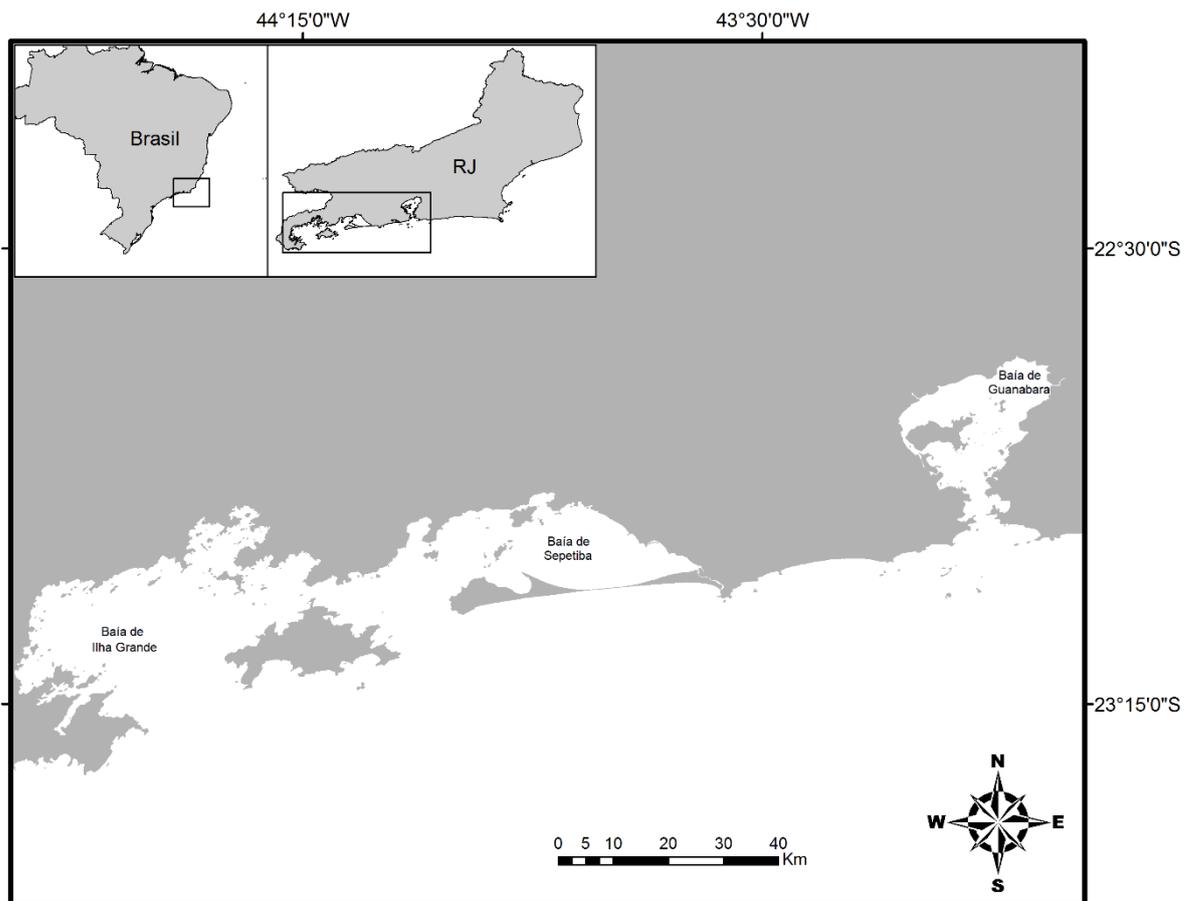
- Determinar os níveis de pressão sonora e índices ecoacústicos nas três baías estudadas e avaliar a distribuição interna do ruído subaquático em cada área;
- Comparar os níveis de pressão sonora e índices ecoacústicos entre as três baías estudadas;
- Identificar fontes sonoras poluidoras e relacioná-las aos níveis de pressão sonora e índices ecoacústicos calculados nas três baías;
- Identificar áreas impactadas pela poluição sonora antrópica nas três baías, incluindo as UCs marinhas.

9 MATERIAIS E MÉTODOS

9.1 Coleta dos Dados

O Estado do Rio de Janeiro na costa sudeste do Brasil apresenta três baías costeiras (Fig. 28) onde o presente estudo foi conduzido: a Baía de Guanabara, a Baía de Sepetiba e a Baía de Ilha Grande. As três baías estão posicionadas no eixo centro-sul do estado e apesar de próximas, as três baías possuem características ambientais distintas, sendo também utilizadas de formas diferentes para atividades humanas.

Figura 28 – Baías costeiras do Estado do Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: a autora, 2019.

A Baía de Guanabara é a baía mais a leste, apresentando 328 km de espelho d'água com entrada voltada para sul. A circulação na baía é restrita, sendo dominada principalmente pela troca de marés (BÉRGAMO, 2006). Possuindo 35 afluentes aportando água doce no

fundo da baía, a Guanabara apresenta características de um complexo estuarino e variação de salinidade e temperatura ao longo do seu eixo norte-sul, com maior salinidade e menores temperaturas na porção sul próximos a boca da baía (KJERFVE et al., 1997). O sedimento do fundo submarino também varia ao longo da baía, sendo a porção norte majoritariamente lamosa e a porção sul arenosa, havendo alguns locais de mistura de lama com areia (CATANZARO et al., 2004). Devido ao despejo de esgoto dos municípios em seu entorno a grande quantidade de matéria orgânica torna a baía um ambiente eutrofizado (CARREIRA; WAGENER; READMAN, 2004; KJERFVE et al., 1997), problema que se soma à contaminação por metais pesados e à degradação causada por múltiplas atividades industriais (CARREIRA; WAGENER; READMAN, 2004). A fauna marinha local é composta por diferentes espécies de invertebrados e vertebrados marinhos típicos de ambientes estuarinos. A comunidade de peixes encontrada na baía varia em distribuição, com determinadas espécies demonstrando preferência por ambientes com características físicas específicas, e havendo um aumento da abundância e riqueza em direção às áreas mais externas (RODRIGUES et al., 2007). A Baía de Guanabara também abriga uma população residente de boto-cinza (AZEVEDO et al., 2004) que encontra-se em declínio (AZEVEDO et al., 2017).

Com 305 km² de espelho d'água, a Baía de Sepetiba tem posição central entre as três regiões de estudo, sendo limitada ao sul pela Restinga da Marambaia e com entrada voltada para oeste. A circulação hidrodinâmica dentro da baía é influenciada pelo aporte de água doce, principalmente dominada por maré e com a troca de águas com o oceano sendo restringida pela restinga (VILLENNA et al., 2012). Ao longo de seu eixo leste-oeste, o sedimento de fundo da baía varia de lama para areia, havendo pontos de areia com lama (PEREIRA, 1998). Estudos recentes demonstram que esta baía está sob impacto ambiental de diferentes fatores, como eutrofização, poluentes inorgânicos e metais pesados, alterações de cursos de rios e uma forte industrialização da região nas últimas décadas (MOLISANI et al., 2004). A comunidade de peixes demersais encontrados dentro da baía varia em distribuição e composição, havendo maior número de espécies na porção externa porém maior quantidade de indivíduos na porção interna (ARAÚJO et al., 1998). O boto-cinza nesta área forma grandes agregações e é observado praticamente em todas as regiões da baía (FLACH; FLACH; CHIARELLO, 2008).

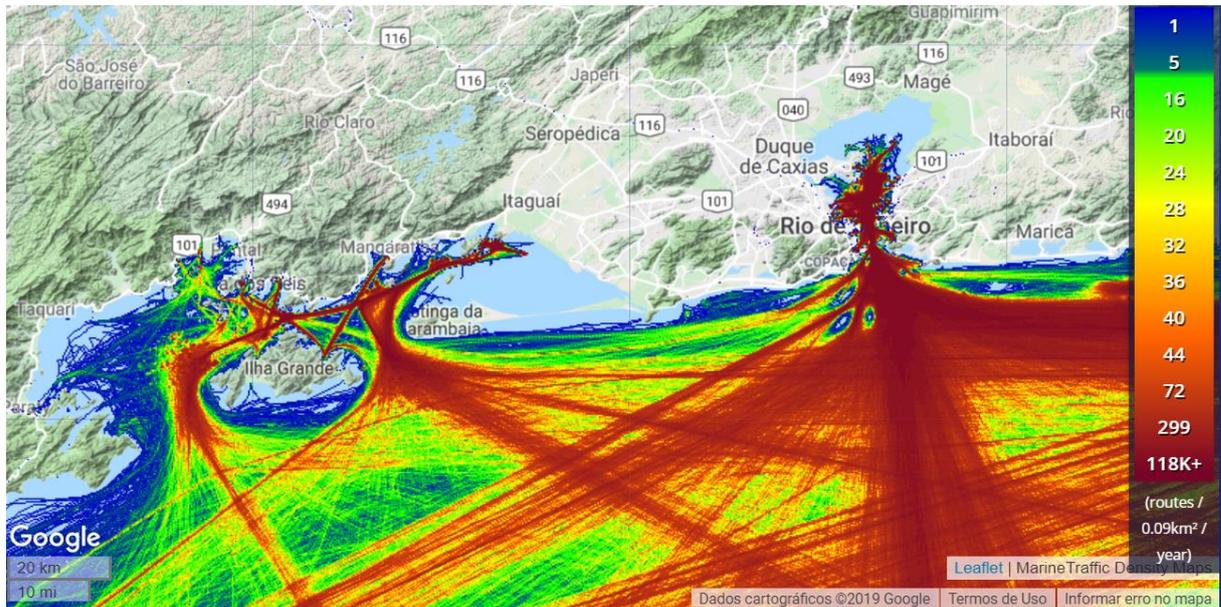
A Baía de Ilha Grande é a baía mais a oeste, sendo a maior das três e com uma entrada voltada para sul e uma para leste, na fronteira com a entrada para a Baía de Sepetiba. A circulação nesta baía é influenciada pela maré e pelos fluxos de água provenientes do aporte de água doce e da penetração sazonal da ACAS (CREED, 2009). A distribuição do sedimento

de fundo varia entre as regiões dentro da baía, encontrando-se diferentes gradações de areia grossa a fina no centro da baía e lama nas duas laterais a leste e a oeste (CREED, 2009). Apesar de na plataforma continental sudeste brasileira não ocorrerem recifes de corais verdadeiros, habitats rochosos servem de habitat para peixes recifais, de modo que a comunidade de peixes recifais da Baía da Ilha Grande é uma das mais ricas e diversas da costa brasileira (FLOETER et al., 2001), havendo uma variação da distribuição das espécies dentro da baía (CREED, 2009). O boto-cinza também forma grandes agregações nesta região (ESPÉCIE; TARDIN; SIMÃO, 2010), mas ao contrário das demais baías outras espécies de delfínídeos ocorrem frequentemente.

Todas as três baías apresentam portos e terminais de abastecimento de navios, de modo que o tráfego de embarcações de grande porte é um fenômeno constante nestas regiões. Na Baía de Guanabara, os portos de Niterói e do Rio de Janeiro juntos movem mais de 6 mil toneladas por ano. Na Baía de Sepetiba, o porto de Itaguaí na porção leste e o porto da Ilha Guaíba na porção oeste ocupam os dois extremos da baía com movimentação de cargas e produtos siderúrgicos. Na Baía de Ilha Grande, o Porto de Angra dos Reis movimenta centenas de toneladas de carga a cada ano. Além disso, as marinas e portos para travessia de passageiros e atividades turísticas movimentam embarcações de menor porte juntamente com a atividade pesqueira.

O canal de navegação central da Baía de Guanabara acompanha o formato estreito da baía, seguindo por seu eixo norte-sul (Carta Náutica 1501). Na Baía de Sepetiba o canal de navegação principal começa entre Ilha da Marambaia e a Ilha Grande e depois entra em direção a leste na baía, passando entre as ilhas de Jaguanum e Itacuruçá (Carta Náutica 1607). Na Baía de Ilha Grande o principal canal de navegação passa entre a Ilha Grande e o continente, com entrada de navios pelas duas entradas da baía (Carta Náutica 1607). O posicionamento dos canais e as áreas de fundeio de navios nas três baías influenciam diretamente as regiões de maior concentração de rotas (Fig. 29), havendo zonas de grande adensamento de presença antrópica e zonas de menor ocorrência de tráfego de embarcações.

Figura 29 – Mapa de densidade de rotas de embarcações com antena AIS durante o ano de 2017 na zona costeira do Rio de Janeiro.



Fonte: Marine Traffic (www.marinetraffic.com), 2019.

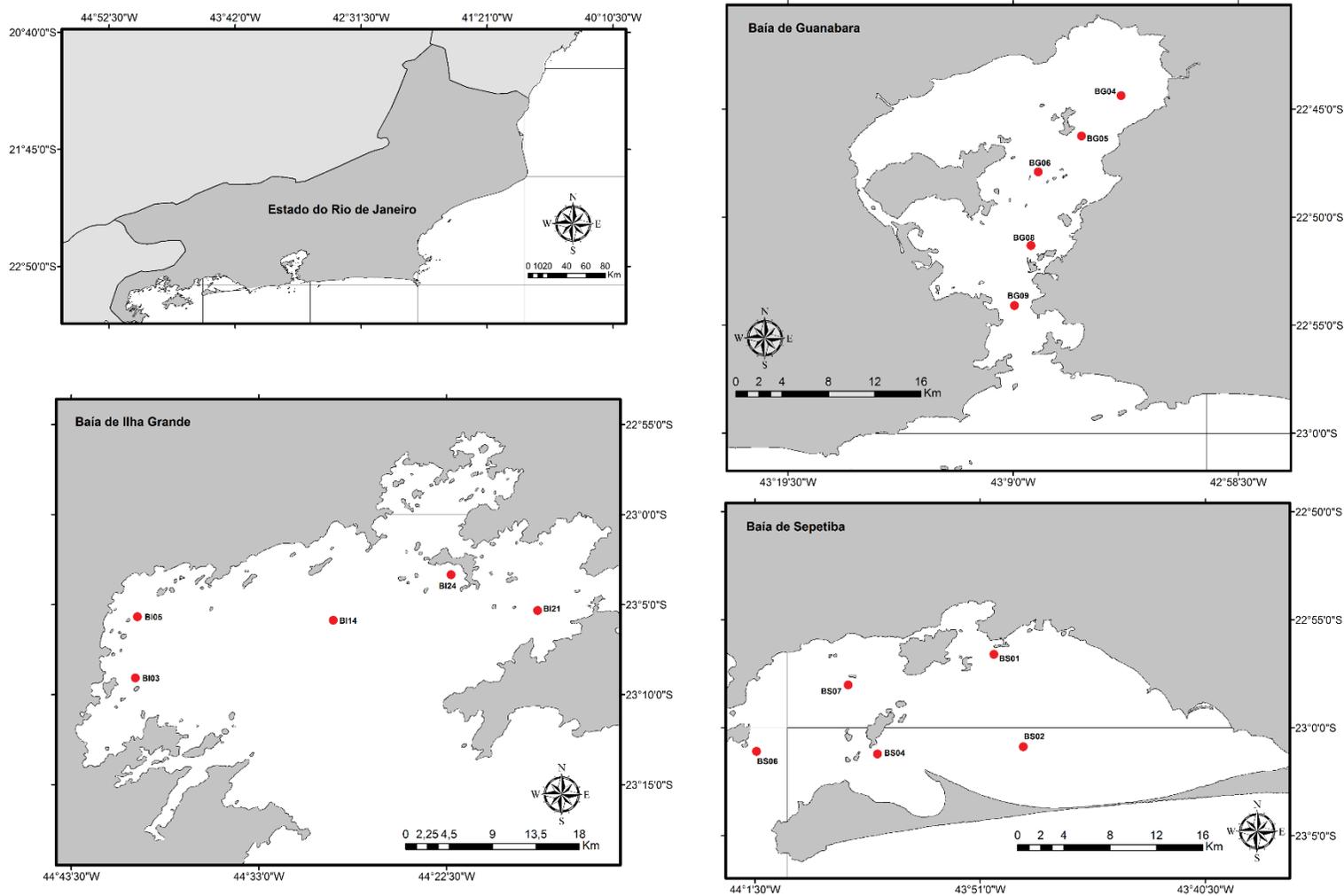
Em termos de ambiente acústico, a Baía de Guanabara é a única região da zona costeira do Estado do Rio de Janeiro que possui estudos pretéritos, porém focados na variação do ruído subaquático. Os valores de pressão sonora na Baía de Guanabara são típicos de ambientes impactados por poluição sonora, sendo fortemente influenciado pela composição do tráfego de embarcações (BITTENCOURT et al., 2014), havendo evidências de que causa alterações nos sinais de comunicação do boto-cinza no local (BITTENCOURT et al., 2017b). Estudos bioacústicos conduzidos com diferentes espécies de delfínídeos nas baías de Sepetiba e Ilha Grande (ANDRADE et al., 2014; AZEVEDO et al., 2010; LIMA et al., 2016), focaram nas emissões sonoras dos animais e não na caracterização do ambiente. Em relação a outros táxons, apesar de espécies que demonstram comportamento acústico ocorrerem nas três regiões do estudo, com destaque para grande abundância de espécies de peixes da família Scianidae (ARAÚJO et al., 1998; FLOETER et al., 2001; RODRIGUES et al., 2007) e camarões do gênero *Alpheus* (SOLEDADE; ALMEIDA, 2013), não há pesquisas bioacústicas pretéritas em nenhuma das baías. Conforme mencionado anteriormente, a distribuição de espécies de cetáceos, peixes e crustáceos varia dentro de cada baía, de modo que seus sinais sonoros podem gerar distinção entre baías e entre locais dentro das baías. Portanto, sabe-se que há diversidade de espécies que produzem sinais sonoros, mas a contribuição e distribuição dos mesmos para a paisagem acústica é desconhecida.

Cinco pontos de coleta foram distribuídos dentro de cada baía costeira, somando 15 pontos de coleta no total (Fig. 30). Os pontos de coleta foram determinados de modo a

abranger áreas com diferentes características dentro de cada baía. Seis dos pontos ficaram dentro de unidades de conservação: um na APA de Guapimirim (Baía de Guanabara), três na APA do Boto-Cinza (Baía de Sepetiba), e dois na ESEC Tamoios (Baía de Ilha Grande). A distribuição do sedimento de fundo das três baías foi consultada na literatura, e baseada nas classes de sedimento observadas nas regiões distintas das baías, foram utilizadas as categorias de: areia e lama.

A coleta também buscou abranger diferentes horários do dia em cada ponto, sendo realizada ao longo de diferentes épocas do ano entre o período de agosto de 2015 e novembro de 2018. As saídas de campo foram realizadas a bordo de embarcações entre 5,5 e 9m com motor de popa. Dois sistemas de gravação foram utilizados ao longo do presente estudo, ambos completamente calibrados. Os gravadores empregados foram um gravador digital Fostex FR-2 e um gravador digital Marantz PMD, ambos com taxa de amostragem de 96 kHz e 24-bits de resolução. Os gravadores foram acoplados a dois modelos de hidrofone: C54 (sensibilidade -165,0 dBV; frequência flat 0,009-44 kHz), e HTI-96MIN (sensibilidade -170,5 dBV; frequência flat 0,04-30 kHz). Para a realização das gravações o hidrofone foi posicionado entre 2 e 4 m de profundidade de modo a ficar abaixo do casco da embarcação utilizada e evitar possíveis reflexões de sinais sonoros do meio. Durante as gravações, o motor e a sonda da embarcação foram desligados para que não influenciassem na coleta. As sessões de gravação tiveram duração de dez minutos quebradas em arquivos de dois minutos de duração, durante os quais foram anotadas informações referentes a estado de mar na escala Beaufort e quantidade de fontes sonoras artificiais em operação num raio de 2 km.

Figura 30 – Pontos de coleta de ruído subaquático em três baías costeiras do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Em azul, pontos de coleta localizados dentro de unidades de conservação.



Fonte: a autora, 2019.

9.2 Análise dos Dados

Todos os arquivos foram digitalizados e armazenados em HDs externos. As gravações foram inicialmente manualmente inspecionadas para a exclusão de possíveis falhas e ruídos artificiais causados pela presença do barco de coleta (ex: ondas batendo no casco da embarcação) antes de serem organizadas para análises posteriores. A análise de som foi realizada no software PAMGuide (MERCHANT et al., 2015) com base na plataforma R (R CORE TEAM, 2014). Os parâmetros espectrais foram definidos com janela Hann, 50% de sobreposição e tamanho de janela de 512 pontos. Foram calculados os níveis de pressão sonora em bandas de 1/3 de oitava, que dentro da taxa de amostragem e tamanho de janela utilizados, gerou valores de pressão sonora (dB re 1 μ Pa) em 33 bandas de frequência. Os valores médios rms de cada arquivo de gravação foram calculados e utilizados nas análises estatísticas seguintes.

Em seguida foi realizada uma análise ecoacústica através do ACI em cada gravação realizada em todos os pontos de coleta nas três baías. O cálculo de todos índices foi realizado através da função “*multiple_sounds*” do pacote *soundecology* (VILLANUEVA-RIVERA; PIJANOWSKI; VILLANUEVA-RIVERA, 2016), com o suporte do pacote *tuneR* (KREY et al., 2016) no *software* estatístico R, versão i386 3.3.2 (R CORE TEAM, 2014). O ACI foi calculado para duas bandas de frequência distintas, de modo que foram obtidos o HFACI, limitado entre as frequências de 3 kHz e 24 kHz, e o LFACI abrangendo as frequências de 25 Hz a 3 kHz. A tabela 7 contém os parâmetros acústicos utilizados em cada índice calculado.

Uma vez que o valor do ACI é altamente dependente do tamanho do arquivo de gravação utilizado, para fins de comparação com outros estudos (que possivelmente utilizaram gravações mais longas ou mais curtas), os valores de HFACI e LFACI obtidos foram divididos pela duração da gravação, fornecendo portanto valores de complexidade acústica por minuto (HFACI_{min} e LFACI_{min}) que foram então utilizados nas análises estatísticas posteriores.

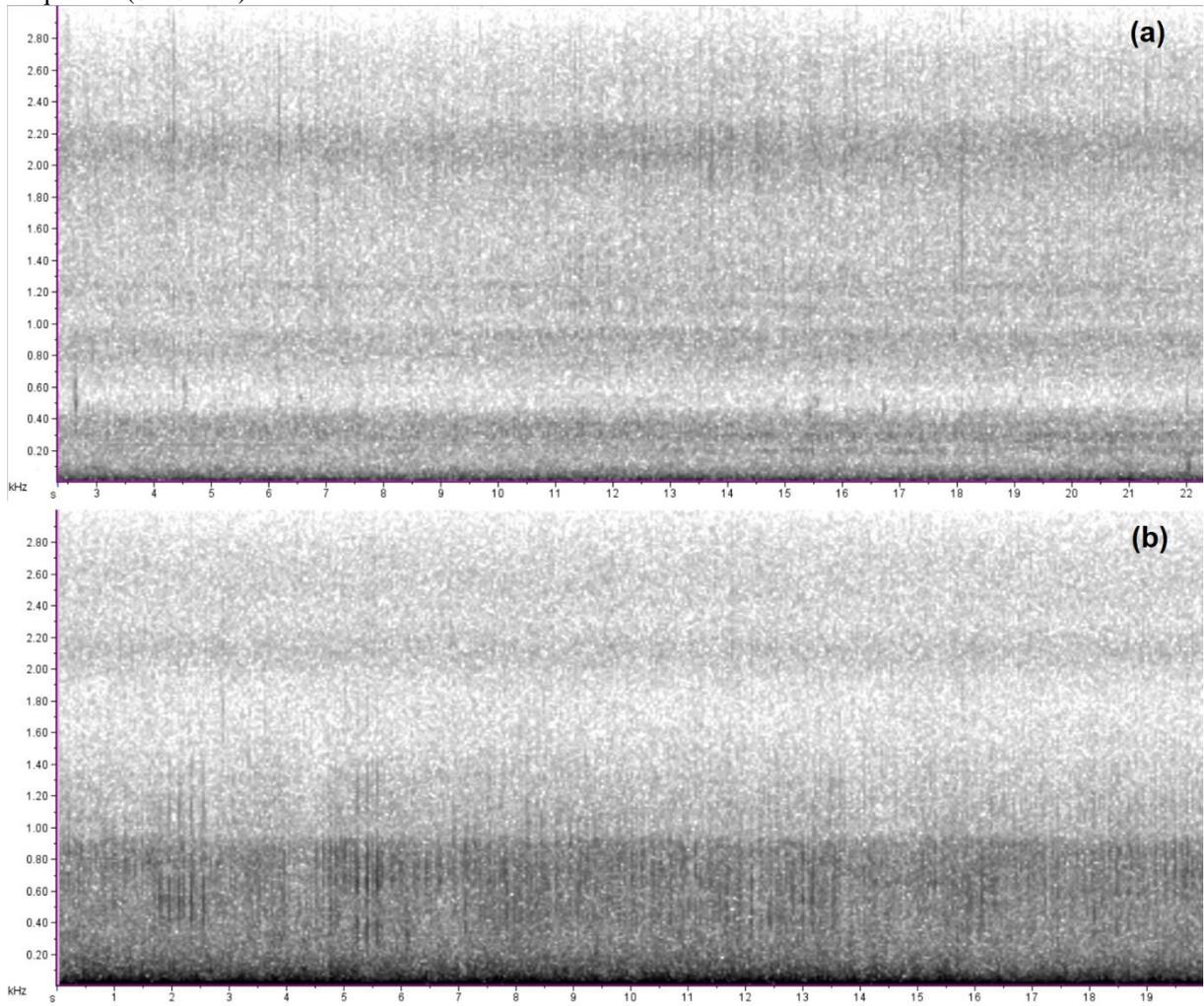
Tabela 7 – Parâmetros acústicos utilizados no cálculo de dois índices ecoacústicos em 15 pontos de coleta nas baías costeiras do estado do Rio de Janeiro através dos pacotes *soundecology* e *seewave* no software R.

Índice Ecoacústico	Parâmetros de Cálculo do Índice
HFACI	FFT = 1024 frequência mínima = 63 Hz frequência máxima = 3 kHz j = 5 s
LFACI	FFT = 1024 frequência mínima = 3 kHz frequência máxima = 48 kHz j = 5 s

Fonte: a autora, 2019.

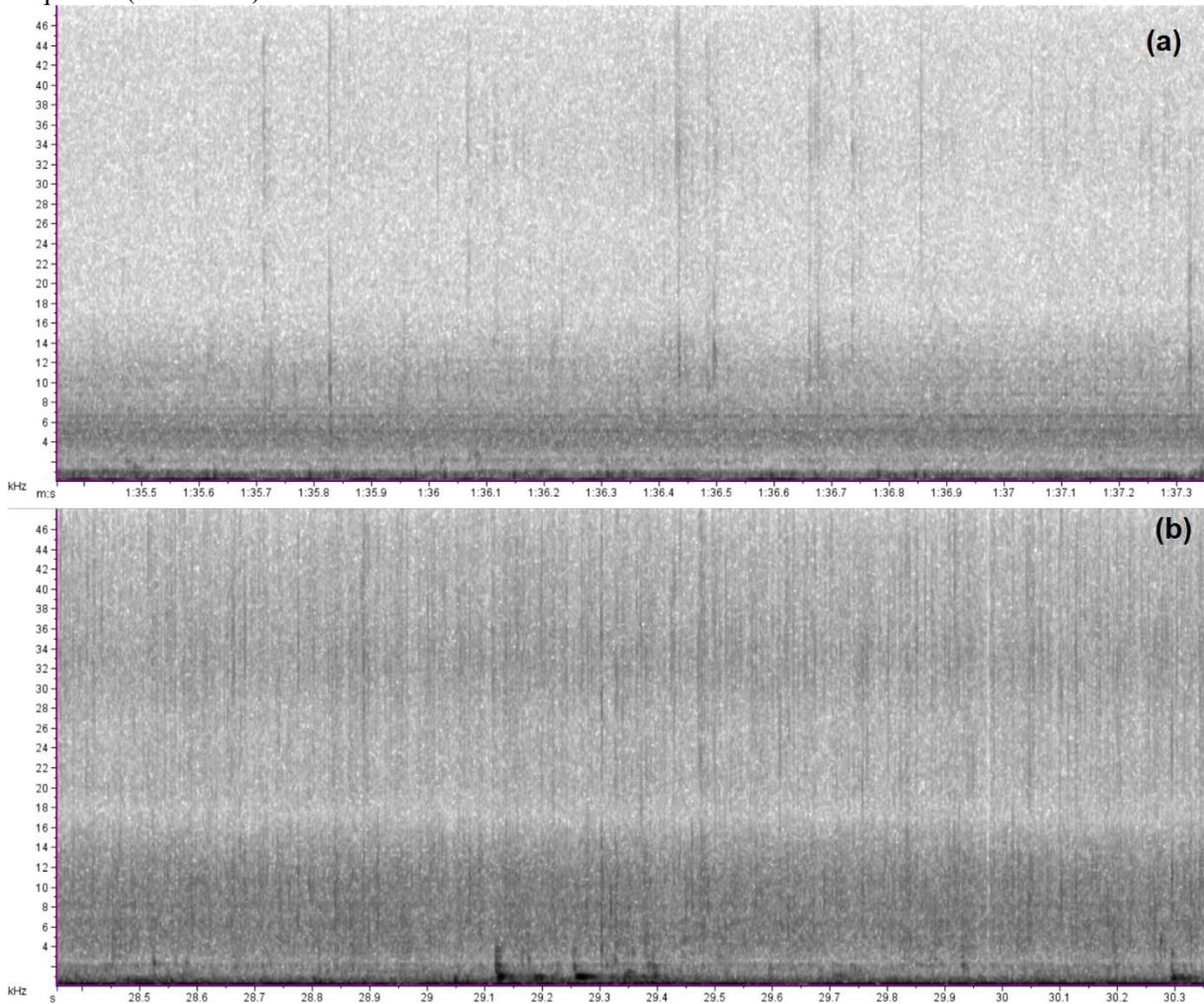
O nível de atividade bioacústica foi estabelecido através da inspeção manual das gravações no *software* Raven Pro 1.5 com espectrogramas com janela Hann de 512 pontos e 50% de sobreposição. Todas as gravações foram inspecionadas e anotadas quanto à ocorrência de sons produzidos por peixes, invertebrados marinhos e cetáceos. Os pontos foram classificados como tendo: baixa atividade bioacústica no caso de ausência ou ocorrência esporádica de sons biológicos; ou alta atividade bioacústica no caso de ocorrência constante ou sobreposta de sons biológicos. Uma vez que os sinais de diferentes taxa ocupam diferentes bandas de frequência, foi feita a distinção entre atividade bioacústica de baixa frequência (AB-LF) e de alta frequência (AB-HF). As figuras 31 e 32 apresentam exemplos de espectrogramas contendo alta e baixa atividade bioacústica nas duas bandas de frequência trabalhadas.

Figura 31 – Espectrogramas exemplificando ambientes de baixa (a) e alta (b) atividade bioacústica de baixa frequência (0 – 3 kHz).



Fonte: a autora, 2019.

Figura 32 – Espectrogramas exemplificando ambientes de baixa (a) e alta (b) atividade bioacústica de alta frequência (3 – 48 kHz).



Fonte: a autora, 2019.

9.3 Análise Estatística

A estatística descritiva dos dados foi realizada, não tendo sido encontrada distribuição normal nos dados. Portanto, testes não-paramétricos foram empregados para análises de comparação, correlação e agrupamento realizadas em seguida. Uma vez que foram utilizadas 30 amostras de cada ponto, o n total para análises estatísticas dentro de cada baía foi de 150 e o n para análises estatísticas envolvendo as três baías foi de 450. Uma vez que os valores de pressão sonora em bandas de frequência próximas são comumente correlacionados, foram selecionadas oito bandas de um terço de oitava para a análises estatísticas subsequentes: 25 Hz, 63 Hz, 125 Hz, 251 Hz, 1 kHz, 2 kHz, 10 kHz e 25 kHz.

A fim de comparar os níveis de pressão sonora nas 33 bandas de frequência entre os cinco pontos dentro de cada baía, bem como os valores dos índices ecoacústicos e a quantidade de fontes sonoras artificiais, foi empregado o teste *Kruskal-Wallis* acompanhado de um teste a posteriori de comparações múltiplas ranqueadas. Para investigar a relação da quantidade de fontes sonoras artificiais e a característica do perfil sonoro de cada baía, foi empregado o teste R de *Spearman*. Também foi realizada uma comparação dos índices ecoacústicos entre os dois tipos de sedimento de fundo dentro de cada baía e entre as classificações de alta e baixa atividade bioacústica, sendo utilizado o teste *U* teste *Mann-Whitney*. Foram consideradas diferenças significativas aquelas com valor de $p < 0,01$, e foram consideradas relações significativas aquelas com $r > 0,5$ e $p < 0,01$.

Para realizar uma investigação espacial mais ampla e avaliar como os perfis sonoros das baías do Rio de Janeiro podem ser separados e classificados, foi empregada uma análise de agrupamento a partir dos valores médios das oito bandas de frequência em cada um dos 15 pontos de amostragem. Para evitar que a variação dos valores entre as bandas de frequência gerasse uma tendência na análise, todas as variáveis foram estandardizadas para ficarem na mesma escala. Foi selecionado o método sequencial aglomerativo através do método por ligação simples, utilizando distâncias euclidianas.

A partir do resultado de agrupamento, os locais de amostragem foram classificados entre não-impactados (NI) e impactados (I). Em seguida, foi realizada uma comparação das medidas acústicas e da quantidade de fontes sonoras artificiais observadas para estes dois grupos através do teste *U* teste *Mann-Whitney*. Foram consideradas diferenças significativas aquelas com valor de $p < 0,01$. A fim de investigar se a presença antrópica foi relacionada com o componente biológico da paisagem acústica, foi aplicado o teste R de *Spearman* para testar a correlação entre a quantidade de fontes sonoras artificiais e a complexidade acústica das três baías costeiras utilizando os dados de todos os 15 pontos. Foram consideradas relações significativas aquelas com $r > 0,5$ e $p < 0,01$.

10 RESULTADOS

A tabela 8 apresenta o esforço de coleta realizado nas três baías costeiras do Estado do Rio de Janeiro. Nela também são apontadas características de cada local de coleta que podem ser relevantes para a discussão acerca dos perfis sonoros registrados e estado de qualidade de paisagem acústica nos resultados apresentados em seguida.

Tabela 8 – Esforço amostral e características de 15 pontos distribuídos pelas baías de Guanabara, Sepetiba e Ilha Grande.

Baía	Ponto	Minutos de Gravação	Profundidade Local (m)	Sedimento de Fundo	Atividade Bioacústica - LF	Atividade Bioacústica - HF
Guanabara	BG04	60	2,7	Lama	Alta	Baixa
	BG05	60	7,7	Lama	Baixa	Baixa
	BG06	60	16,0	Lama	Alta	Alta
	BG08	60	12,5	Lama	Baixa	Baixa
	BG09	60	35,0	Areia	Baixa	Baixa
Sepetiba	BS01	60	12,0	Lama	Baixa	Alta
	BS02	60	9,0	Lama	Alta	Alta
	BS04	60	31,0	Areia	Alta	Alta
	BS06	60	28,5	Areia	Baixa	Alta
	BS07	60	16,0	Areia	Baixa	Alta
Ilha Grande	BI03	60	10,0	Lama	Baixa	Baixa
	BI05	60	5,0	Lama	Alta	Baixa
	BI14	60	26,5	Areia	Baixa	Baixa
	BI21	60	30,0	Lama	Alta	Alta
	BI24	60	20,0	Areia	Alta	Baixa

Fonte: a autora, 2019.

Avaliando as fontes sonoras de origem biológica, o perfil da atividade bioacústica na costa do Rio de Janeiro foi composto por sinais de diferentes características de duração e frequência. Os estalos produzidos por invertebrados marinhos apareceram tanto nas baixas frequências quanto nas altas, sendo, portanto, o tipo de sinal natural mais comum no componente bioacústico das paisagens acústicas investigadas. No entanto, em alguns locais sons pulsados de diferentes contornos produzidos por peixes foram mais abundantes nas baixas frequências. Emissões sonoras produzidas por delfínidos também foram registrados nas altas frequências em parte dos locais de amostragem, em algumas situações sendo a única fonte biológica de alta frequência.

A Baía de Guanabara apresentou baixa atividade bioacústica no geral, havendo dois pontos com alta AB-LF (BG04 e BG06) e apenas um com alta AB-HF (BG06). Em ambos os casos a alta atividade bioacústica de baixa frequência se deu pela grande quantidade de sons de peixe, com ocorrência de estalos provenientes de invertebrados. A alta atividade bioacústica de alta frequência no ponto BG06 se deu pelo adensamento de estalos provenientes de invertebrados marinhos.

Na Baía de Sepetiba identificou-se a maior quantidade de locais com alta atividade bioacústica. Metade dos pontos apresentaram AB-LF alta, provocada principalmente por sons de peixes. Além disso, foi a única baía em que todos os pontos apresentaram AB-HF alta. A alta atividade bioacústica de alta frequência dentro desta baía, no entanto, variou entre os pontos. BS01 e BS02 tiveram suas altas frequências preenchidas principalmente por assobios e cliques de ecolocalização produzidos pelo boto-cinza e com alguma ocorrência de estalos de invertebrados. Os pontos BS04, BS06 e BS07 também tiveram emissões sonoras de boto-cinza, mas com grande quantidade de estalos de invertebrados.

A Baía de Ilha Grande também pode ser considerada como sendo de alta atividade bioacústica. Apresentou três pontos (BI05, BI21 e BI24) com alta AB-LF, ocupados por sons distintos de peixes, indicando a presença de diferentes espécies nestes locais de coleta. Dois pontos tiveram alta AB-HF, porém com perfis diferentes; o ponto BI05 teve estalos de invertebrados marinhos e assobios e cliques produzidos pelo boto-cinza, enquanto o ponto BI21 foi dominado por estalos produzidos por invertebrados marinhos.

Quatro dos pontos localizados dentro de unidades de conservação foram identificados como áreas de alta atividade bioacústica em pelo menos uma das faixas de frequência. O ponto BI21, localizado numa das ilhas da ESEC Tamoios, e o ponto BS04, localizado na APA do Boto-Cinza, destacou-se por apresentar grande atividade biológica tanto nas frequências mais baixas quanto nas mais altas. Os pontos BG04 e BI24 apresentaram alta atividade nas baixas frequências, ambos com muitos sinais produzidos por peixes. Inversamente, os pontos BS06 e BS07, apresentaram baixa atividade nas baixas frequências e alta atividade nas altas frequências.

Na quantificação das fontes sonoras artificiais, observa-se um gradiente de presença antrópica entre as regiões amostradas (Tab. 9). A Baía de Guanabara apresentou não apenas maior quantidade de fontes sonoras artificiais, como também apresentou mais variedade nos tipos de fontes observadas por ponto, incluindo fontes diferenciadas como plataformas e terminais de abastecimento. As baías de Sepetiba e Ilha Grande apresentaram menor variedade de tipos de fontes sonoras artificiais por ponto de coleta, e também menor

quantidade de embarcações de pesca artesanal apesar de outros tipos de barcos utilizados em atividades pesqueira terem sido observados.

Os diferentes tipos de fonte sonora apareceram em quantidades diferentes. Navios foram o tipo de fonte sonora artificial mais numeroso, tendo ocorrido em todas as baías apesar da diferença de quantidades. Por ser uma área de fundeio, o ponto BG08 se destaca nesta categoria, que contribuiu para que fosse o ponto com maior quantidade de fontes artificiais do estudo. As traineiras estiveram presentes na maioria dos pontos, sendo o tipo de fonte sonora artificial mais comum na costa do Rio de Janeiro. Especificamente, as traineiras foram mais numerosas nos pontos da Baía da Ilha Grande, configurando-se como a principal fonte artificial desta região.

Focando nos pontos de coleta localizados dentro de unidades de conservação, quatro deles (BG04, BS04, BI21 e BI24) apresentaram quantidades similares entre si, inferiores ao de locais com maior tráfego de embarcações. No entanto, é necessário ressaltar que em uma ocasião no ponto BI24 foram observadas 25 embarcações ao mesmo tempo, valor similar a mediana da quantidade de fontes sonoras artificiais do ponto BG08, indicando que este local é passível de maior movimentação de fontes sonoras artificiais. Apesar da similaridade de quantidades, a composição dos tipos de fontes sonoras artificiais foi diferenciada entre estes quatro pontos. Enquanto no ponto BG04 e BS04 o tráfego de embarcações é composto de barcos menores associados a atividade pesqueira, no ponto BI21 foram observados além de barcos de passeio navios de grande porte, e no ponto BI24 foram observados barcos de passeio de diversos tamanhos como lanchas e iates. Os pontos BS06 e BS07, no entanto, foram diferentes dos demais por apresentarem maior quantidade de fontes sonoras e tráfego composto principalmente por navios.

Tabela 9 – Somatório dos tipos de fontes sonoras artificiais observadas durante gravações acústicas realizadas em 15 pontos de coleta de ruído subaquático em três baías costeiras do Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Ponto	Navios	Barcas de Passageiros	Iates e lanchas	Traineiras	Barcos de pesca artesanal	Rebocadores	Outros (portos, terminais, aeronaves, plataformas)
BG04	0	0	0	0	4	0	0
BG05	3	0	1	3	5	0	0
BG06	12	2	4	2	5	0	1
BG08	185	0	3	5	3	6	0
BG09	4	14	9	1	2	9	5
Total	204	16	17	11	19	15	6
BS01	14	0	1	0	0	14	1
BS02	0	0	0	1	0	0	0
BS04	0	0	0	1	1	0	0
BS06	8	0	2	0	0	2	1
BS07	15	0	1	1	0	0	0
Total	37	0	4	3	1	16	2
BI03	0	0	0	7	0	0	0
BI05	0	0	3	8	0	0	0
BI14	9	0	0	4	0	0	0
BI21	3	0	1	3	0	0	0
BI24	0	0	28	0	0	0	0
Total	12	0	32	22	0	0	0

Fonte: a autora, 2019.

10.1 Baía de Guanabara

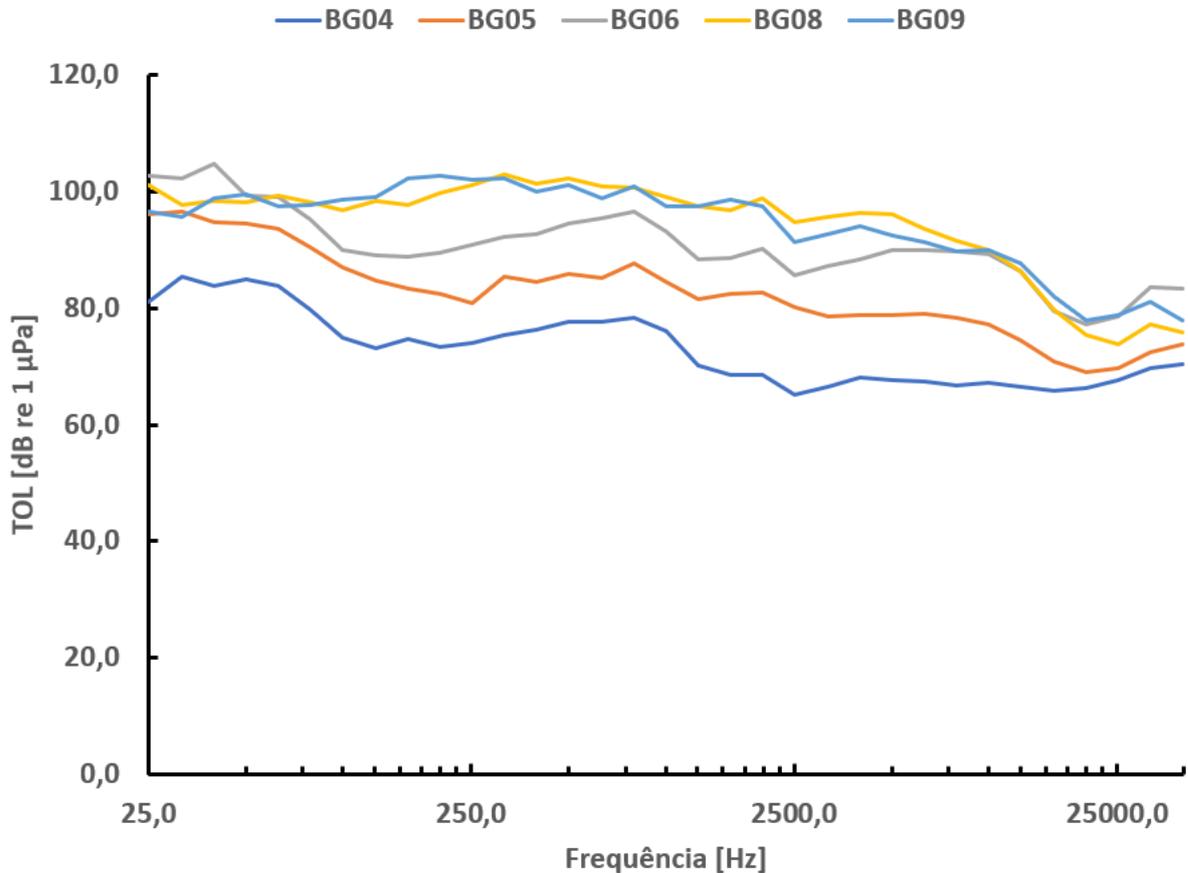
A Baía de Guanabara apresentou grandes gradientes em todas as medidas acústicas adotadas e na quantidade de fontes sonoras artificiais presentes nos locais de coleta. Os gradientes da pressão sonora e da complexidade acústica de alta e baixa frequência seguiram padrões distintos, que foram influenciados tanto pela presença antrópica quanto pela atividade bioacústica. Portanto, dentro da baía foi possível identificar tanto perfis sonoros impactados quanto perfis naturais preservados.

De forma geral, em todas os locais de coleta o perfil da pressão sonora seguiu o padrão esperado de baixas frequências serem mais intensas do que altas frequências, mas havendo distinção clara entre as curvas (Fig. 33). Há um gradiente de variação dos perfis sonoros do ponto ao longo do eixo norte-sul, partindo de áreas mais silenciosas para áreas mais ruidosas. Nos perfis mais silenciosos é possível observar maior variação entre as bandas de frequência, que são influenciadas por sinais sonoros naturais. Estes sinais geram elevações da pressão

sonora em bandas definidas, sucedidas por decaimento sonoro nas faixas em que não há sinais biológicos. Este fenômeno é melhor caracterizado pela curva do ponto BG04, que teve os menores valores de pressão sonora de toda a baía e a curva de maior variação, apresentando mais de um crescimento e decaimento ao longo de seu contorno. Desta forma, a curva deste ponto configura a APA de Guapi-Mirim como o local de menor influência antrópica acústica da Guanabara.

Tomando a curva do ponto BG04 como base do perfil natural da baía, os perfis sonoros das outras regiões da baía vão progressivamente se tornando mais ruidosos e com menor diferenciação de pressão sonora entre as bandas de frequência. Os pontos BG05 e BG06, apresentaram um perfil intermediário, com curvas nas quais é possível observar bandas largas de elevação e decaimento da pressão sonora, mas tendo valores mais altos do que BG04. Por fim, os pontos BG08 e BG09 na porção sul da baía tiveram perfis sonoros similares entre si e os mais ruidosos. Analisando as curvas de BG08 e BG09 é possível observar que a pressão sonora varia pouco ao longo das bandas de frequência, havendo um decaimento nítido apenas nas frequências mais altas, indicando um perfil regular de pouca diversidade sonora entre bandas de frequência. Esta regularidade nos perfis da porção sul indicam sinais artificiais de banda larga, que mascaram as flutuações naturais do espectro, configurando esta região como a de maior influência antrópica acústica da baía.

Figura 33 – Perfil sonoro de cinco pontos de coleta na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: a autora, 2019.

O salto de pressão sonora da área mais silenciosa para a mais ruidosa é de cerca de 20 dB, demonstrando a grande variação presente na Baía de Guanabara. A tabela 10 apresenta os valores de mediana e erro padrão de pressão sonora para 33 bandas de frequência nos pontos de coleta. A banda de frequência com maior valor de mediana de pressão sonora foi a banda 39 Hz no ponto BG06 com 104,7 dB re 1 µPa. O menor valor de mediana encontrado foi de 65,2 dB re 1 µPa nas bandas de 2,5 kHz no ponto BG04. A comparação de valores entre os cinco pontos apontou que há diferença significativa nas oito bandas de frequência testadas: 25 Hz (KW, H (4, N=150)=31,77, $p<0,01$), 63 Hz (KW, H (4, N=150)=29,99, $p<0,01$), 125 Hz (KW, H (4, N=150)=68,29, $p<0,01$), 251 Hz (KW, H (4, N=150)=95,10, $p<0,01$), 1 kHz (KW, H (4, N=150)=74,35, $p<0,01$), 2 kHz (KW, H (4, N=150)=90,50, $p<0,01$), 10 kHz (KW, H (4, N=150)=77,67, $p<0,01$) e 25 kHz (KW, H (4, N=150)=23,12, $p<0,01$). Os pontos BG08 e BG09 apresentaram os maiores valores de pressão sonora nas bandas de 125 Hz (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$), 251 Hz (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$), 1 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$), 2 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$), e 10 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$). O ponto BG04 foi o menos

ruidoso, apresentando os menores valores de pressão sonora em todas as bandas de frequência: 25 Hz (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$), 63 Hz (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$), 125 Hz (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$), 251 Hz (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$), 1 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$), 2 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$), 10 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$) e 25 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$).

Tabela 10 – Mediana \pm erro padrão de pressão sonora (dB re 1 μ Pa) em seis pontos na Baía de Guanabara, RJ.

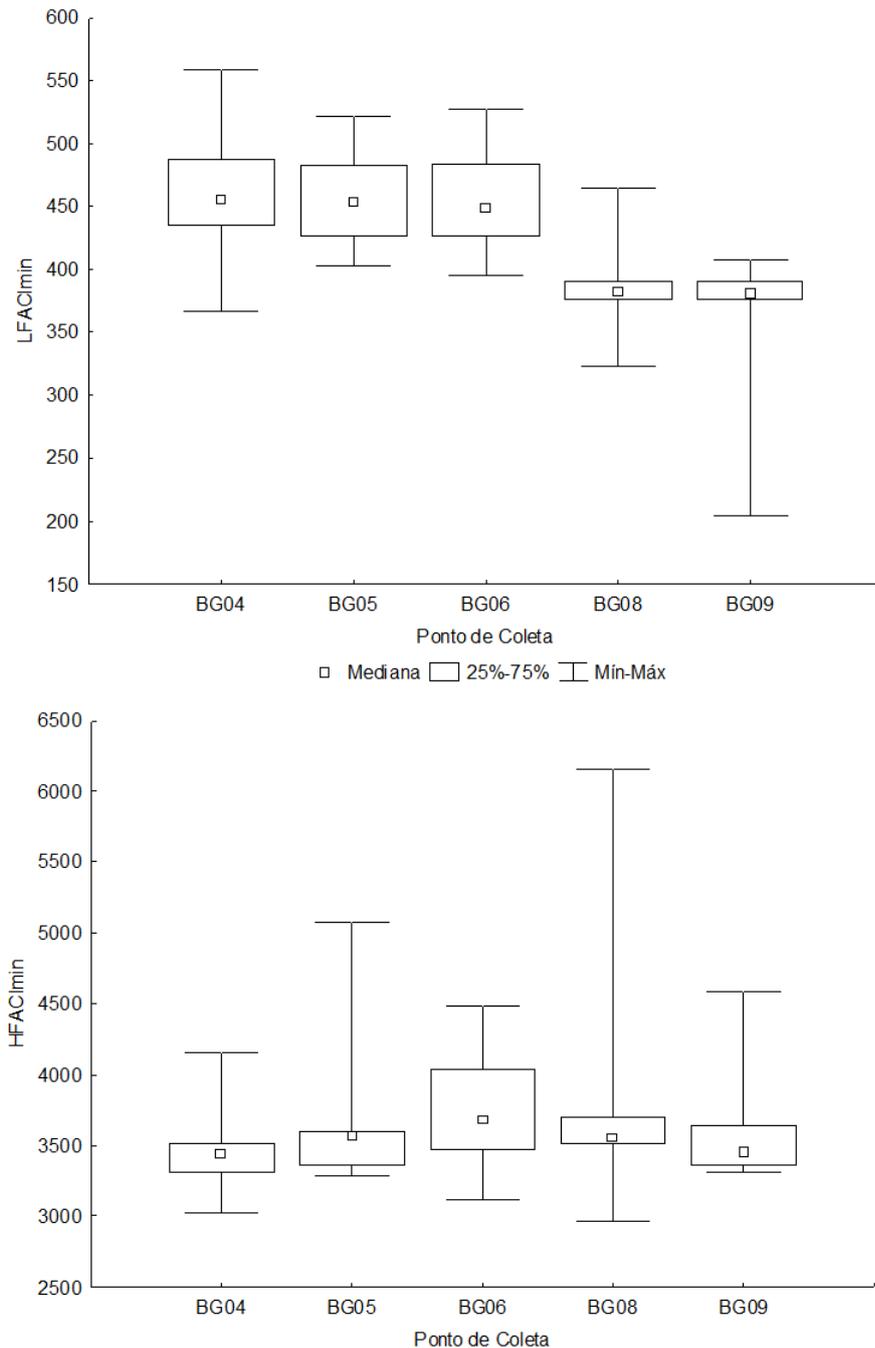
Frequência (Hz)	BG4 (n=30)	BG5 (n=30)	BG6 (n=30)	BG8 (n=30)	BG9 (n=30)
25,1	81,1 \pm 0,5	96,2 \pm 0,4	102,8 \pm 0,5	101,2 \pm 0,5	96,5 \pm 0,5
31,6	85,4 \pm 0,5	96,7 \pm 0,6	102,3 \pm 0,5	97,7 \pm 0,5	95,6 \pm 0,5
39,8	83,9 \pm 0,4	94,9 \pm 0,5	104,7 \pm 0,5	98,4 \pm 0,5	98,9 \pm 0,6
50,1	84,9 \pm 0,4	94,5 \pm 0,5	99,3 \pm 0,5	98,1 \pm 0,4	99,5 \pm 0,5
63,1	83,8 \pm 0,4	93,6 \pm 0,4	99,0 \pm 0,5	99,3 \pm 0,4	97,5 \pm 0,4
79,4	79,7 \pm 0,3	90,4 \pm 0,4	95,2 \pm 0,5	98,3 \pm 0,3	97,8 \pm 0,4
100,0	75,0 \pm 0,3	87,1 \pm 0,4	89,9 \pm 0,6	96,9 \pm 0,3	98,6 \pm 0,5
125,9	73,2 \pm 0,4	84,9 \pm 0,5	89,0 \pm 0,5	98,4 \pm 0,3	99,0 \pm 0,5
158,5	74,8 \pm 0,5	83,3 \pm 0,5	88,9 \pm 0,5	97,7 \pm 0,2	102,2 \pm 0,5
199,5	73,3 \pm 0,5	82,4 \pm 0,5	89,5 \pm 0,5	99,8 \pm 0,2	102,8 \pm 0,5
251,2	73,9 \pm 0,5	81,0 \pm 0,5	90,8 \pm 0,5	101,1 \pm 0,2	102,1 \pm 0,5
316,2	75,5 \pm 0,5	85,5 \pm 0,5	92,2 \pm 0,5	102,9 \pm 0,2	102,3 \pm 0,4
398,1	76,3 \pm 0,4	84,5 \pm 0,5	92,7 \pm 0,5	101,4 \pm 0,2	100,1 \pm 0,4
501,2	77,6 \pm 0,4	85,9 \pm 0,5	94,6 \pm 0,5	102,2 \pm 0,2	101,2 \pm 0,4
631,0	77,6 \pm 0,4	85,2 \pm 0,6	95,4 \pm 0,4	100,9 \pm 0,1	99,0 \pm 0,5
794,3	78,3 \pm 0,4	87,4 \pm 0,6	96,7 \pm 0,5	100,6 \pm 0,2	100,9 \pm 0,4
1000,0	76,1 \pm 0,5	84,6 \pm 0,5	93,2 \pm 0,5	99,1 \pm 0,2	97,6 \pm 0,5
1258,9	70,2 \pm 0,4	81,5 \pm 0,4	88,4 \pm 0,4	97,5 \pm 0,2	97,4 \pm 0,5
1584,9	68,6 \pm 0,3	82,4 \pm 0,5	88,5 \pm 0,5	96,8 \pm 0,2	98,6 \pm 0,5
1995,3	68,6 \pm 0,3	82,7 \pm 0,5	90,1 \pm 0,4	98,8 \pm 0,2	97,6 \pm 0,5
2511,9	65,2 \pm 0,3	80,2 \pm 0,5	85,5 \pm 0,5	94,8 \pm 0,2	91,4 \pm 0,5
3162,3	66,5 \pm 0,2	78,7 \pm 0,5	87,3 \pm 0,4	95,6 \pm 0,2	92,7 \pm 0,5
3981,1	68,2 \pm 0,2	78,9 \pm 0,4	88,3 \pm 0,4	96,4 \pm 0,2	94,1 \pm 0,5
5011,9	67,7 \pm 0,3	78,8 \pm 0,4	90,1 \pm 0,4	96,2 \pm 0,2	92,5 \pm 0,4
6309,6	67,5 \pm 0,3	79,0 \pm 0,4	90,0 \pm 0,4	93,7 \pm 0,2	91,4 \pm 0,4
7943,3	66,8 \pm 0,3	78,3 \pm 0,4	89,7 \pm 0,4	91,6 \pm 0,2	89,7 \pm 0,5
10000,0	67,1 \pm 0,3	77,2 \pm 0,3	89,3 \pm 0,4	89,9 \pm 0,2	89,9 \pm 0,5
12589,3	66,5 \pm 0,3	74,4 \pm 0,3	86,4 \pm 0,4	86,4 \pm 0,2	87,8 \pm 0,5
15848,9	65,7 \pm 0,2	70,9 \pm 0,3	79,4 \pm 0,4	79,7 \pm 0,3	81,9 \pm 0,5

Tabela 10 continuação – Mediana \pm erro padrão de pressão sonora (dB re 1 μ Pa) em seis pontos na Baía de Guanabara, RJ.

Frequência (Hz)	BG4 (n=30)	BG5 (n=30)	BG6 (n=30)	BG8 (n=30)	BG9 (n=30)
19952,6	66,4 \pm 0,2	69,0 \pm 0,2	77,2 \pm 0,5	75,3 \pm 0,3	78,0 \pm 0,6
25118,9	67,7 \pm 0,2	69,6 \pm 0,2	78,6 \pm 0,5	73,9 \pm 0,3	78,8 \pm 0,6
31622,8	69,7 \pm 0,2	72,4 \pm 0,3	83,6 \pm 0,5	77,3 \pm 0,3	81,2 \pm 0,5
39810,7	70,3 \pm 0,2	73,8 \pm 0,4	83,4 \pm 0,5	75,9 \pm 0,3	77,9 \pm 0,5

O $LFACI_{min}$ e o $HFACI_{min}$ apresentaram ordem de valores distinta. Enquanto o $LFACI_{min}$ variou de 200 a 550, o $HFACI_{min}$ variou de 3000 a 6400 dentro da Baía de Guanabara, demonstrando que a complexidade acústica é muito maior nas frequências acima de 3 kHz. Além de valores em escalas distintas, a complexidade acústica de alta e baixa frequência se comportaram de forma diferente entre os locais de amostragem, seguindo gradientes distintos ao longo do eixo norte-sul da baía. Os maiores valores de $LFACI_{min}$ foram registrados na porção norte da baía, enquanto os pontos BG08 e BG09 apresentaram valores menores e similares entre si (Fig. 34), de forma que o gradiente observado segue um padrão inverso ao observado para a pressão sonora. Os maiores valores de $HFACI_{min}$ foram observados no ponto BG06 (Comparações Múltiplas, $N=150$, $p<0,01$), seguido do ponto BG08, enquanto os menores valores foram observados no ponto BG04. A diferença observada da complexidade acústica entre os pontos de coleta foi significativa tanto para as baixas (KW, $H(4, N=150)=95,55$, $p<0,01$) quanto para as altas frequências (KW, $H(4, N=150)=20,33$, $p<0,01$).

Figura 34 – Variação do LFACI_{min} e do HFACI_{min} entre cinco pontos de coleta acústica na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil.

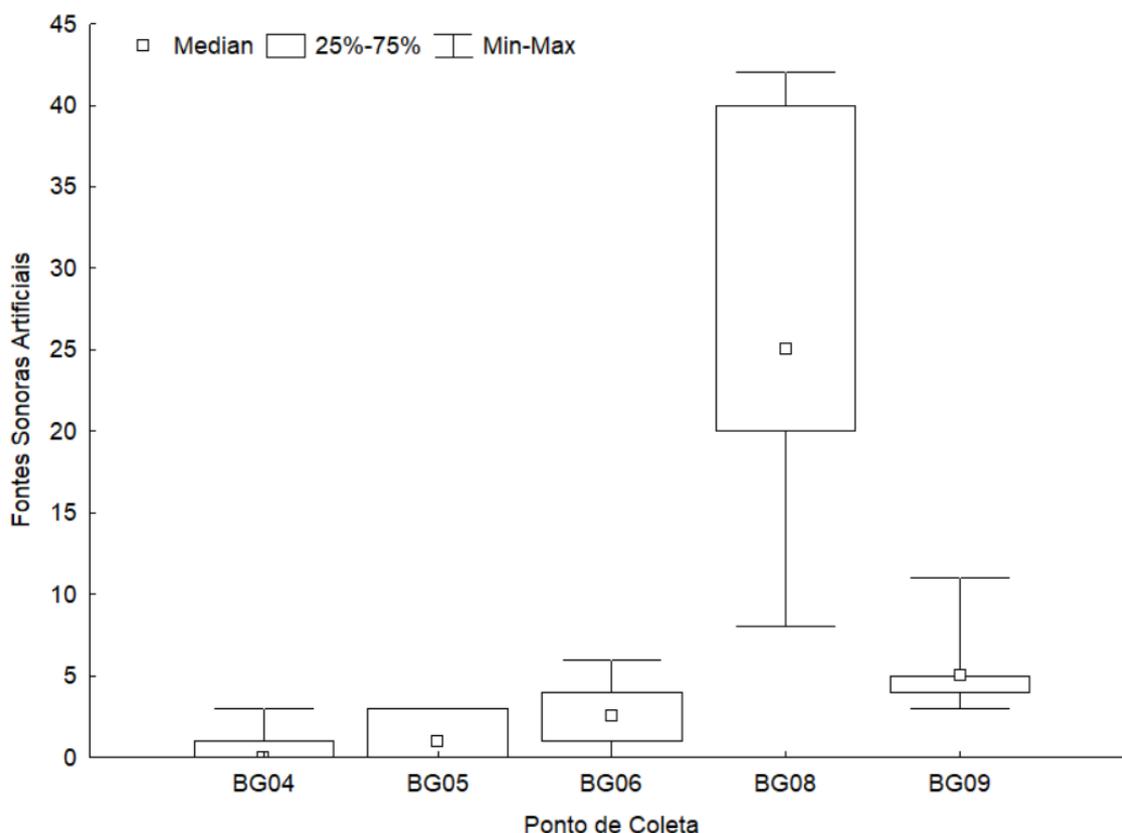


Fonte: a autora, 2019.

Avaliando a distribuição de fontes sonoras artificiais na baía, observa-se um gradiente similar ao da pressão sonora ao longo do eixo norte-sul, havendo tráfego mais intenso de embarcações na porção da Baía de Guanabara. O ponto com a maior quantidade de fontes sonoras artificiais foi o ponto BG08, no qual foram registradas grandes quantidades de navios fundeados e embarcações pequeno e médio porte trafegando. O ponto BG09 localizado no canal de navegação das barcas intermunicipais foi o segundo local com maior quantidade de

fontes sonoras artificiais, no entanto ainda com números inferiores aos da área de fundeio. O ponto BG04 localizado dentro da APA de Guapi-Mirim teve a menor quantidade de fontes sonoras artificiais, tendo havido ocasiões com nenhum registro de embarcações. Houve variação da quantidade de fontes sonoras artificiais entre os locais de coleta (KW, H (4, N=150)=115,59, $p<0,01$). A figura 35 apresenta a comparação de quantidade de fontes sonoras artificiais entre os pontos de coleta da Baía de Guanabara.

Figura 35 – Variação da quantidade de fontes sonoras artificiais em cinco pontos de coleta acústica na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil.



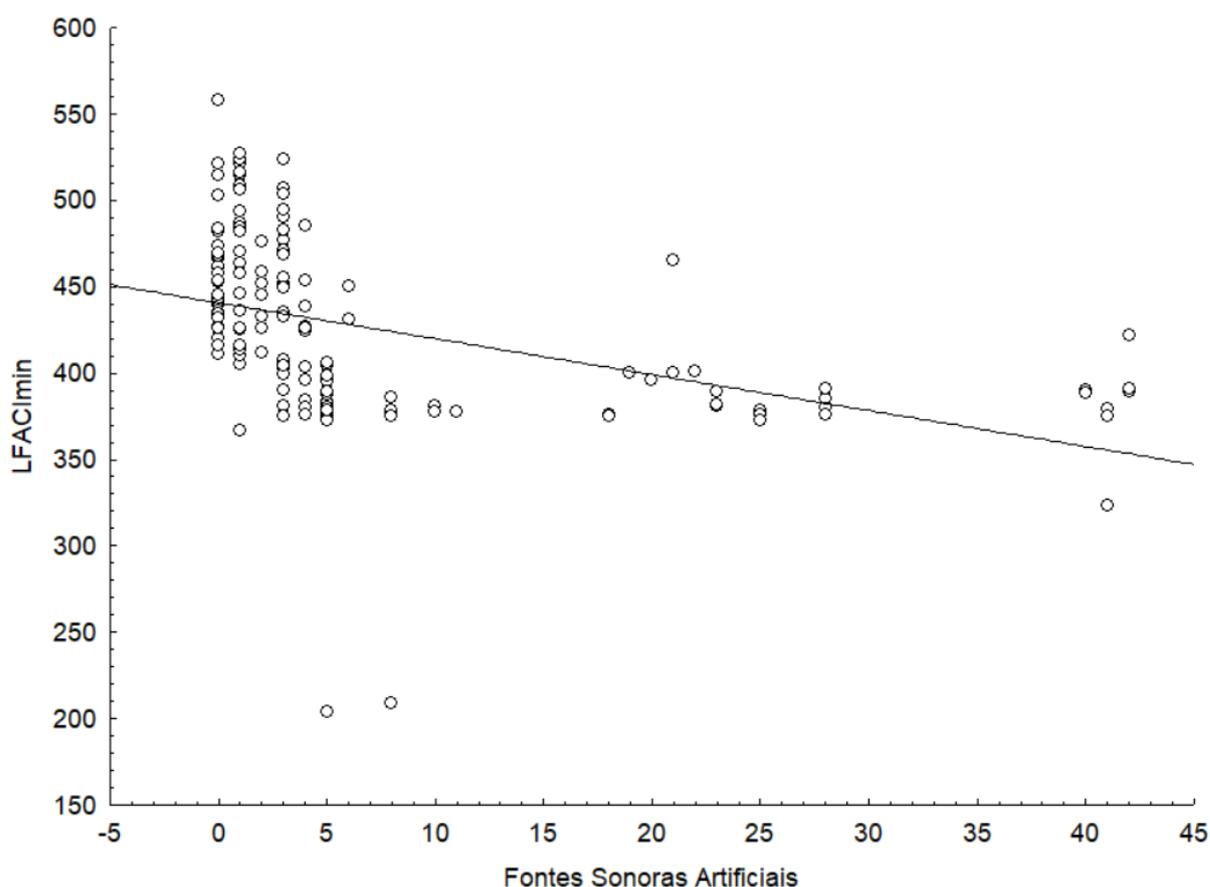
Fonte: a autora, 2019.

Esta variação na presença antrópica da Baía de Guanabara teve um efeito direto nas características acústicas das regiões amostradas. Agregando os resultados de todas as medidas acústicas utilizadas e da quantidade de fontes sonoras em cada ponto, observa-se que os locais com maior quantidade de fontes sonoras artificiais foram aqueles com os maiores valores de pressão sonora e com as menores complexidades acústicas de baixa frequência.

Das oito bandas de frequência testadas estatisticamente, as bandas de 63 Hz, 125 Hz, 251 Hz, 1 kHz, 2 kHz e 10 kHz tiveram correlação positiva superior a 0,5 e $p<0,01$ com as fontes sonoras artificiais no teste R de Spearman, havendo um aumento da pressão sonora junto do aumento da quantidade de fontes artificiais presentes. As bandas de 25 Hz e 25 kHz

também tiveram correlações positivas apontadas como significativas, porém apresentaram $R < 0,5$. A análise de correlação apontou uma forte correlação negativa (R de Spearman = $-0,7$, $p < 0,01$) entre a quantidade de fontes sonoras artificiais e o $LFACI_{\min}$, havendo uma diminuição da complexidade acústica com o aumento do número de fontes (Fig. 36). A correlação entre a quantidade de fontes sonoras e o $HFACI_{\min}$ foi positiva e apontada como significativa (R de Spearman = $0,2$, $p < 0,01$), porém o baixo valor de R indica que foi mais fraca do que a correlação com o $LFACI_{\min}$.

Figura 36 – Correlação entre a quantidade de fontes sonoras artificiais e a complexidade acústica de baixas frequências $LFACI_{\min}$ na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil.



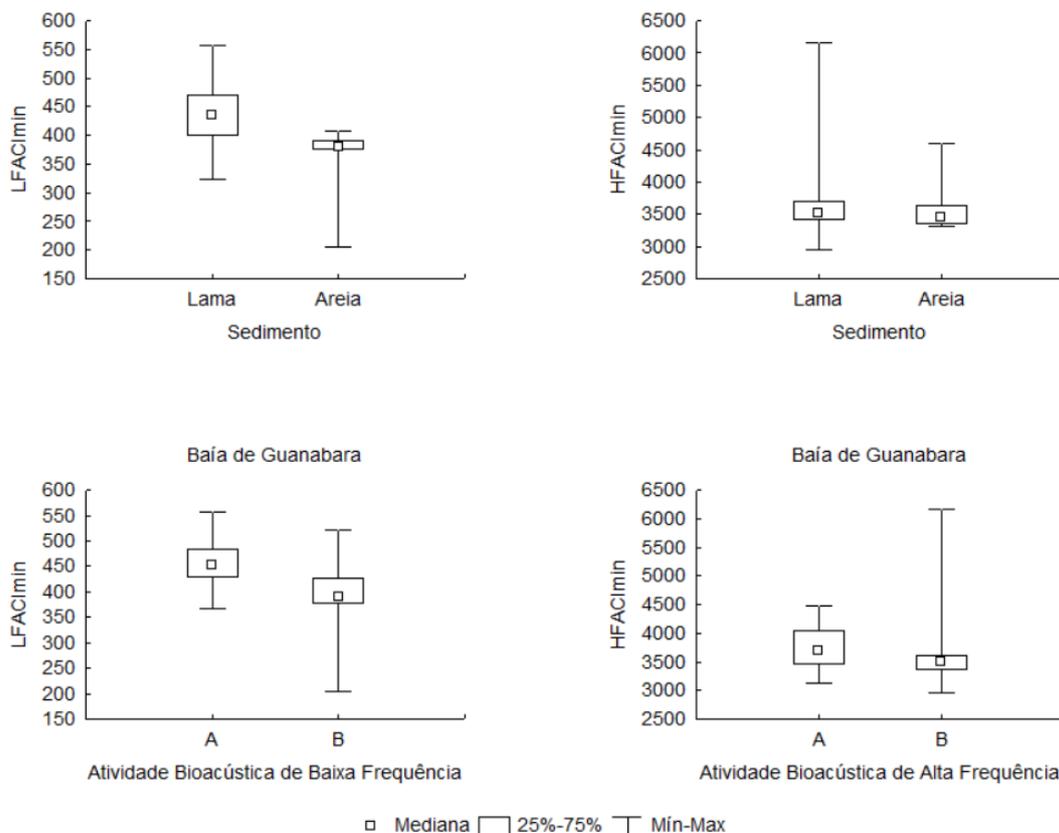
Fonte: a autora, 2019.

As regiões lamosas foram mais silenciosas e de maior diversidade sonora de baixa frequência na Baía de Guanabara. Os pontos de coleta cujo sedimento de fundo era areia, apresentaram maiores valores de pressão sonora nas bandas de 63 Hz (MW, $N_{\text{lama}}=120$, $N_{\text{areia}}=30$ $p < 0,01$), 125 Hz (MW, $N_{\text{lama}}=120$, $N_{\text{areia}}=30$ $p < 0,01$), 251 Hz (MW, $N_{\text{lama}}=120$, $N_{\text{areia}}=30$ $p < 0,01$), 1 kHz (MW, $N_{\text{lama}}=120$, $N_{\text{areia}}=30$ $p < 0,01$), 2 kHz (MW, $N_{\text{lama}}=120$, $N_{\text{areia}}=30$ $p < 0,01$), 10 kHz (MW, $N_{\text{lama}}=120$, $N_{\text{areia}}=30$ $p < 0,01$) e 25 kHz (MW, $N_{\text{lama}}=120$, $N_{\text{areia}}=30$ $p < 0,01$). Os pontos de areia também apresentaram menor $LFACI_{\min}$ do que os

pontos de lama (MW, $N_{\text{lama}}=120$, $N_{\text{areia}}=30$ $p<0,01$). Ao contrário das demais variáveis, $\text{HFACI}_{\text{min}}$ não variou entre os dois tipos de sedimento (MW, $N_{\text{lama}}=120$, $N_{\text{areia}}=30$ $p=0,16$), indicando que a diversidade sonora nas altas frequências não segue a distribuição do sedimento na Baía de Guanabara. A figura 37 apresenta a variação da complexidade acústica entre os dois tipos de sedimento. A configuração natural da distribuição do sedimento na Baía de Guanabara, com lama na porção norte sendo aos poucos substituída por areia na porção sul, coincide com a distribuição das fontes sonoras artificiais observadas, de modo que estes resultados observados para as comparações entre areia e lama são ao menos em parte influenciados pela presença antrópica.

A distribuição da atividade bioacústica observada na Baía de Guanabara também exerceu influência na complexidade acústica do meio, além do ruído gerado pelas fontes sonoras artificiais. De maneira geral, a baía é uma região com mais áreas de baixa atividade bioacústica do que com alta, havendo dois pontos classificados como tendo alta atividade de baixa frequência e apenas um tendo alta atividade alta frequência. Apesar de serem poucas áreas, nestes dois locais as fontes sonoras naturais influenciaram as características do espectro local. O ponto BG04 da APA de Guapi-Mirim, que apresentou o maior $\text{LFACI}_{\text{min}}$ da baía, teve alta atividade bioacústica de baixa frequência dominada por sons pulsados de peixes. Como BG04 também foi o local com menor quantidade de embarcações e com os menores valores de pressão sonora, a atividade bioacústica dos peixes é a fonte sonora dominante nesta área. O ponto BG06, que se destaca por ser o único local da baía com alta atividade em baixas e altas frequências, esteve entre os locais de maior $\text{LFACI}_{\text{min}}$ e também foi o ponto de maior $\text{HFACI}_{\text{min}}$. Apesar de haver presença antrópica intermediária em BG06, a variação na curva de seu perfil sonoro, que teve um contorno similar ao de BG04 abaixo de 3 kHz, indica que os sinais biológicos produzidos por peixes também exerceram influência neste perfil, mesmo que o tráfego de embarcações tenha elevado os valores de pressão sonora. Estatisticamente isso fica evidenciado pelos locais classificados como tendo alta atividade bioacústica terem apresentado maiores complexidades acústicas (Fig.37) tanto nas baixas frequências (MW, $N_{\text{alta}}=60$, $N_{\text{baixa}}=90$ $p<0,01$) quanto nas altas frequências (MW, $N_{\text{alta}}=30$, $N_{\text{baixa}}=120$ $p=0,002$).

Figura 37 – Comparação do $LFACI_{min}$ e do $HFACI_{min}$ entre tipos de sedimento de fundo e entre atividade bioacústica na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: a autora, 2019.

Integrando estes resultados, a Baía de Guanabara fica caracterizada como uma região acusticamente impactada pela presença antrópica, mas com alguns locais de ambiente acústico preservado e silencioso. Apesar de as fontes sonoras artificiais terem elevado a pressão sonora e diminuído a complexidade acústica da maior parte dos locais amostrados, nas áreas em que a presença de embarcações é menos marcada, os sinais biológicos produzidos por peixes e camarões não foram mascarados e influenciaram a variação natural das bandas de frequência.

10.2 Baía de Sepetiba

A Baía de Sepetiba apresentou gradientes menores do que a Baía de Guanabara em relação aos valores de pressão sonora, mas foi possível observar padrões nos perfis sonoros e valores de complexidade acústica. Ao mesmo tempo que esta baía apresentou regiões

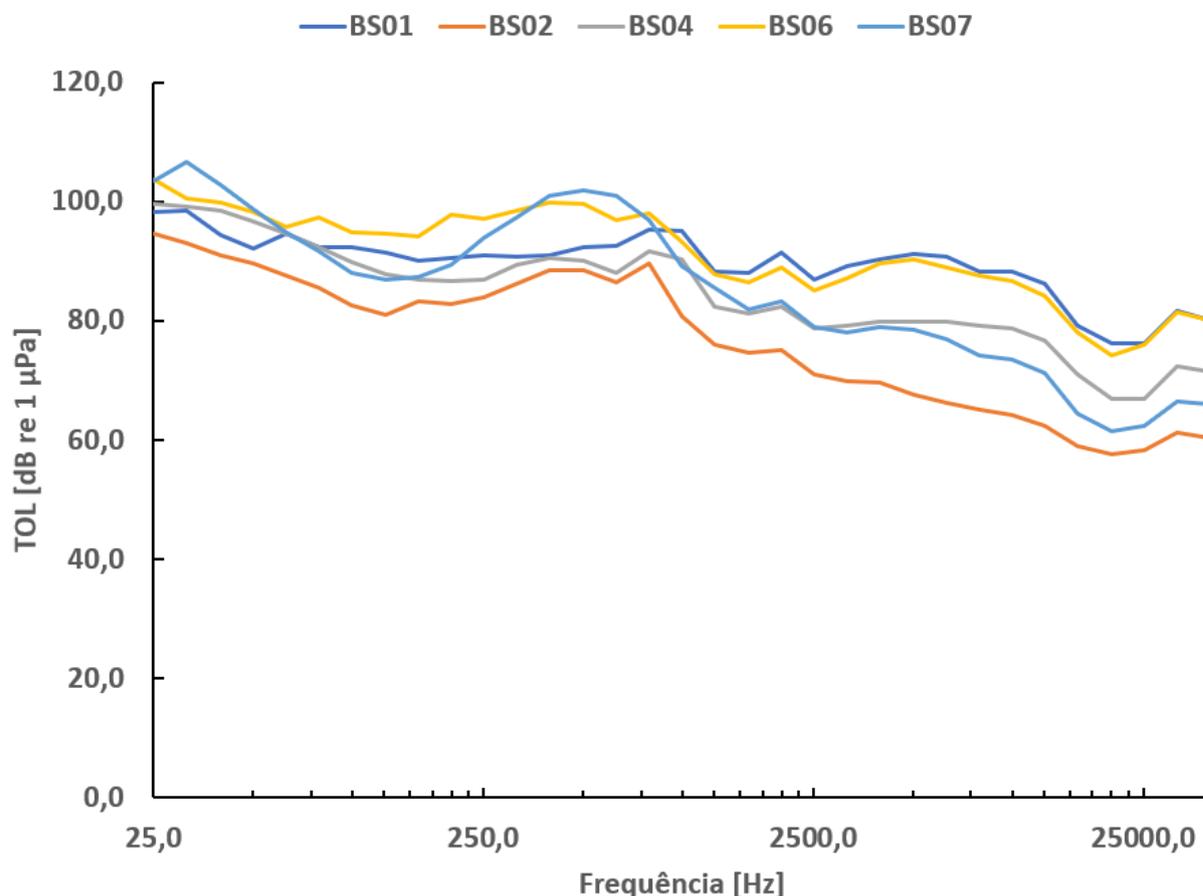
acusticamente impactadas, com valores de pressão sonora influenciados pelo tráfego de embarcações, o tipo de sedimento de fundo e atividade bioacústica exerceram influência na característica das áreas amostradas.

Na Baía de Sepetiba, o perfil sonoro seguiu também o padrão de baixas frequências serem mais ruidosas que altas frequências (Fig. 38). Não houve uma progressão espacial definida de aumento e diminuição da pressão sonora. Nesta baía, curvas dos perfis sonoros em regiões opostas se cruzam em diversas bandas de frequência, alguns pontos apresentando maior variação entre bandas de frequência do que outros. O ponto com os menores valores de pressão sonora foi BS02, o único cuja curva não cruza com a curva de outros pontos em nenhuma banda de frequência. Localizado na região mais rasa e menos utilizada na baía, a curva de BS02 apresenta duas faixas de frequência com elevação da pressão sonora abaixo de 1 kHz, com um decaimento quase contínuo para as altas frequências. Apesar de também estar na porção leste da baía, o ponto BS01 apresentou pouca variação entre as bandas de frequência abaixo de 1 kHz, e tendo alguns dos maiores valores da baía acima dessa banda de frequência. Este perfil sonoro é similar ao do ponto BS06, na extremidade oposta da baía. Abaixo de 1 kHz, a curva de BS06 é ainda mais regular do que a de BS01, e apresentou alguns dos maiores valores da baía. Acima de 1 kHz, as curvas de BS06 e BS01 se tornam bastante próximas e seguem o mesmo padrão de um curto decaimento e elevação da pressão sonora. Portanto, apesar de estarem em regiões completamente distintas, inclusive tendo tipos de sedimento de fundo distintos, ambos os pontos estão sob influências sonoras similares. Avançando na direção oeste, o ponto BS04 apresenta uma curva com formato similar ao ponto BS02 porém com valores cerca de 5 dB mais altos em algumas bandas de frequência. Por fim, o ponto BS07 apresenta as variações mais bruscas em sua curva, também seguindo contorno similar a BS04 e BS02 porém com valores mais altos e diferenças mais acentuadas, apresentando os maiores valores da baía em duas faixas de frequência.

A maior regularidade observada nas baixas frequências e os valores mais altos nas altas frequências de BS01 e BS06 configuram esses dois pontos como os sob maior influência antrópica na Baía de Sepetiba. Os altos valores de BS04 e BS07 nas frequências abaixo de 250 Hz apontam também para presença antrópica, mas com um perfil que ainda segue o contorno de uma curva com características preservadas como BS02. Nas frequências mais baixas, a diferença entre os maiores e menores valores é de aproximadamente 5 dB, enquanto nas mais altas a diferença é de cerca de 20 dB, ressaltando que a perturbação antrópica alcança também as frequências mais altas. Apesar disso, acima de 2 kHz as curvas seguem

contornos similares, indicando que os sinais de origem natural em frequências superiores ocorrem em toda a baía e ainda exercem influência sobre o perfil sonoro de áreas distintas.

Figura 38 – Perfil sonoro de cinco pontos de coleta na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: a autora, 2019.

A tabela 11 apresenta os valores de mediana e erro padrão de pressão sonora para 33 bandas de frequência nos pontos de coleta. A banda de frequência com maior valor mediano de pressão sonora foi a banda 31 Hz no ponto BS07 com 106,8 dB re 1 μ Pa. O menor valor mediano encontrado foi de 57,6 dB re 1 μ Pa na banda de 19,9 kHz, no ponto BS02. A comparação de valores entre os cinco pontos apontou que há diferença significativa nas oito bandas de frequência testadas: 25 Hz (KW, H (4, N=150)=43,15, $p<0,01$), 63 Hz (KW, H (4, N=150)=29,15, $p<0,01$), 125 Hz (KW, H (4, N=150)=39,99, $p<0,01$), 251 Hz (KW, H (4, N=150)=29,67, $p<0,01$), 1 kHz (KW, H (4, N=150)=26,20, $p<0,01$), 2 kHz (KW, H (4, N=150)=66,97, $p<0,01$), 10 kHz (KW, H (4, N=150)=78,78, $p<0,01$) e 25 kHz (KW, H (4, N=150)=52,56, $p<0,01$). O ponto BS06 apresentou os maiores valores de pressão sonora nas bandas de 25 Hz (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$), 63 Hz (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$), 125 Hz (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$) e 251 Hz (Comparações

Múltiplas, N=150, p<0,01). Nas bandas de 1 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, p<0,01) e 2 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, p<0,01) o ponto BS01 teve os maiores valores, enquanto nas bandas de 10 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, p<0,01) e 25 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, p<0,01) os pontos BS01 e BS06 foram mais ruidosos do que todos os outros. O ponto BS02 foi o menos ruidoso, apresentando os menores valores de pressão sonora em todas as bandas de frequência: 25 Hz (Comparações Múltiplas, N=150, p<0,01), 63 Hz (Comparações Múltiplas, N=150, p<0,01), 125 Hz (Comparações Múltiplas, N=150, p<0,01), 251 Hz (Comparações Múltiplas, N=150, p<0,01), 1 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, p<0,01), 2 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, p<0,01), 10 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, p<0,01) e 25 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, p<0,01).

Tabela 11 – Mediana \pm desvio padrão de pressão sonora (dB re 1 μ Pa) em seis pontos na Baía de Sepetiba, RJ.

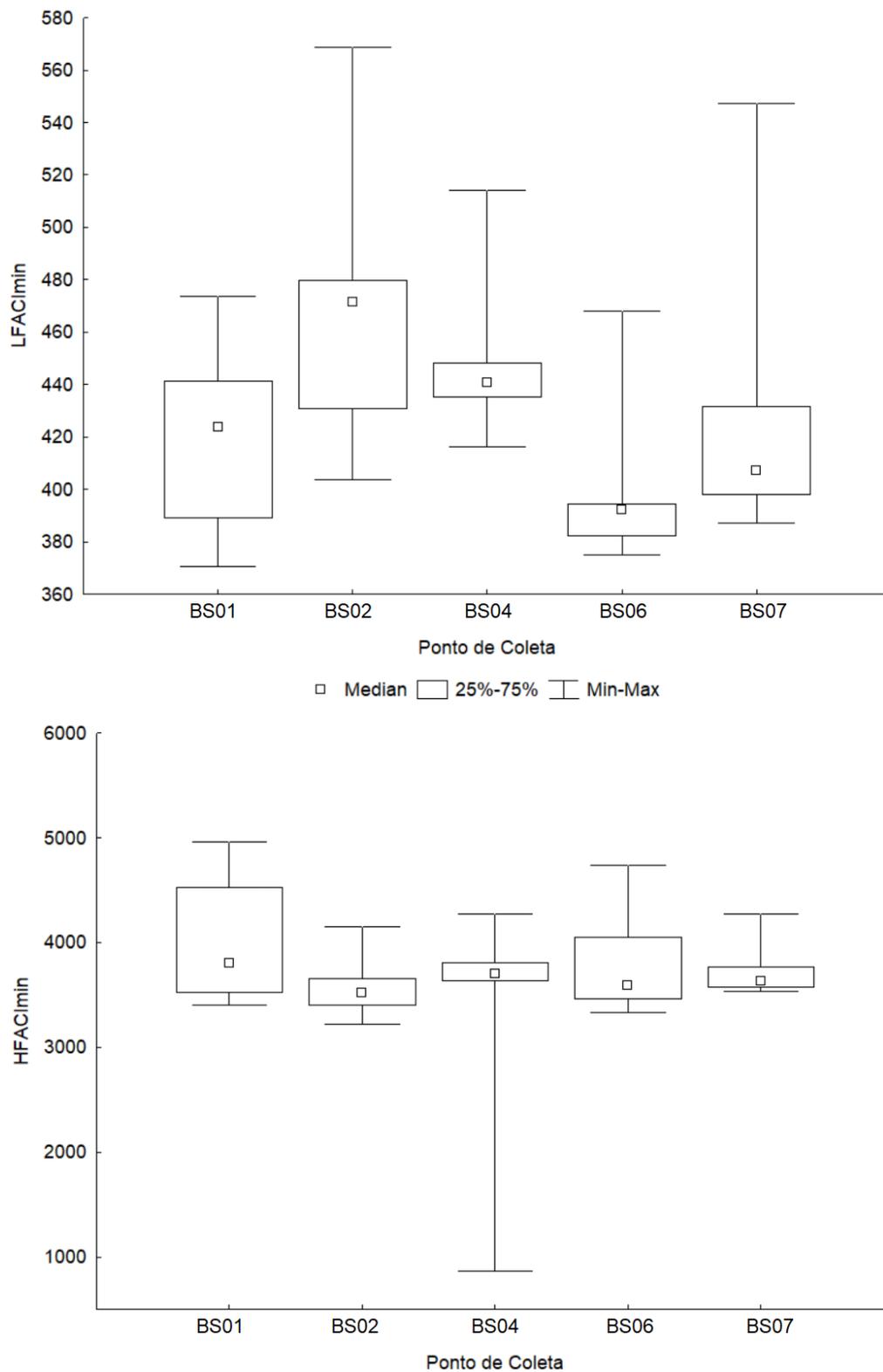
Frequência (Hz)	BS01	BS02	BS04	BS06	BS07
25,1	98,2 \pm 13,1	94,7 \pm 15,5	99,7 \pm 14,0	103,8 \pm 16,9	103,4 \pm 15,2
31,6	98,5 \pm 8,7	93,1 \pm 7,3	99,1 \pm 9,7	100,5 \pm 12,2	106,8 \pm 10,4
39,8	94,3 \pm 8,6	91,1 \pm 6,8	98,5 \pm 9,3	99,8 \pm 11,6	102,9 \pm 9,9
50,1	92,1 \pm 7,3	89,6 \pm 6,6	96,8 \pm 9,5	98,3 \pm 10,3	98,7 \pm 9,7
63,1	94,5 \pm 6,7	87,6 \pm 5,2	94,6 \pm 9,1	95,8 \pm 9,3	94,9 \pm 9,4
79,4	92,4 \pm 5,9	85,7 \pm 4,9	92,3 \pm 8,7	97,4 \pm 8,6	91,6 \pm 8,8
100,0	92,4 \pm 4,2	82,5 \pm 5,0	89,8 \pm 8,3	94,9 \pm 7,9	88,1 \pm 9,1
125,9	91,4 \pm 4,1	81,0 \pm 5,0	87,8 \pm 7,3	94,7 \pm 7,3	86,9 \pm 8,1
158,5	90,1 \pm 4,8	83,2 \pm 4,6	87,0 \pm 7,2	94,1 \pm 6,6	87,4 \pm 7,8
199,5	90,6 \pm 5,0	82,8 \pm 5,2	86,7 \pm 7,5	97,8 \pm 5,5	89,3 \pm 8,7
251,2	90,9 \pm 5,4	83,9 \pm 5,6	87,0 \pm 8,7	97,2 \pm 5,1	93,8 \pm 9,5
316,2	90,8 \pm 6,4	86,2 \pm 5,9	89,5 \pm 9,6	98,5 \pm 5,6	97,3 \pm 9,9
398,1	91,1 \pm 6,5	88,6 \pm 6,9	90,5 \pm 10,0	99,8 \pm 6,5	100,9 \pm 9,9
501,2	92,4 \pm 7,6	88,5 \pm 7,0	90,1 \pm 9,5	99,7 \pm 6,8	101,8 \pm 9,9
631,0	92,6 \pm 8,2	86,4 \pm 6,8	88,1 \pm 8,7	97,0 \pm 6,6	100,9 \pm 9,9
794,3	95,4 \pm 8,3	89,5 \pm 7,6	91,7 \pm 8,1	98,1 \pm 5,2	96,8 \pm 10,6
1000,0	95,2 \pm 6,5	80,9 \pm 7,8	90,3 \pm 8,4	93,2 \pm 6,7	89,1 \pm 11,1
1258,9	88,3 \pm 6,5	76,0 \pm 5,8	82,4 \pm 6,8	87,9 \pm 6,9	85,6 \pm 8,4
1584,9	88,1 \pm 5,9	74,7 \pm 5,7	81,3 \pm 6,6	86,4 \pm 6,7	81,9 \pm 8,0

Tabela 11 continuação – Mediana \pm desvio padrão de pressão sonora (dB re 1 μ Pa) em seis pontos na Baía de Sepetiba, RJ.

Frequência (Hz)	BS01	BS02	BS04	BS06	BS07
1995,3	91,3 \pm 5,4	75,1 \pm 5,6	82,4 \pm 6,8	89,0 \pm 5,8	83,3 \pm 7,8
2511,9	87,0 \pm 6,9	71,0 \pm 6,3	78,8 \pm 7,3	85,2 \pm 5,8	78,9 \pm 8,9
3162,3	89,2 \pm 6,3	70,0 \pm 6,1	79,2 \pm 7,4	87,2 \pm 5,1	78,2 \pm 8,8
3981,1	90,4 \pm 6,0	69,8 \pm 6,5	79,9 \pm 7,2	89,6 \pm 4,4	78,9 \pm 8,4
5011,9	91,2 \pm 6,6	67,7 \pm 8,1	80,0 \pm 7,7	90,3 \pm 4,3	78,5 \pm 9,0
6309,6	90,7 \pm 7,3	66,3 \pm 7,7	79,9 \pm 7,5	88,9 \pm 4,0	76,8 \pm 9,1
7943,3	88,4 \pm 7,3	65,0 \pm 8,5	79,3 \pm 7,7	87,6 \pm 4,2	74,2 \pm 8,7
10000,0	88,3 \pm 7,1	64,2 \pm 8,7	78,7 \pm 7,7	86,6 \pm 4,4	73,6 \pm 8,7
12589,3	86,3 \pm 8,1	62,5 \pm 9,1	76,7 \pm 8,4	84,3 \pm 4,9	71,3 \pm 9,4
15848,9	79,3 \pm 9,9	58,9 \pm 10,7	71,0 \pm 9,7	78,1 \pm 6,8	64,4 \pm 11,1
19952,6	76,2 \pm 11,4	57,6 \pm 10,8	67,0 \pm 10,9	74,3 \pm 7,4	61,6 \pm 11,6
25118,9	76,3 \pm 11,1	58,3 \pm 10,6	66,9 \pm 10,3	75,9 \pm 6,3	62,4 \pm 10,7
31622,8	81,7 \pm 8,4	61,3 \pm 10,2	72,4 \pm 8,2	81,4 \pm 5,0	66,4 \pm 9,3
39810,7	80,1 \pm 8,3	60,4 \pm 10,7	71,5 \pm 8,5	80,1 \pm 5,3	66,0 \pm 9,6

Na Baía de Sepetiba o LFACI_{min} variou de 370 a 570 e o HFACI_{min} variou de 1000 a 5000, havendo, portanto, maior complexidade nas frequências mais altas. Assim como no resultado obtido para a pressão sonora, a complexidade acústica não segue um padrão espacial progressivo, havendo pontos afastados com valores similares. Os maiores valores de LFACI_{min} foram registrados nos pontos BS02 e BS04, enquanto os pontos BS06 e BS07 apresentaram valores menores e similares entre si e o ponto BS01 teve valores intermediários (Fig. 39). Os valores de HFACI_{min} variaram pouco entre os locais de coleta, mas os maiores foram observados no ponto BS01 e os menores no ponto BS02. A complexidade acústica variou entre os pontos de coleta tanto para as baixas (KW, H (4, N=150)=67,71, p<0,01) quanto para as altas frequências (KW, H (4, N=150)=15,91, p=0,0031).

Figura 39 – Variação do $LFACI_{min}$ e do $HFACI_{min}$ entre cinco pontos de coleta acústica na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil.

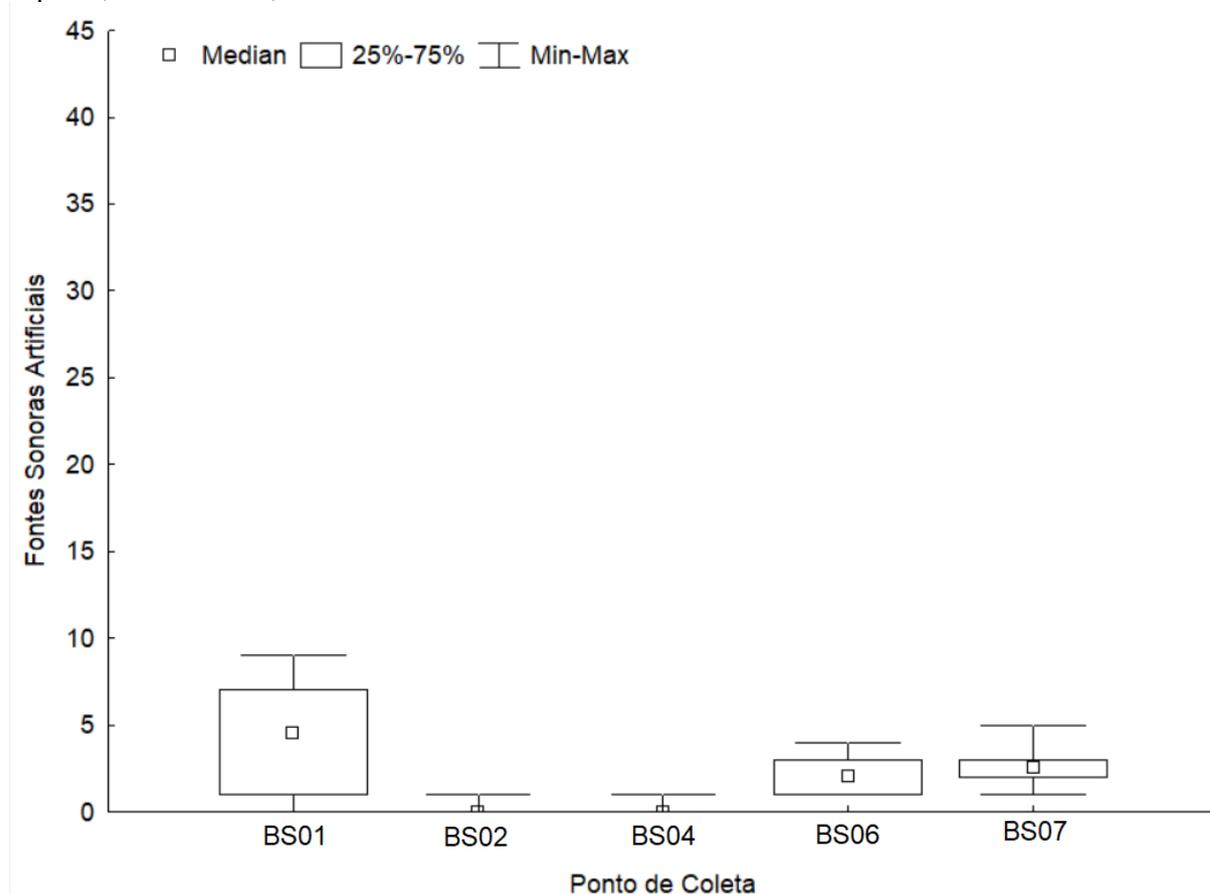


Fonte: a autora, 2019.

A distribuição de fontes sonoras artificiais na baía demonstra que os pontos localizados na entrada da baía e na porção norte tiveram maior presença antrópica (Fig. 40). A

quantidade variou significativamente entre as localizações (KW, H (4, N=150)=97,21, $p<0,01$). O ponto BS01, que é localizado próximo a portos e estaleiros, foi o que apresentou maior quantidade de fontes. Os pontos BS06 e BS07 estão localizados próximos áreas de fundeio e do canal de navegação que dá acesso aos portos dentro da baía, de modo que registraram quantidade de fontes sonoras similar a BS01 (Comparações Múltiplas, N=150, $p>0,5$). Estes três pontos foram significativamente mais movimentados do que BS02 e BS04 (Comparações Múltiplas, N=150, $p<0,01$), que apresentaram menos de três fontes sonoras em todo o estudo (Fig. 39).

Figura 40 – Variação da quantidade de fontes sonoras artificiais em cinco pontos de coleta acústica na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil.



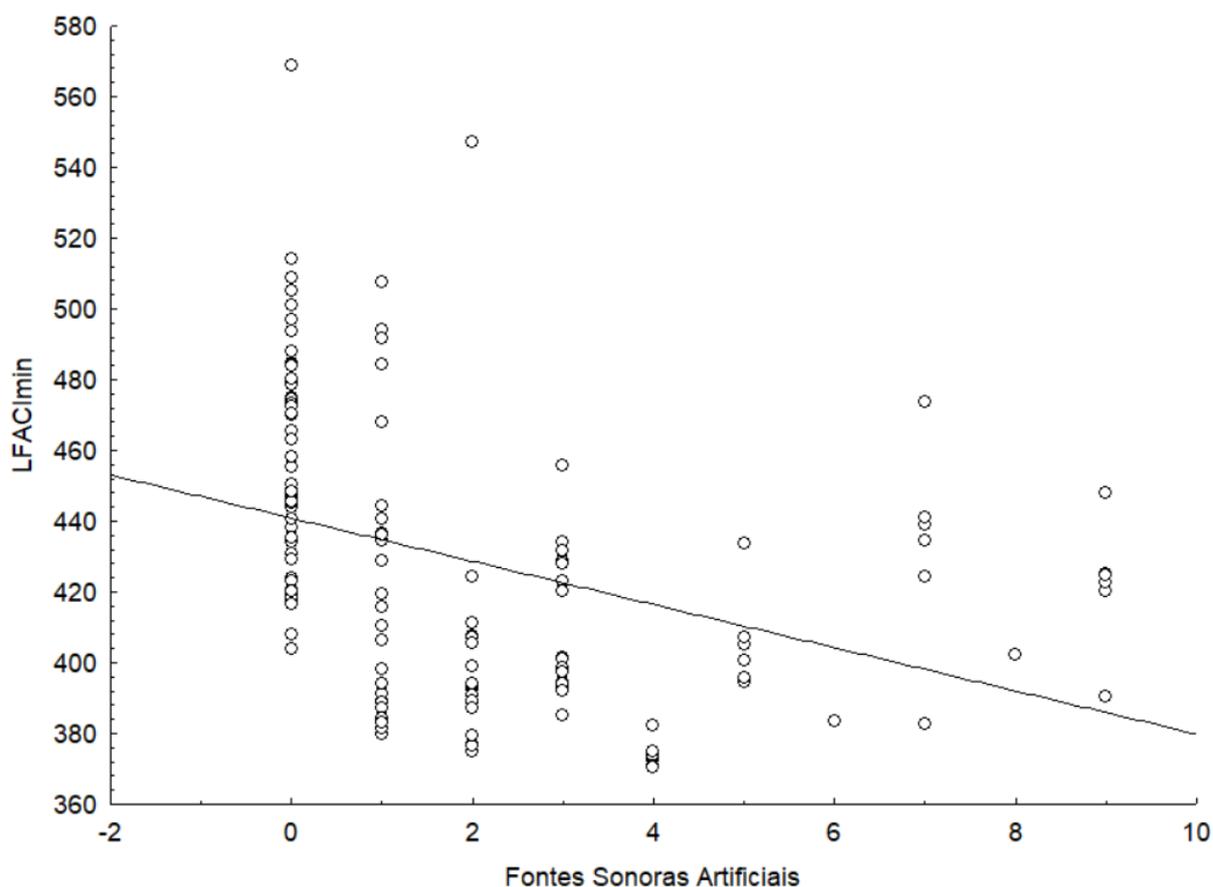
Fonte: a autora, 2019.

Assim como na Baía de Guanabara, a presença antrópica influenciou os perfis sonoros observados na Baía de Sepetiba. Os pontos BS01 e BS06, que tiveram maior regularidade nas baixas frequências foram os que registraram também maior ocorrência de tráfego de embarcações. BS07 que também registrou altas quantidades de embarcações teve picos de pressão sonora em diversas bandas de frequência. Paralelamente a este resultado, os pontos de

menor presença antrópica, BS02 e BS04, além de registrar valores de pressão sonora mais baixos, registraram valores de complexidade acústica mais altos.

A banda de 2 kHz foi positivamente correlacionada com a quantidade de fontes artificiais (Spearman $R=0,5$, $p<0,01$), aumentando o valor de pressão sonora com o aumento da quantidade de fontes. As demais bandas de frequência testadas também tiveram correlação positiva apontada como significativa, porém o valor de R foi menor do que 0,5. A análise de correlação apontou uma forte correlação negativa (R de Spearman= $-0,6$, $p<0,01$) entre a quantidade de fontes sonoras artificiais e o $LFACI_{\min}$, havendo uma diminuição da complexidade acústica com o aumento do número de fontes (Fig. 41). Não houve correlação entre as fontes sonoras artificiais e o $HFACI_{\min}$ (R de Spearman= $0,1$, $p=0,3$).

Figura 41 – Correlação entre a quantidade de fontes sonoras artificiais e a complexidade acústica de baixas frequências $LFACI_{\min}$ na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil.



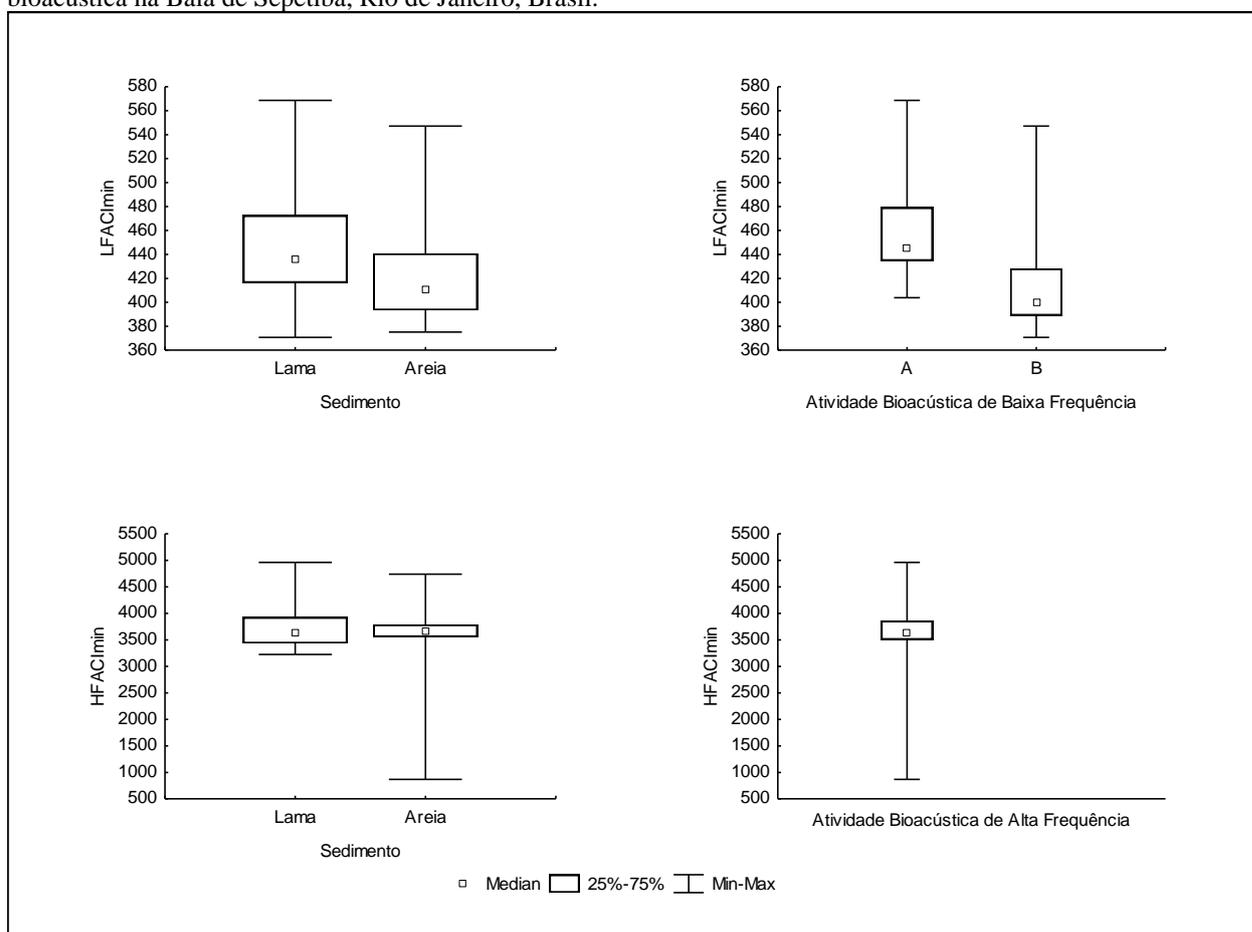
Fonte: a autora, 2019.

As medidas acústicas variaram na Baía de Sepetiba de acordo com o tipo de sedimento de fundo. As áreas com lama como sedimento de fundo foram mais silenciosas e mais complexas nas baixas frequências do que as áreas com areia. Essa diferença significativa foi

registrada para as bandas de 25 Hz (MW, $N_{\text{lama}}=60$, $N_{\text{areia}}=90$ $p<0,01$), 63 Hz (MW, $N_{\text{lama}}=60$, $N_{\text{areia}}=90$ $p<0,01$), 125 Hz (MW, $N_{\text{lama}}=60$, $N_{\text{areia}}=90$ $p<0,01$) e 250 Hz (MW, $N_{\text{lama}}=60$, $N_{\text{areia}}=90$ $p<0,01$), assim como para o $\text{LFACI}_{\text{min}}$ (MW, $N_{\text{lama}}=60$, $N_{\text{areia}}=90$ $p=0,007$) (Fig. 42). O $\text{HFACI}_{\text{min}}$ não foi diferente em relação ao tipo de sedimento (MW, $N_{\text{lama}}=60$, $N_{\text{areia}}=90$ $p=0,74$), indicando que as fontes sonoras responsáveis por influenciar o $\text{HFACI}_{\text{min}}$ não seguem o mesmo padrão de distribuição do sedimento. No caso da Baía de Sepetiba, a distribuição de fontes sonoras artificiais não coincide com a distribuição do sedimento, como exemplificado pelos pontos BS01 e BS02 que estão em áreas lamosas e apresentam tráfego de embarcação distinto. O ponto BS01 se destaca nesse sentido, pois apesar de ser um ponto com forte influência antrópica, apresenta $\text{LFACI}_{\text{min}}$ maior do que os pontos BS06 e BS07. Estes três pontos são locais acusticamente impactados, diferenciando-se entre si apenas pelo tipo de sedimento de fundo, havendo maior complexidade acústica de baixa frequência na região de lama. Este resultado aponta que as fontes sonoras naturais ainda exercem influência no ambiente acústico de diferentes áreas da baía.

Avaliando a distribuição da atividade bioacústica na Baía de Sepetiba, observa-se que os pontos de maior atividade de baixa frequência são aqueles também com menor intensidade de tráfego de embarcações, BS02 e BS04. A alta atividade bioacústica de baixa frequência se reflete no $\text{LFACI}_{\text{min}}$ sendo significativamente maior nestes pontos (MW, $N_{\text{alta}}=60$, $N_{\text{baixa}}=90$ $p<0,01$), como pode ser observado na figura 42. Este resultado indica que os sinais produzidos por peixes e camarões são os principais influenciadores do perfil sonoro destes pontos. Em contrapartida, todos os pontos da baía apresentaram alta atividade bioacústica de alta frequência. Apesar de não ser possível comparar o $\text{HFACI}_{\text{min}}$ entre as duas situações de atividade bioacústica, os demais resultados corroboram que os sinais biológicos nessa faixa de frequência influenciam o ambiente. Além do contorno dos perfis sonoros de todos os pontos seguir uma forma similar acima de 2 kHz, a pouca variação do $\text{HFACI}_{\text{min}}$ ao longo dos pontos de coleta e de diferentes tipos de sedimento indica que a elevada atividade bioacústica de alta frequência na baía é constante e marcada. Por fim, todos os pontos de amostragem da baía apresentaram emissões sonoras produzidas pelo boto-cinza, que ocupam as porções mais altas do espectro, e podem ter elevado a complexidade acústica de alta frequência mesmo nos locais impactados pelo ruído antrópico.

Figura 42 – Comparação do $LFACI_{min}$ e do $HFACI_{min}$ entre tipos de sedimento de fundo e entre atividade bioacústica na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: a autora, 2019.

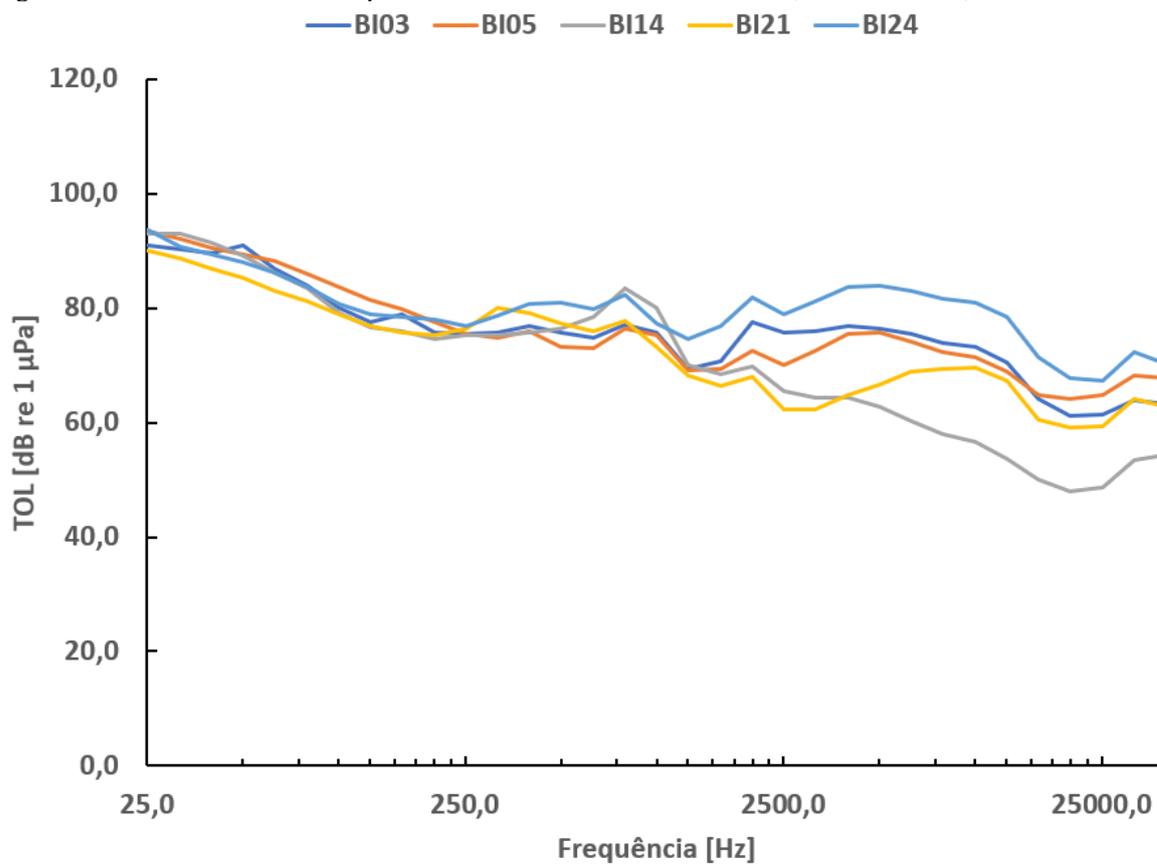
A partir dos resultados obtidos, a Baía de Sepetiba fica caracterizada como uma região em que as fontes sonoras artificiais e os sinais biológicos influenciam diferentes porções do espectro de frequências. Enquanto as baixas frequências apresentam maiores valores de pressão sonora e menor complexidade, influenciadas pelas fontes sonoras artificiais, as altas frequências recebem influência da alta atividade bioacústica que ocorre em todos os locais amostrados.

10.3 Baía de Ilha Grande

A Baía de Ilha Grande apresentou ambientes acústicos majoritariamente preservados, com poucas diferenças entre os locais de amostragem e registros de baixa quantidade de fontes sonoras artificiais. Nas frequências abaixo de 2 kHz, a diferença entre o perfil de menor valor e o de maior valor de pressão sonora é de cerca de 5 dB. Acima dessa banda de frequência, a diferença se torna maior entre os perfis, sendo de aproximadamente de 20 dB.

Houve pouca variação entre os perfis sonoros dos pontos de coleta, havendo diferenças mais acentuadas de valores apenas nas frequências mais altas (Fig. 43). Todos os pontos apresentaram perfis abaixo de 100 dB re 1 μ Pa e curvas de contornos similares, com a pressão sonora decaindo a partir das frequências mais altas e apresentando dois picos em torno de 500 Hz e 1,2 kHz. A partir de 2 kHz, a maioria das curvas apresenta certa regularidade e decai novamente, com os pontos BI14 e BI21 se comportando de maneira diferente dos outros. A curva do ponto BI21 passa por uma elevação da pressão sonora enquanto os pontos BI03, BI05 e BI24 sofrem um decaimento. A curva do ponto BI14 apresenta um decaimento quase contínuo depois do pico em 1,2 kHz, atingindo valores muito mais baixos do que dos demais pontos.

Figura 43 – Perfil sonoro de cinco pontos de coleta na Baía de Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: a autora, 2019.

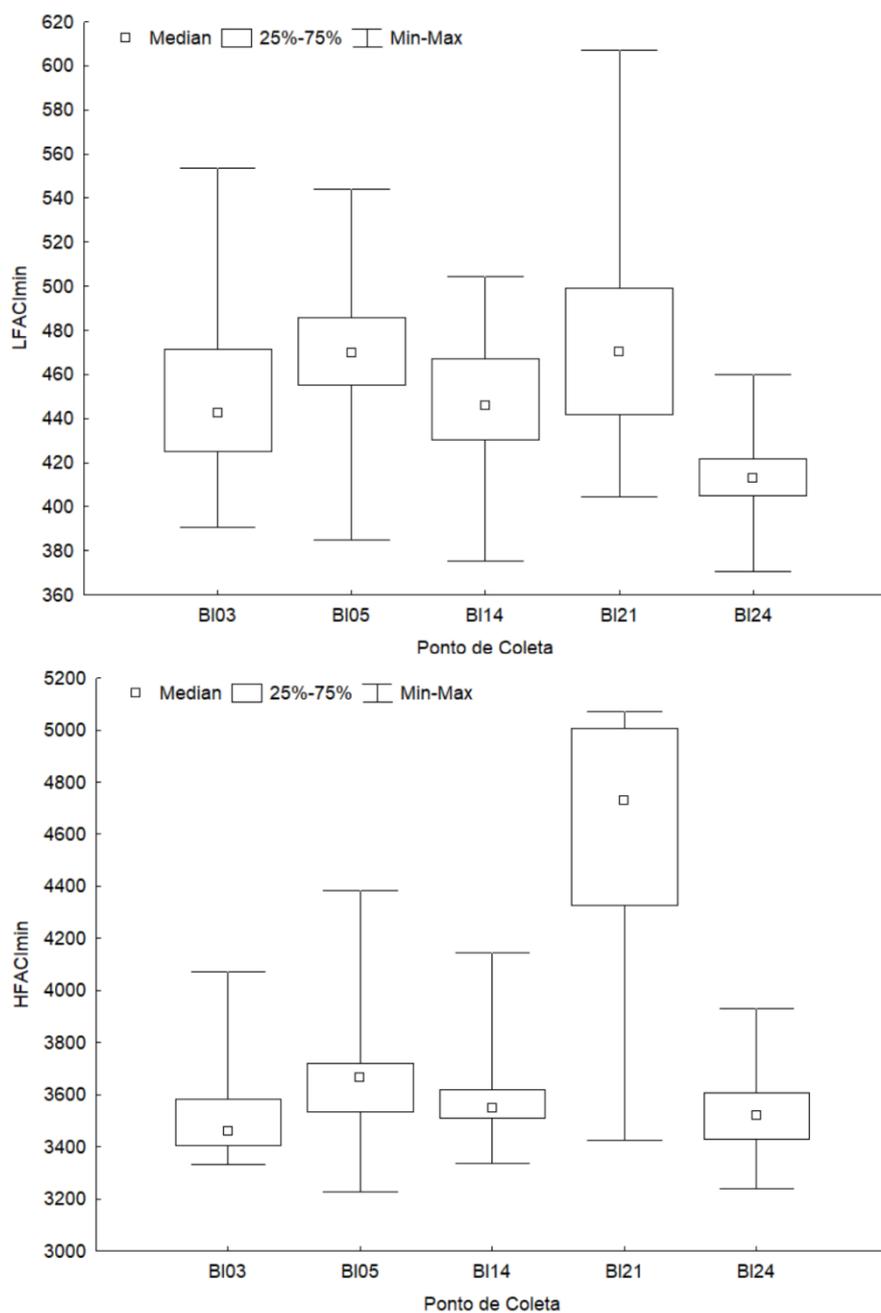
A tabela 12 apresenta os valores de mediana e erro padrão de pressão sonora para 33 bandas de frequência nos pontos de coleta. A banda de frequência com maior valor mediano de pressão sonora foi a banda 31,6 Hz no ponto BI14 com 93,0 dB re 1 μ Pa. O menor valor médio encontrado foi de 49,0 dB re 1 μ Pa na banda de 19,9 kHz, também no ponto BI14. Corroborando o afastamento observado nas curvas dos perfis sonoros nas frequências mais altas, houve similaridade estatística nas bandas de frequência mais baixas de 25 Hz (KW, H (4, N=150)=3,41, p=0,4), 63 Hz (KW, H (4, N=150)=5,16, p=0,27), 125 Hz (KW, H (4, N=150)=4,27, p=0,4) e 251 Hz (KW, H (4, N=150)=3,18, p=0,5). O ponto BI24 apresentou os maiores valores de pressão sonora nas bandas de 2 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, p<0,01) e 10 kHz (Comparações Múltiplas, N=150, p<0,01). Na banda de 25 kHz o ponto BI14 se destacou por ter apresentado valores muito mais baixos do que os demais pontos (Comparações Múltiplas, N=150, p<0,01). No geral, não houve um ponto muito mais ruidoso do que o outro, com os locais se alternando nos maiores valores de acordo com a banda de frequência.

Tabela 12 – Mediana \pm desvio padrão de pressão sonora (dB re 1 μ Pa) em cinco pontos na Baía de Ilha Grande, RJ.

Frequência (Hz)	BI3	BI5	BI14	BI21	BI24
25,1	90,8 \pm 7,2	93,4 \pm 8,8	93,1 \pm 12,0	90,0 \pm 9,3	93,7 \pm 12,8
31,6	90,3 \pm 8,3	92,0 \pm 12,0	93,0 \pm 15,0	88,7 \pm 10,8	90,7 \pm 11,1
39,8	89,6 \pm 8,4	90,6 \pm 10,2	91,4 \pm 14,2	86,9 \pm 9,7	89,4 \pm 10,6
50,1	90,9 \pm 8,0	89,5 \pm 11,0	89,1 \pm 13,0	85,3 \pm 9,2	88,0 \pm 10,5
63,1	86,8 \pm 8,9	88,2 \pm 11,2	86,1 \pm 13,0	83,1 \pm 9,8	86,3 \pm 11,4
79,4	84,0 \pm 9,2	86,0 \pm 12,1	83,4 \pm 13,6	81,3 \pm 10,3	83,6 \pm 11,7
100,0	80,0 \pm 8,4	83,7 \pm 11,9	79,1 \pm 13,6	78,9 \pm 9,6	80,7 \pm 11,7
125,9	77,5 \pm 8,2	81,4 \pm 11,5	76,6 \pm 12,7	76,8 \pm 8,2	78,8 \pm 12,0
158,5	78,9 \pm 7,9	79,7 \pm 11,7	76,0 \pm 12,7	75,6 \pm 7,4	78,4 \pm 11,3
199,5	75,7 \pm 7,4	77,4 \pm 11,2	74,6 \pm 13,3	75,2 \pm 5,8	78,0 \pm 10,2
251,2	75,5 \pm 7,6	75,5 \pm 11,1	75,3 \pm 13,5	76,4 \pm 4,3	76,9 \pm 9,7
316,2	75,7 \pm 7,5	74,9 \pm 12,4	75,1 \pm 14,8	80,0 \pm 4,4	78,6 \pm 10,3
398,1	76,9 \pm 7,4	75,9 \pm 15,7	75,7 \pm 15,1	79,2 \pm 5,1	80,7 \pm 12,0
501,2	75,6 \pm 7,1	73,3 \pm 13,6	76,4 \pm 14,9	77,4 \pm 5,1	80,9 \pm 12,5
631,0	74,7 \pm 6,6	72,9 \pm 14,0	78,4 \pm 14,3	76,0 \pm 4,5	79,8 \pm 12,0
794,3	77,1 \pm 6,8	76,3 \pm 13,0	83,4 \pm 14,8	77,7 \pm 6,6	82,3 \pm 11,2
1000,0	75,6 \pm 7,7	75,3 \pm 12,4	80,0 \pm 13,6	73,2 \pm 8,9	77,4 \pm 10,7
1258,9	69,3 \pm 7,0	69,2 \pm 13,5	70,1 \pm 13,7	68,3 \pm 6,4	74,6 \pm 9,9
1584,9	70,7 \pm 6,9	69,3 \pm 13,2	68,4 \pm 14,6	66,5 \pm 6,0	76,8 \pm 10,4
1995,3	77,5 \pm 6,8	72,5 \pm 14,3	69,7 \pm 16,2	67,9 \pm 5,9	81,8 \pm 11,1
2511,9	75,6 \pm 6,9	69,9 \pm 14,5	65,4 \pm 16,4	62,4 \pm 6,0	78,9 \pm 10,8
3162,3	76,0 \pm 6,7	72,5 \pm 15,9	64,4 \pm 16,9	62,4 \pm 5,3	81,1 \pm 10,8
3981,1	76,8 \pm 7,9	75,4 \pm 15,6	64,3 \pm 16,7	64,9 \pm 5,2	83,8 \pm 10,8
5011,9	76,4 \pm 8,2	75,8 \pm 15,7	62,7 \pm 16,5	66,7 \pm 5,0	83,9 \pm 10,8
6309,6	75,4 \pm 8,8	74,2 \pm 15,7	60,2 \pm 16,5	68,8 \pm 4,7	83,1 \pm 10,8
7943,3	73,8 \pm 9,2	72,2 \pm 15,6	58,0 \pm 14,5	69,3 \pm 4,7	81,7 \pm 10,9
10000,0	73,2 \pm 9,5	71,4 \pm 15,7	56,6 \pm 13,1	69,5 \pm 4,7	80,9 \pm 11,0
12589,3	70,5 \pm 9,7	68,9 \pm 15,9	53,7 \pm 12,4	67,2 \pm 4,6	78,5 \pm 11,1
15848,9	64,1 \pm 9,1	64,9 \pm 15,1	49,9 \pm 11,9	60,6 \pm 4,5	71,4 \pm 10,9
19952,6	61,1 \pm 8,4	64,0 \pm 14,1	48,0 \pm 11,5	59,2 \pm 4,5	67,7 \pm 10,9
25118,9	61,3 \pm 8,0	64,9 \pm 13,9	48,7 \pm 11,3	59,4 \pm 4,4	67,4 \pm 10,8
31622,8	64,0 \pm 8,0	68,1 \pm 14,6	53,4 \pm 11,1	64,1 \pm 4,6	72,4 \pm 11,1
39810,7	63,2 \pm 8,4	67,8 \pm 14,5	54,3 \pm 11,0	62,8 \pm 4,3	70,3 \pm 11,1

O $LFACI_{\min}$ variou de 370 a 610 e o $HFACI_{\min}$ variou de 3200 a 5100 dentro da baía, apresentando alta variabilidade na maioria dos pontos (Fig. 44). Houve pouca variação da complexidade acústica entre os locais de coleta. A diferença estatística observada para o $LFACI_{\min}$ (KW, H (4, N=150)=45,20, $p < 0,01$) foi causada pelo ponto BI24, que teve os menores valores de complexidade de baixa frequência (Comparações Múltiplas, N=150, $p < 0,01$). A variação observada para o $HFACI_{\min}$ (KW, H (4, N=150)=61,04, $p < 0,01$) seguiu um padrão diferente, no qual o ponto BI21 se destacou ao ter valores de complexidade muito maiores que os demais pontos de coleta (Comparações Múltiplas, N=150, $p < 0,01$).

Figura 44 – Variação do $LFACI_{min}$ e do $HFACI_{min}$ entre cinco pontos de coleta acústica na Baía de Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.

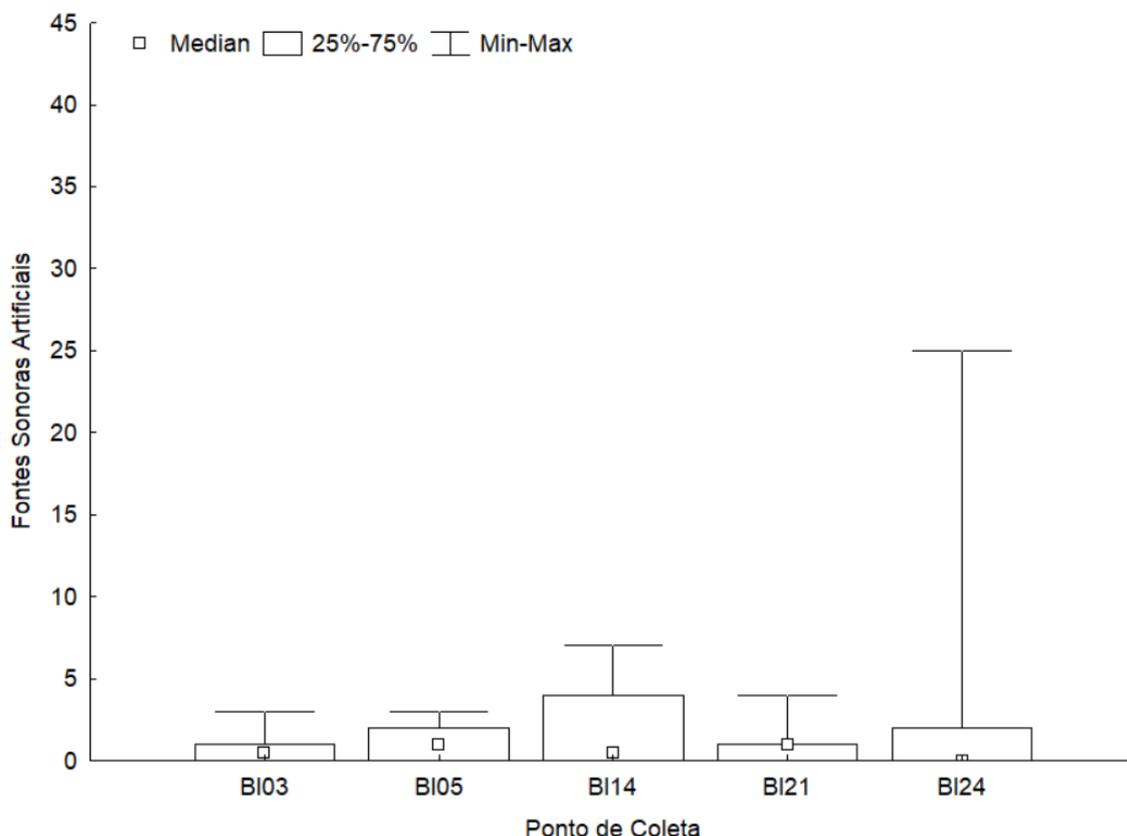


Fonte: a autora, 2019.

O registro de fontes sonoras artificiais apontou que não houve grande variação da distribuição de fontes artificiais entre os pontos de coleta (KW, H (4, N=150)=2,41, p=0,6). No geral, todos os locais apresentaram situações com ausência de fontes sonoras artificiais e a quantidade de registros permaneceu abaixo de 10 embarcações por local amostrado (Fig. 45). A exceção a isto foi uma única ocasião no ponto BI24, que teve ocorrência de 25 embarcações

relacionadas ao turismo. Apesar da quantidade máxima ter sido observada em BI24, os pontos que apresentaram tráfego de embarcações um pouco mais consistente foram BI05 e BI14.

Figura 45 – Variação da quantidade de fontes sonoras artificiais em cinco pontos de coleta acústica na Baía de Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: a autora, 2019.

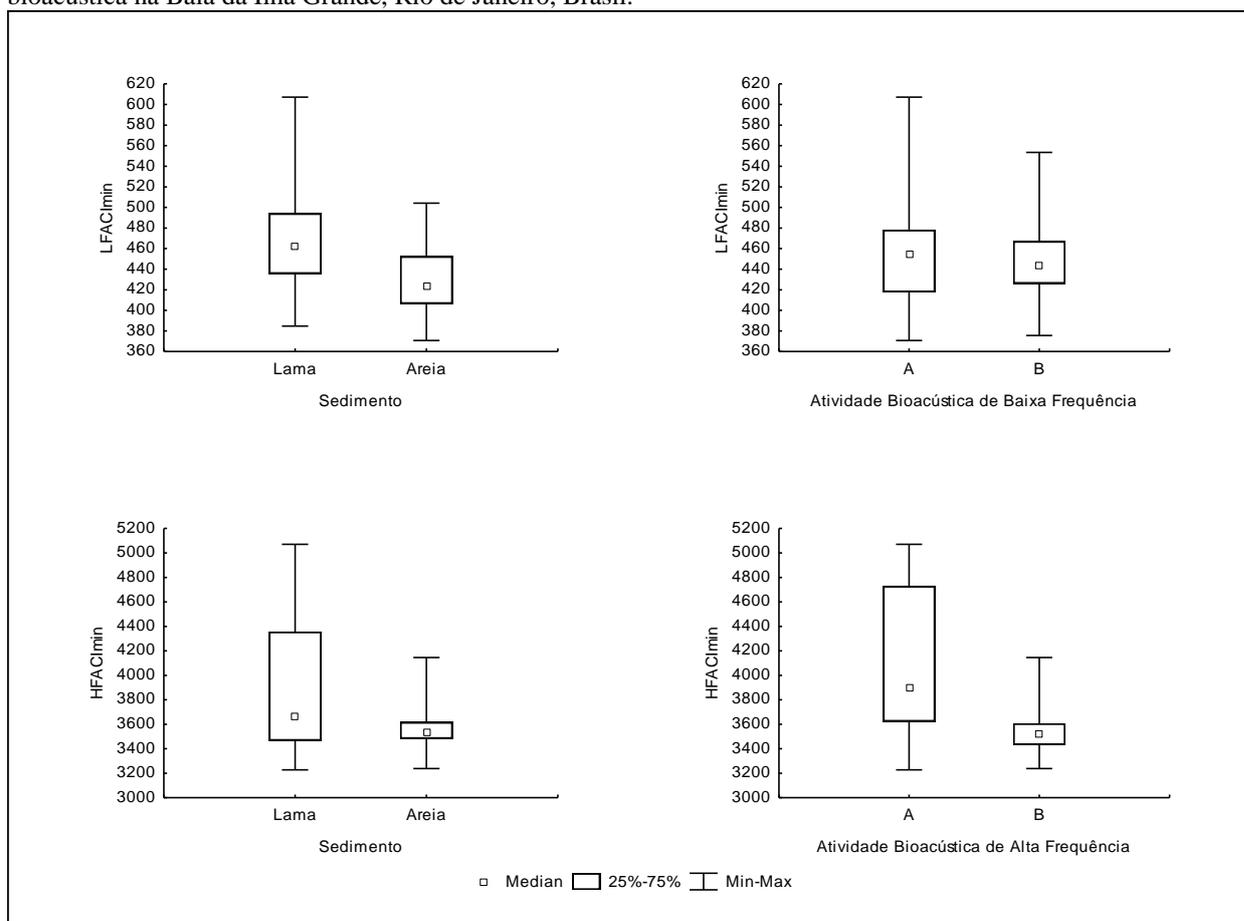
A presença de fontes sonoras artificiais nesta baía gerou o aumento da pressão sonora na banda de frequência de 25 Hz (R de Spearman = 0,5, $p < 0,01$). As demais bandas de frequência também tiveram correlação positiva apontadas como significativa, porém com $R < 0,5$, indicando uma tendência de aumento da pressão sonora com o aumento da quantidade de fontes artificiais. Ao contrário do observado nas baías de Guanabara e Sepetiba, a presença antrópica não influenciou a complexidade acústica do meio, não havendo correlação entre a quantidade de fontes sonoras artificiais e o $LFACI_{\min}$ (R de Spearman = -0,1, $p = 0,09$) e nem com o $HFACI_{\min}$ (R de Spearman = 0,04, $p = 0,6$).

Conforme demonstrado pela baixa presença de fontes sonoras artificiais e a falta de relação entre essas fontes e a maioria das medidas acústicas, os sinais naturais são os dominantes em todos os locais na Baía de Ilha Grande, de modo que as medidas acústicas se comportaram de forma distinta as outras baías na comparação entre tipos de sedimento. Ao contrário do observado nas outras baías, a pressão sonora não foi mais alta em áreas com um

determinado tipo de sedimento. Este resultado segue a pouca variação de pressão sonora observada entre os pontos de coleta. Ao mesmo tempo, o padrão de maior complexidade acústica nos locais de lama como sedimento de fundo foi observado novamente (Fig. 46). Diferenças significativas foram observadas tanto para o $LFACI_{min}$ (MW, $N_{lama}=90$, $N_{areia}=60$ $p<0,01$) quanto para o $HFACI_{min}$ (MW, $N_{lama}=90$, $N_{areia}=60$ $p=0,0007$), indicando que a distribuição do tipo de sedimento é importante para a distribuição dos sinais biológicos que influenciam a complexidade do meio.

A atividade bioacústica na Baía de Ilha Grande apresentou situações de alta atividade e a complexidade acústica variou entre locais de alta e baixa atividade bioacústica (Fig. 46), havendo um comportamento distinto entre baixas e altas frequências. Apesar do valor máximo de 610 de $LFACI_{min}$ ter sido atingido num local de alta atividade bioacústica de baixa frequência, a complexidade não variou significativamente entre os pontos com baixa e alta atividade bioacústica de baixa frequência (MW, $N_{alta}=90$, $N_{baixa}=60$ $p=0,5$). Em contrapartida, o $HFACI_{min}$ foi significativamente maior nos pontos com alta atividade bioacústica de alta frequência (MW, $N_{alta}=60$, $N_{baixa}=90$ $p<0,01$). Avaliando em conjunto os resultados de comparação entre tipos de sedimento e de atividade bioacústica nesta baía que possui menor influência antrópica, observa-se que o ponto BI21 é o único ponto que apresenta alta atividade nas duas faixas de frequência e que está localizado numa região de lama. O ponto BI21, cuja curva do perfil sonoro se comportou de forma diferente a das demais, também foi o ponto com os maiores valores de complexidade acústica, de modo que seus dados influenciaram as comparações entre lama e areia e entre alta e baixa atividade.

Figura 46 – Comparação do $LFACI_{min}$ e do $HFACI_{min}$ entre tipos de sedimento de fundo e entre atividade bioacústica na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: a autora, 2019.

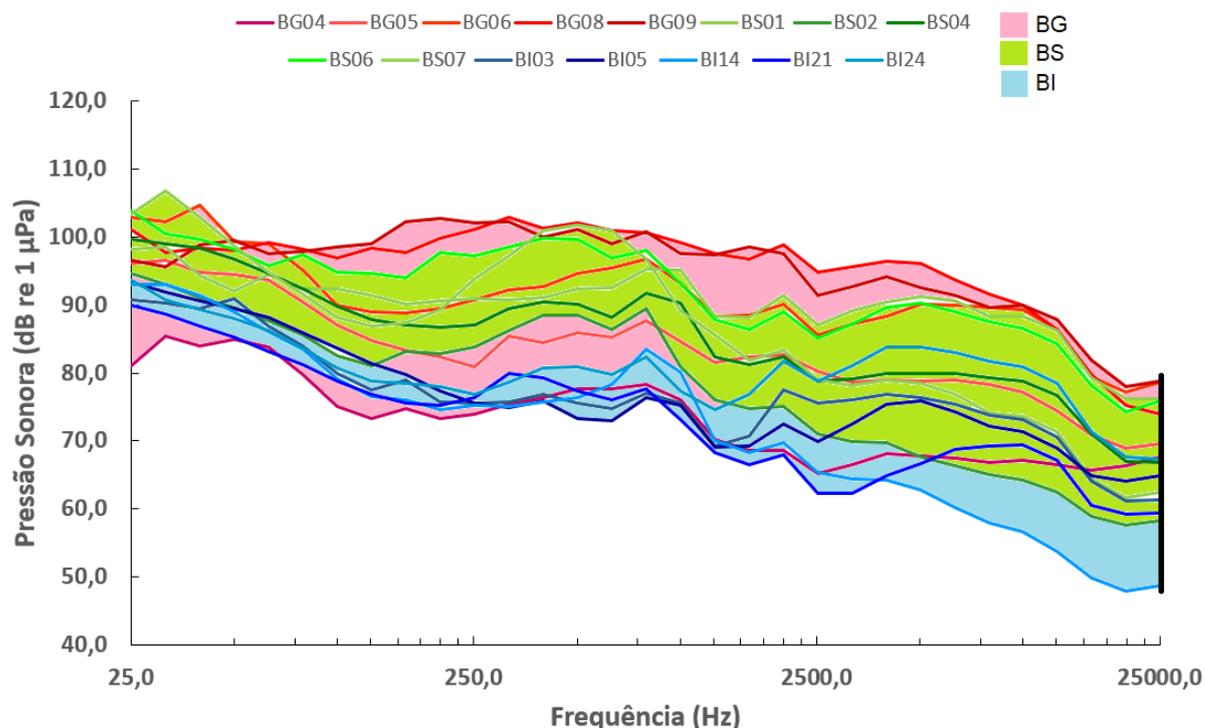
A convergência dos resultados internos de Baía de Ilha Grande aponta para um ambiente acústico ainda pouco afetado pela presença antrópica. Muitas das variáveis investigadas não apresentaram diferença entre os locais de coleta individualmente. Ao contrário das outras duas baías, não houve correlação entre a quantidade de fontes sonoras e a complexidade acústica, sendo importante ressaltar que a quantidade de fontes sonoras foi muito menor que nas outras regiões e variou pouco entre os pontos de coleta. Estes resultados indicam que na Baía de Ilha Grande, os processos naturais ainda são relevantes para a paisagem acústica. Ainda assim, observa-se a tendência comum a todas as baías de haver um aumento do ruído subaquático junto do aumento de fontes sonoras presentes, indicando que os locais amostrados nesta região não estão livres da influência antrópica.

10.4 Comparação entre baías e locais impactados

No caso de uma avaliação espacial mais ampla envolvendo todos os locais amostrados individualmente na costa do Rio de Janeiro, ocorreram similaridades e diferenças na paisagem acústica das três baías. Pontos de baías distintas apresentaram valores pressão sonora, complexidade acústica e quantidade de fontes sonoras artificiais similares. Além disso, houve o fator comum de em todas as baías os valores de pressão sonora se elevarem com o aumento da quantidade de fontes sonoras artificiais ao mesmo tempo, ocorrendo uma diminuição concomitante da complexidade acústica. Estes resultados indicam que mesmo com as diferenças de suas características, as três baías estão suscetíveis a influências dos mesmos fatores antrópicos e naturais.

A figura 47 apresenta o perfil sonoro de todos os pontos de coleta do presente estudo e a distribuição do perfil sonoro de cada baía. Em 25 Hz, a diferença entre o perfil de maior e menor pressão sonora – pontos BS06 e BG04, respectivamente – é de aproximadamente 25 dB. Na banda de 250 Hz essa diferença se aproxima de 30 dB, com os pontos BG09 e BG04 ocupando os extremos de perfis mais ruidoso e mais silencioso, respectivamente. Avançando pelo espectro de frequências, a diferença passa para 40 dB, com o ponto BG08 apresentando os maiores valores e o ponto BI21 os menores. Considerando os perfis de maior e menor valor de cada baía como os limites de variação do perfil sonoro da baía, é possível observar que a Baía de Guanabara apresentou o maior gradiente, se sobrepondo em valores às curvas da Baía de Sepetiba e da Baía de Ilha Grande. Em frequências mais baixas, a Baía de Sepetiba ocupa uma faixa com o dobro de variação da Baía de Ilha Grande, não havendo sobreposição de curvas dessas duas baías abaixo de 1 kHz. No entanto, nas frequências mais altas quando há um aumento do gradiente em todas as baías, ocorre a sobreposição de curvas de todas as três. A medida que aumenta a frequência, também há uma tendência das curvas seguirem contornos mais similares, diferenciando-se apenas pelos valores de pressão sonora. Este resultado nos mostra que a Baía de Sepetiba tem regiões impactadas como as da Baía de Guanabara e regiões menos impactadas como as de Ilha Grande.

Figura 47 – Perfil sonoro de 15 pontos de coleta de ruído subaquático em três baías costeiras do Estado do Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: a autora, 2019.

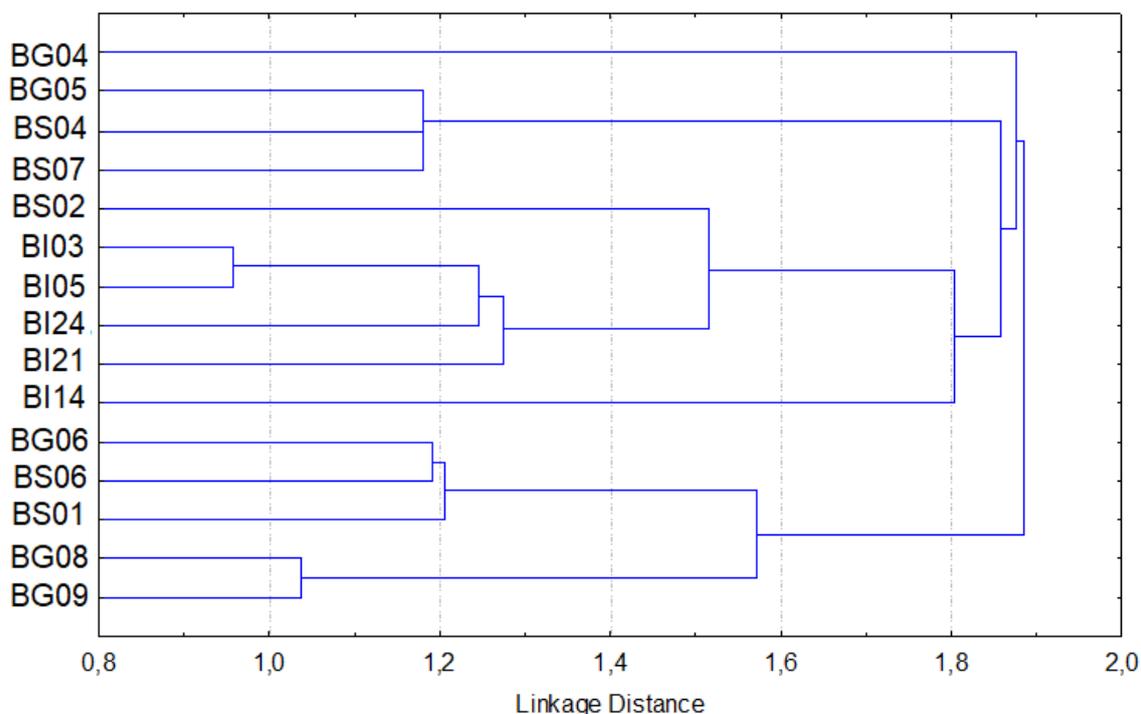
A análise de agrupamento feita a partir da pressão sonora das oito bandas de frequência empregadas na análise estatística agrupou os pontos de amostragem em dois grupos claramente separados (Fig. 48), um composto pelos pontos BG04, BG05, BS04, BS07, BS02, BI03, BI05, BI24, BI21 e BI14, e outro composto pelos pontos BG06, BS06, BS01, BG08 e BG09. De forma similar à sobreposição de perfis sonoros, pontos da Baía de Guanabara ocuparam os dois extremos dos grupos, tendo ocorrido maior distância euclidiana entre o ponto BG04 e BG08 (Tab. 13).

Avaliando a composição do primeiro grupo, observamos que a maioria dos pontos inseridos são aqueles que apresentaram os valores de pressão sonora mais baixos na maioria das bandas de frequência. Também observa-se que alguns pontos mais próximos entre si formaram subgrupos, aglutinando pontos que possuem algumas características similares. O ponto BG04, localizado dentro da APA de Guapimirim, ficou isolado dos demais pontos deste grupo, reforçando que seus valores baixos estão no extremo mais silencioso das paisagens acústicas caracterizadas. O subgrupo composto por BG05, BS04 e BS07 agregou pontos com algumas características ambientais distintas, mas que possuem o denominador comum de serem próximos de ilhas e dois deles fazem parte da APA do Boto-Cinza. Apesar de BS07 ter apresentado valores altos de pressão sonora em alguns pontos do espectro, também foi um dos pontos com maior variabilidade entre as bandas de frequência, de modo que os valores mais

baixos nas frequências acima de 1 kHz o aproximou de pontos de perfil intermediário como BS04 e BG05. Corroborando o baixo gradiente dos perfis sonoros dentro da Baía da Ilha Grande, todos os pontos desta região foram próximos entre si, sendo agregados ao ponto BS02, que teve os valores mais baixos da Baía de Sepetiba. Ressalta-se que entre os pontos da Baía da Ilha Grande, houve menores distâncias euclidianas justamente entre os pontos geograficamente mais próximos, com o ponto BI14 – localizado no meio da baía – mais afastado dos demais.

O segundo grupo nitidamente agregou os pontos com os perfis sonoros mais ruidosos. A formação de subgrupos também ocorreu, havendo maior aproximação entre pontos com curvas similares de perfil sonoro. Aqui também houve proximidade entre pontos da Baía de Guanabara com pontos da Baía de Sepetiba. Apesar de dentro do universo da Baía de Guanabara o ponto BG06 ter apresentado um perfil sonoro intermediário, sua curva apresentou valores bastante próximos aos de BS06 e BS01, havendo cruzamento das três curvas em mais de uma faixa de frequência. Por fim, os pontos BG08 e BG09, que tiveram dois dos perfis mais ruidosos do estudo, foram agrupados mais próximos entre si.

Figura 48 – Dendograma com as distâncias de ligação entre os pontos de coleta acústica na costa do Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: a autora, 2019.

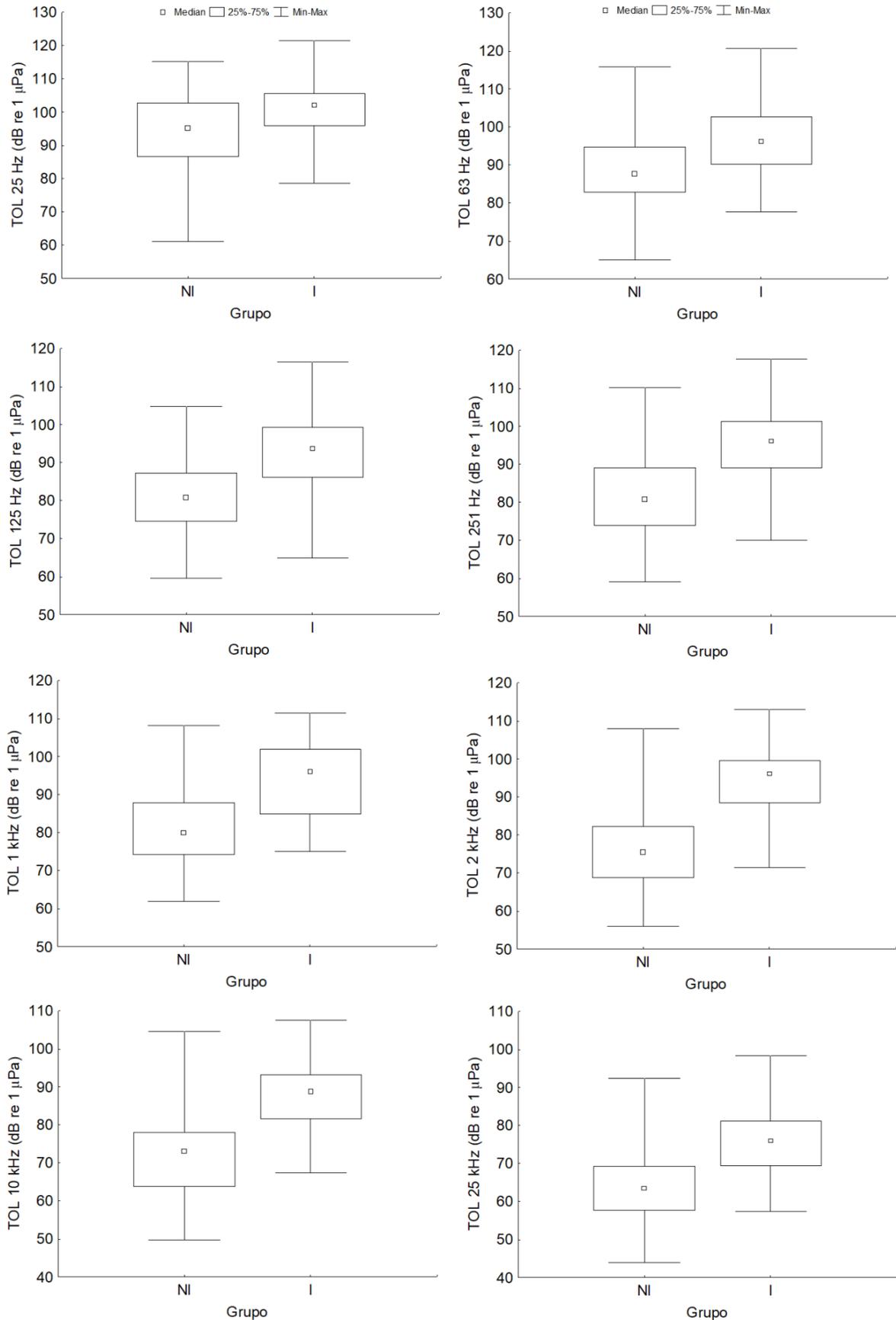
Tabela 13 – Distâncias euclidianas da análise de agrupamento de 15 pontos de coletas acústicas na costa do Rio de Janeiro, Brasil.

	BG04	BG05	BG06	BG08	BG09	BS01	BS02	BS04	BS06	BS07	BI03	BI05	BI14	BI21	BI24
BG04	0,00	3,95	6,41	7,50	7,13	5,85	3,06	4,86	6,56	5,39	2,20	2,48	3,23	1,88	2,93
BG05	3,95	0,00	2,70	3,93	3,86	2,38	2,36	1,18	2,91	2,06	2,39	2,08	3,90	3,38	1,86
BG06	6,41	2,70	0,00	1,99	2,17	1,20	4,79	2,16	1,19	2,70	4,98	4,68	6,40	5,94	4,13
BG08	7,50	3,93	1,99	0,00	1,04	1,89	5,66	3,14	1,57	3,34	6,08	5,87	7,27	7,01	5,34
BG09	7,13	3,86	2,17	1,04	0,00	1,74	5,63	3,27	1,80	3,67	5,93	5,73	7,30	6,84	5,17
BS01	5,85	2,38	1,20	1,89	1,74	0,00	4,35	1,88	1,26	2,62	4,52	4,31	5,99	5,46	3,67
BS02	3,06	2,36	4,79	5,66	5,63	4,35	0,00	2,76	4,65	2,79	1,61	1,52	1,80	1,89	2,23
BS04	4,86	1,18	2,16	3,14	3,27	1,88	2,76	0,00	2,11	1,18	3,25	2,94	4,33	4,12	2,74
BS06	6,56	2,91	1,19	1,57	1,80	1,26	4,65	2,11	0,00	2,38	5,09	4,75	6,33	5,93	4,29
BS07	5,39	2,06	2,70	3,34	3,67	2,62	2,79	1,18	2,38	0,00	3,69	3,40	4,29	4,42	3,36
BI03	2,20	2,39	4,98	6,08	5,93	4,52	1,61	3,25	5,09	3,69	0,00	0,96	2,39	1,27	1,25
BI05	2,48	2,08	4,68	5,87	5,73	4,31	1,52	2,94	4,75	3,40	0,96	0,00	2,54	1,47	1,44
BI14	3,23	3,90	6,40	7,27	7,30	5,99	1,80	4,33	6,33	4,29	2,39	2,54	0,00	2,06	3,45
BI21	1,88	3,38	5,94	7,01	6,84	5,46	1,89	4,12	5,93	4,42	1,27	1,47	2,06	0,00	2,22
BI24	2,93	1,86	4,13	5,34	5,17	3,67	2,23	2,74	4,29	3,36	1,25	1,44	3,45	2,22	0,00

Ao tratarmos o primeiro grupo da análise de agrupamento como um grupo de perfis sonoros não-impactados (NI) e o segundo como um grupo de perfis impactados (I), e compararmos as medidas acústicas entre ambos observamos que além de apresentarem os maiores valores de pressão sonora em todas as bandas de frequência o grupo impactado também apresenta menores valores de complexidade e maior quantidade de fontes sonoras artificiais.

A figura 49 apresenta as comparações dos valores de pressão sonora nas bandas de frequência utilizadas para o agrupamento, sendo possível observar diferenças marcadas entre os dois grupos. Na banda de 25 Hz, o grupo impactado apresentou mediana de 102,0 dB re 1 μ Pa, enquanto o grupo não-impactado apresentou mediana de 95, 1 dB re 1 μ Pa, havendo portanto uma diferença de cerca de 7 dB. Esta diferença entre os dois grupos salta para 20 dB na banda de 2 kHz, em que o grupo impactado apresenta mediana de 96,1 dB re 1 μ Pa e o não impactado apresenta mediana de 75,5 dB re 1 μ Pa. As diferenças entre os dois grupos foram consideradas significativas em todas as bandas de frequência testadas: 25 Hz (MW, $N_{NI}=300$, $N_I=150$ $p<0,01$), 63 Hz (MW, $N_{NI}=300$, $N_I=150$ $p<0,01$), 125 Hz (MW, $N_{NI}=300$, $N_I=150$ $p<0,01$), 251 Hz (MW, $N_{NI}=300$, $N_I=150$ $p<0,01$), 1 kHz (MW, $N_{NI}=300$, $N_I=150$ $p<0,01$), 2 kHz (MW, $N_{NI}=300$, $N_I=150$ $p<0,01$), 10 kHz (MW, $N_{NI}=300$, $N_I=150$ $p<0,01$) e 25 kHz (MW, $N_{NI}=300$, $N_I=150$ $p<0,01$).

Figura 49 – Comparação dos valores de pressão sonora entre pontos não-impactados e pontos impactados pela presença antrópica na costa do Rio de Janeiro, Brasil.

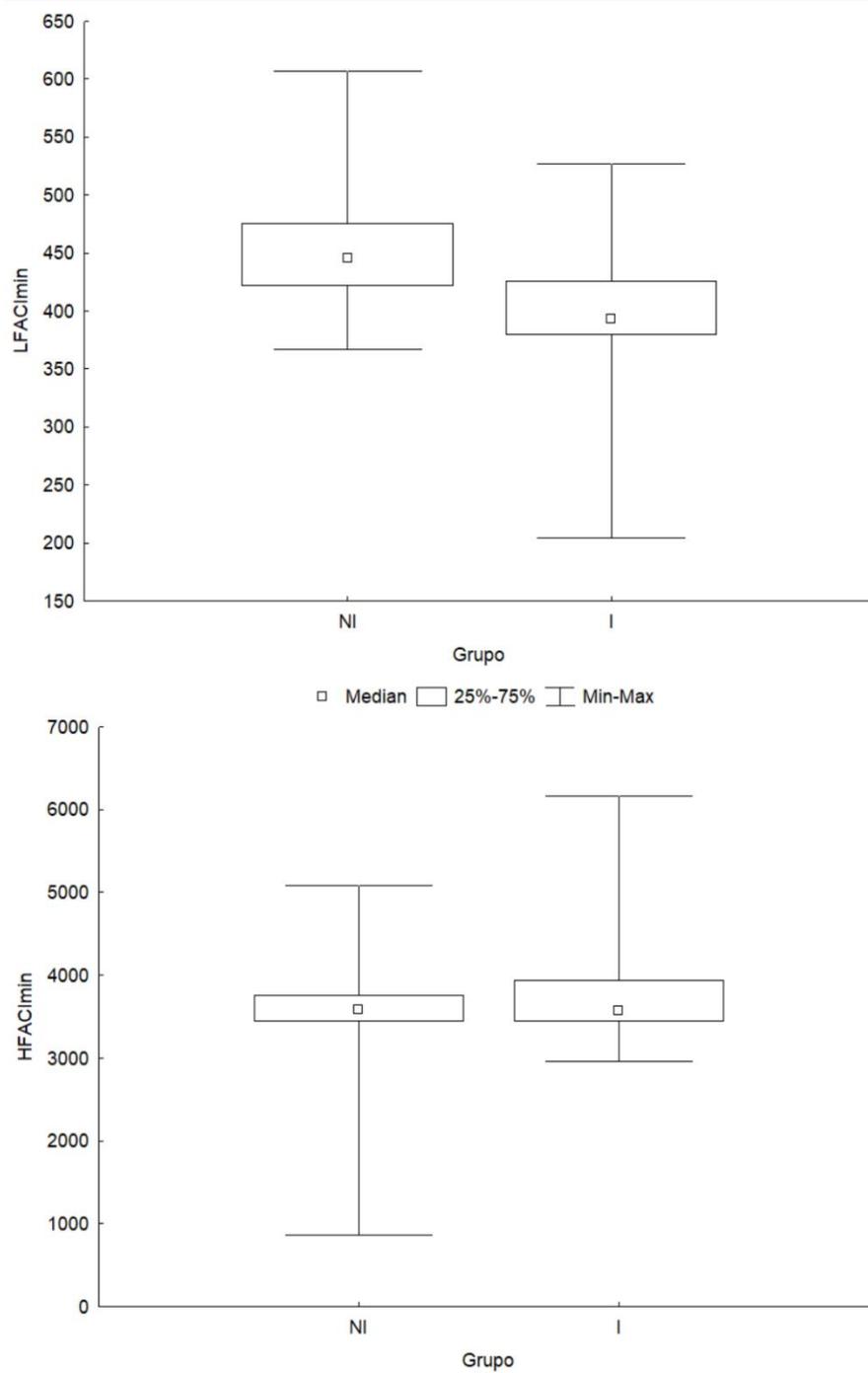


Fonte: a autora, 2019.

Os perfis não-impactados e impactados também apresentaram variação na complexidade acústica (Fig. 50). O $LFACI_{\min}$ variou de 204 a 527 no grupo impactado, com mediana de 393. No grupo não-impactado a variação foi de 366 a 607, com mediana de 445. Esta diferença na complexidade acústica de baixa frequência foi significativa (MW, $N_{NI}=300$, $N_I=150$ $p<0,01$), demonstrando que as paisagens acústicas mais próximas de seu estado natural tendem a ser mais variadas e complexas em baixas frequências do que as afetadas pela presença antrópica. Esta diferença significativa não foi replicada no $HFACI_{\min}$ (MW, $N_{NI}=300$, $N_I=150$ $p=0,41$). A complexidade de alta frequência na grupo impactado teve mediana de 3571, variando de 2959 a 6159, enquanto no grupo não-impactado esta variação foi de 3443 a 3755 com mediana de 3581.

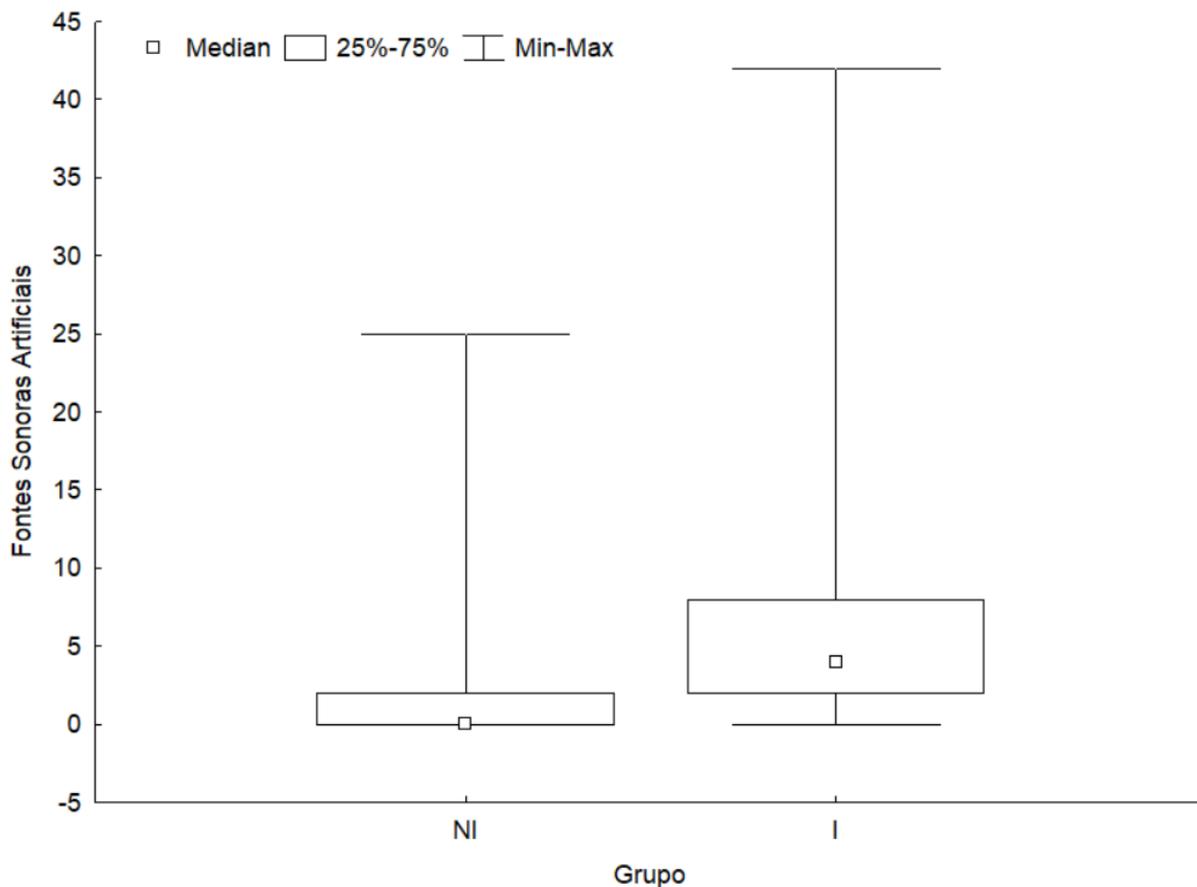
As similaridades no perfil sonoro dos pontos agrupados são observadas também na quantidade de fontes sonoras artificiais e no tipo de fontes mais comumente observadas em cada ponto (Fig. 51). Além da quantidade de fontes sonoras artificiais foi ter sido significativamente maior nos locais do grupo impactado (MW, $N_{NI}=300$, $N_I=150$ $p<0,01$), a composição dos tipos de fontes artificiais nos pontos BG08, BG09, BS01, BS06 e BG06 foi dominada por navios e embarcações de grande porte. Os pontos BG06 e BS06, que tiveram baixa distância euclidiana, se destacam por ambos serem localizados próximos a regiões de terminais marítimos de abastecimento. No grupo não-impactado a maioria dos pontos está localizado próximo a ilhas ou em local afastado dos principais de canais de navegação, de modo que além do perfil do tráfego de embarcações ser composto por barcos de menor porte, a quantidade por ponto também é menor. As duas exceções neste grupo são os pontos BS07 e BI24. Devido à localização em frente ao canal de navegação principal da Baía de Sepetiba, BS07 teve registros de passagens de navios. O ponto BI24, no entanto, está localizado próximo a uma praia turística em Ilha Grande, de modo que o tráfego de embarcações no local é influenciado pela temporada turística da região.

Figura 50 – Comparação complexidade acústica entre pontos não-impactados e pontos impactados pela presença antrópica na costa do Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: a autora, 2019.

Figura 51 – Comparação da quantidade de fontes sonoras artificiais entre pontos não-impactados e pontos impactados pela presença antrópica na costa do Rio de Janeiro, Brasil.



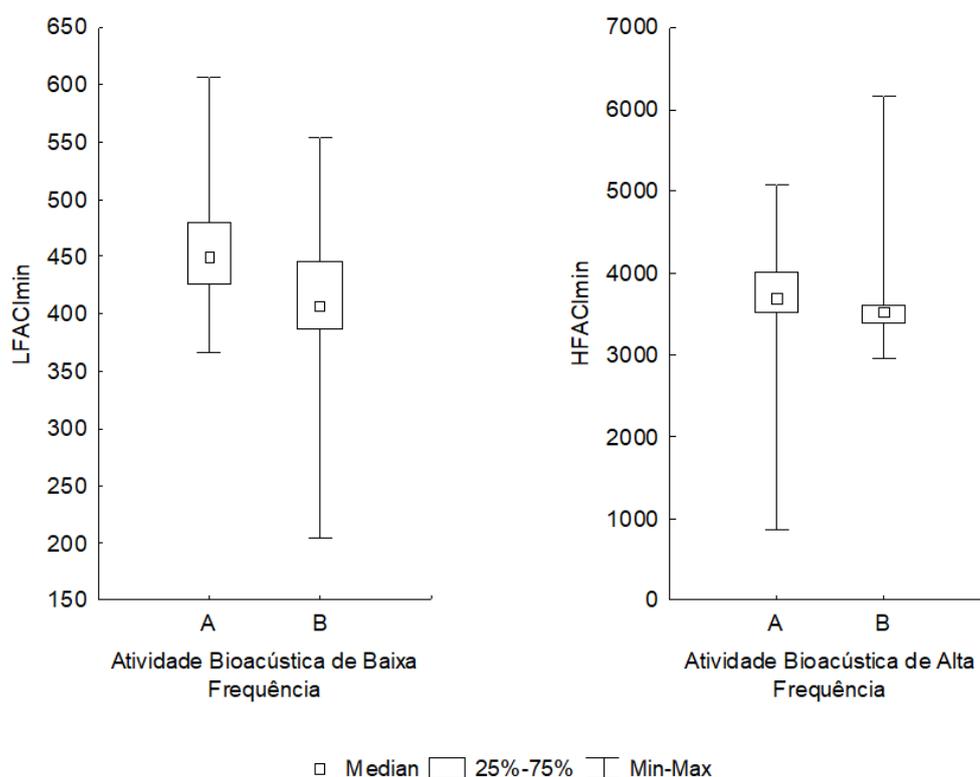
Fonte: a autora, 2019.

A tendência de correlações entre as fontes sonoras e as demais variáveis observadas dentro de cada baía se mantém no conjunto de dados completo. Seis das oito bandas de frequência utilizadas nesta sessão foram positivamente correlacionadas com a quantidade de fontes sonoras artificiais (Spearman $R > 0,5$, $p < 0,01$), aumentando o valor de pressão sonora com o aumento da quantidade de fontes. As bandas de 25 Hz e 25 kHz tiveram correlação positiva apontada como significativa, mas tiveram valor de R de 0,4 e 0,3, respectivamente. O $LFACI_{min}$ é correlacionado negativamente com a quantidade de fontes artificiais (Spearman $R = -0,5$, $p < 0,01$), indicando uma diminuição da complexidade com o aumento de fontes presentes. O $HFACI_{min}$ não teve correlação com a quantidade de fontes sonoras (Spearman $R = 0,01$, $p = 0,37$).

A variação da complexidade acústica também mantém os mesmos padrões observados dentro de cada baía ao tratarmos o conjunto de dados completo (Fig. 52). Nos locais de alta atividade bioacústica de baixa frequência o $LFACI_{min}$ foi maior do que nos locais de baixa atividade (MW, $N_{alta} = 210$, $N_{baixa} = 240$ $p < 0,01$). Este resultado suporta a diferença observada no $LFACI_{min}$ entre locais não-impactados e impactados. Dos cinco pontos pertencentes ao

grupo de locais impactados, apenas BG06 apresenta alta atividade bioacústica de baixa frequência, reforçando a tendência de menor quantidade de sinais biológicos e variabilidade consequente da paisagem acústica em regiões com forte presença antrópica. O $HFACI_{min}$ também foi maior nos locais de alta atividade bioacústica de alta frequência (MW, $N_{alta}=240$, $N_{baixa}=210$ $p<0,01$), o que pode explicar a pouca variação da complexidade acústica de alta frequência entre locais não-impactados e impactados. Três dos cinco pontos do grupo impactado têm alta atividade bioacústica de alta frequência, enquanto a maioria dos pontos do grupo não-impactado tem baixa atividade de bioacústica nesta faixa. Este resultado nos indica que nas porções mais altas do espectro, os sinais de origem natural têm mais força para competir com a sobreposição sonora causada pelos sinais artificiais, e exercem influência nas características da paisagem acústica.

Figura 52 – Comparação da complexidade acústica de baixa e alta frequência entre situações de alta e baixa atividade bioacústica na costa do Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: a autora, 2019.

11 DISCUSSÃO

O ruído causado pelo tráfego de embarcações é uma das formas mais comuns de poluição sonora em ambientes costeiros (HILDEBRAND, 2009), mascarando sinais biológicos importantes para a fauna marinha (CLARK et al., 2009; SLABBEKOORN et al., 2010). Concentrado principalmente nas baixas frequências mas exercendo influência nas médias e altas (ERBE et al., 2016; HATCH et al., 2008; RICHARDSON et al., 1995; VEIRS; VEIRS; WOOD, 2016), o ruído constante de embarcações afetou significativamente o perfil sonoro de cinco locais amostrados no presente estudo e esteve presente em menor intensidade nos outros dez em pelo menos uma das coletas. Os cinco perfis sonoros mais afetados foram da Baía de Guanabara e da Baía de Sepetiba, apresentando maior regularidade de valores altos nas bandas entre 63 Hz e 1 kHz, como observado em outros ambientes de água rasa influenciados pela passagem de navios (HAXEL; DZIAK; MATSUMOTO, 2013). Estas duas baías apresentaram tanto o ambientes mais impactados quanto áreas de valores intermediários em relação aos perfis mais preservados, em sua maioria observados na Baía de Ilha Grande. Esse gradiente observado entre as três regiões é comum ao longo zonas costeiras com diferentes atividades antrópicas e estado de conservação, tendo sido observado uma situação similar na paisagem acústica de baías adjacentes no Havai (HEENEHAN et al., 2017b).

O gradiente interno das baías seguiu a mesma lógica, áreas com maior incidência de atividades humanas apresentam perfis sonoros mais perturbados (CODARIN; PICCIULIN, 2015; GERVAISE et al., 2012; MCQUINN et al., 2011). Em condições naturais, os ambientes marinhos costeiros apresentam uma assinatura acústica (RADFORD et al., 2010), que podem ser diferenciados devido aos diferentes sinais biológicos produzidos por organismos de diferentes táxons (MCWILLIAM; HAWKINS, 2013; RADFORD et al., 2008). No entanto, quando a presença antrópica domina as bandas de frequência ocupadas pelos organismos, a diferenciação acústica passa a ser influenciada pelas características sonoras das fontes artificiais. A capacidade de registrar e avaliar a contribuição de diferentes espécies para a paisagem acústica pode ser um sinal de saúde do ecossistema (MONCZAK et al., 2019), de modo que as paisagens acústicas registradas dentro das baías podem ser indícios de seus estados de preservação.

A Baía de Guanabara apresentou o maior gradiente de variação de paisagem acústica, tendo apresentado o ponto mais ruidoso e também o mais silencioso do estudo. Esta variação espacial interna segue o mesmo padrão reportado anteriormente para essa região (BITTENCOURT et al., 2014), indicando que o cenário de impacto de poluição sonora não

foi atenuado nos últimos anos. Os valores de complexidade acústica da Baía de Guanabara são inéditos, de forma que não há como compará-los com estudos anteriores na mesma área, no entanto percebe-se uma divisão muito clara na complexidade acústica de baixas frequências. A porção norte da baía apresenta $LFACI_{min}$ muito mais alto do que a porção a sul, local onde ocorre maior quantidade de embarcações. A correlação negativa entre as fontes sonoras artificiais e o $LFACI_{min}$ reforça a ideia de que a diferença observada entre os pontos está mais relacionada a presença antrópica do que a condições naturais. No $HFACI_{min}$ este padrão não se repete, havendo um destaque para o ponto BG06, que foi o único na baía a ser classificado como local de alta atividade bioacústica de alta frequência, com altos valores de complexidade. Os sinais biológicos observados neste local foram produzidos por peixes e estalos de invertebrados marinhos, fontes sonoras naturais comuns em ambientes estuarinos (MONCZAK et al., 2019).

Algumas variáveis na Baía de Sepetiba foram mais similares ao observado na Baía de Guanabara, enquanto outras apresentaram valores mais próximos aos observados na Baía de Ilha Grande. O tráfego de navios nitidamente já exerce impacto na paisagem acústica local, com algumas bandas frequência tendo atingido o maior valor médio de todo estudo nos pontos da baía onde ocorreram navios. Assim como na Baía de Guanabara, uma maior quantidade de fontes sonoras artificiais implica numa diminuição do $LFACI_{min}$. Apesar disso, esta foi a única baía que apresentou alta atividade bioacústica de alta frequência em todos os locais, e também a única em assobios do boto-cinza contribuíram para a atividade bioacústica em todos os pontos. Tipicamente, sinais de peixes e de invertebrados marinhos são os mais comuns e de comportamento mais regular em ambientes costeiros (BUTLER; STANLEY; BUTLER, 2016; RADFORD et al., 2008), e a ocorrência de sinais produzidos por delfínidos está associada a disponibilidade de presas (MONCZAK et al., 2019; WANG et al., 2015). A ocorrência de sinais do boto-cinza não apenas corrobora a distribuição conhecida desta espécie na baías (FLACH; FLACH; CHIARELLO, 2008), mas é um indicativo de que os locais amostrados ainda apresentam condições de habitabilidade para suas presas. As diferenças entre locais de areia e lama são consistentes com as variações observadas entre locais de substrato distinto causada pela composição de fauna de cada local (LILLIS; EGGLESTON; BOHNENSTIEHL, 2014; MCWILLIAM; HAWKINS, 2013), demonstrando que as características naturais ainda influenciam a variação espacial da paisagem acústica e que os perfis sonoros dos locais ainda apresentam sinais de preservação.

A Baía de Ilha Grande se diferencia das outras duas principalmente pelo menor gradiente de pressão sonora entre seus perfis sonoros internos, todos preservados e com pouca

influência antrópica, o que abre espaço para que as características naturais causem as variações na paisagem acústica. Diferentemente de outras regiões da costa do Rio de Janeiro, esta baía abriga ambientes rochosos com formações coralíneas (CREED, 2009) com uma comunidade diversa de peixes recifais (FLOETER et al., 2001), que tipicamente geram grande diversidade de sinais biológicos e maior variabilidade acústica (BUTLER; STANLEY; BUTLER, 2016; LILLIS; EGGLESTON; BOHNENSTIEHL, 2014; STAATERMAN et al., 2014). Os dois locais que tiveram alta atividade bioacústica e as maiores complexidades acústicas estão em lados opostos da baía, mas ambos são regiões de lama e ambos são posicionados próximos a ilhas, reforçando que as feições do relevo marinho e o tipo de substrato ajudam a distinguir perfis sonoros (MCWILLIAM; HAWKINS, 2013). No entanto, é importante ressaltar que houve presença antrópica, e que as fontes sonoras geraram o aumento da pressão sonora em uma banda de frequência, demonstrando que a paisagem acústica da baía está suscetível a maiores impactos com o aumento de atividades humanas na região, inclusive às relacionadas ao turismo.

A partir da distribuição de diferentes tipos de fontes sonoras artificiais nos pontos de coleta foi possível identificar diferentes usos antrópicos ao longo das três baías. É comum que embarcações de classes e usos distintos ocupem rotas diferentes no meio, com navios de grande porte se atendo aos canais de navegação e áreas de fundeio e embarcações relacionadas ao lazer se difundindo por áreas maiores e de interesse para a atividade fim (HATCH et al., 2008). Além de maior quantidade, a maior variedade de tipos de embarcações nos pontos da Baía de Guanabara indica forte sobreposição de atividades humanas, como pesca em áreas de abastecimento de navios e estacionamento de plataformas de petróleo próximo ao canal de transporte aquaviário. Nas outras duas baías houve menos sobreposição de fontes sonoras de diferentes classes, indicando áreas mais voltadas para pesca e turismo e áreas mais voltadas à passagem de navios. No entanto, mesmo levando em consideração as peculiaridades de cada baía, a quantidade de fontes sonoras presentes nos locais de gravação elevou a pressão sonora do meio. O tráfego de embarcações é capaz de influenciar os padrões de variação do ruído subaquático, tanto embarcações de pequeno porte (HAVILAND-HOWELL et al., 2007; MCQUINN et al., 2011; RAKO et al., 2013) quanto embarcações maiores e navios (ERBE; MACGILLIVRAY; WILLIAMS, 2012; HATCH et al., 2008).

Em relação aos fatores naturais, destaca-se que a modelagem de propagação sonora em águas rasas é complexa e extremamente dependente de diversos fatores (CLAY; MEDWIN, 1977; XAVIER, 2005). Em regiões costeiras o espalhamento acústico rapidamente assume característica cilíndrica (URICK, 1979; XAVIER, 2005), e o canal formado pela superfície da

água e pelo fundo fazem com que o sinal seja transmitido por sucessivas reflexões entre ambos os limites do canal (URICK, 1975), de modo que a combinação da variação de profundidade com a variação das propriedades físico-químicas da coluna d'água, que variam de local para local, contribuem para a variação do alcance e permanência de ondas sonoras no meio (CLAY; MEDWIN, 1977; FRANCOIS; GARRISON, 1982). Condições de águas mais frias e misturadas ao longo da coluna são mais propícias para a propagação por distâncias maiores devido à maior velocidade do som, enquanto águas mais quentes geram as condições contrárias (URICK, 1975). O comportamento do caminho da onda sonora no meio também é altamente dependente da frequência do sinal, com as frequências mais baixas sendo mais resistentes aos efeitos de atenuação da energia acústica do que as mais altas, tipicamente alcançando distâncias maiores (URICK, 1975). Por ocuparem bandas de frequência predominantemente baixas (RICHARDSON et al., 1995), o sinal produzido por navios tem potencial para atingir longas distâncias, afetando áreas adjacentes aos seus locais de passagem (AULANIER et al., 2017; MCKENNA et al., 2012). Portanto, a característica de propagação sonora de cada região pode ter deixado determinados locais mais expostos aos sinais artificiais produzidos por fontes sonoras a distâncias superiores a 2 km, que não foram contabilizadas pela presente metodologia. Algumas das diferenças observadas entre os perfis sonoros amostrados podem estar relacionadas às suas características oceanográficas distintas, trazendo atenção para a necessidade de estudos futuros abordarem as condições de propagação sonora nas baías da costa do Rio de Janeiro.

O tipo de sedimento de fundo, no contexto das águas rasas, é um fator importante para a propagação sonora. Diferentes tipos de sedimento de fundo apresentam diferentes propriedades de absorção acústica das ondas sonoras (MARSH; SCHULKIN, 1962). Quanto mais reflexivo o substrato, maior sua capacidade de reflexão do sinal de volta para a coluna d'água, de modo que fundos rochosos e arenosos são tipicamente considerados como substratos que propiciam propagações sonoras mais longas, enquanto fundos de lama são associados com menor reflexividade das ondas sonoras (URICK, 1975). Os mesmos padrões de diferença entre lama e areia foram observados nas três áreas de estudo deste trabalho. A maioria dos locais considerados menos impactados foi de regiões de lama, cuja maior capacidade de absorção de ondas (SCHULKIN; MARSH, 1978) pode ter auxiliado na atenuação dos valores de pressão sonora nestas regiões.

Além das questões relacionadas à propagação sonora, ambientes com características naturais distintas apresentam assinatura acústica própria (RADFORD et al., 2010) que podem servir de sinalizadores para a atração de organismos típicos de cada ambiente (SIMPSON et

al., 2004; VERMEIJ et al., 2010). Habitats marinhos de fundo arenoso já foram observados como tendo menos complexidade acústica associada a menor diversidade biológica do que locais ricos em atividade biológica como recifes de corais (CERAULO et al., 2018; RADFORD et al., 2010), e no presente estudo eles aparentam seguir essa tendência, tendo apresentado menor complexidade acústica e na maioria dos casos tendo sido classificados como locais de baixa atividade acústica. Em ambos os ambientes, contudo, a atividade bioacústica de baixa frequência quando alta esteve relacionada aos sinais de peixes e de camarões.

O comportamento acústico da maioria das espécies de peixe está relacionada à interações agonísticas e à reprodução (AMORIM, 2006; KASUMYAN, 2008), havendo grande variedade nos parâmetros de duração e frequência de seus sinais pulsados entre espécies (AMORIM, 2006). Além disso, sabe-se que muitas espécies de peixe formam coros acústicos durante períodos noturnos inclusive nas águas costeiras do Atlântico Sudoeste (KASUMYAN, 2008; LOCASCIO; MANN, 2008; SÁNCHEZ-GENDRIZ; PADOVESE, 2017), de modo que alguns dos locais de amostragem podem apresentar atividade bioacústica superior ao observado durante as gravações deste estudo, que foram restritas às horas do dia e podem ter registrado apenas os sinais acústicos produzidos fora dos momentos de coro.

Nas altas frequências, a contribuição dos sinais produzidos por odontocetos para a paisagem acústica é de difícil quantificação, uma vez que variações comportamentais influenciam o registro acústico desses animais. No entanto, a distribuição do boto-cinza nas três áreas de estudo contribuiu para a diferenciação espacial de paisagens acústicas das três baías. Na Baía de Sepetiba, onde esta espécie é distribuída por quase toda a área de estudo (DIAS; HERZING; FLACH, 2009), foram registradas altas atividades bioacústicas em toda a baía. Em contrapartida, na Baía de Ilha Grande onde o boto-cinza é comumente mais encontrado na porção oeste, seus sinais sonoros contribuíram para a alta atividade acústica apenas no ponto BI05. A Baía de Guanabara, apesar de abrigar uma população residente desta espécie (AZEVEDO et al., 2004) que apresenta uma preferência recente por utilizar as áreas mais ao norte da baía (CARVALHO, 2013), não registrou alta atividade bioacústica associada às emissões destes animais, o que pode estar associado à baixa densidade populacional destes animais no local (AZEVEDO et al., 2017).

Em ambientes preservados, já foi demonstrado que o ACI representa adequadamente a atividade acústica de peixes e camarões (BUSCAINO et al., 2016; MCWILLIAM; HAWKINS, 2013). No entanto, muitos dos métodos que utilizam a quantidade de sinais fazem estimativas a partir de detecções e contagem automáticas (BOHNENSTIEHL; LILLIS;

EGGLESTON, 2016; PIERETTI et al., 2017), de modo que a intensidade do ruído no local pode interferir no resultado das estimativas. Como a determinação do nível de atividade foi feita através de inspeção manual dos espectrogramas, não há a possibilidade de sinais biológicos terem sido perdidos por detectores no presente estudo. Apesar de a passagem de embarcações poder mascarar visualmente e audivelmente sinais biológicos (VASCONCELOS; AMORIM; LADICH, 2007), a utilização de 60 minutos de gravação de diferentes dias e horários ajuda a garantir que diferentes situações tenham sido registradas, de modo que a classificação entre alta e baixa atividade bioacústica não foi feita baseada apenas em uma gravação onde o mascaramento poderia ter ocorrido. Dessa forma, a investigação manual e classificação dos locais quanto a atividade bioacústica e variação da mesma é confiável (BOLGAN et al., 2018) e representou adequadamente maiores complexidades acústicas associadas a alta atividade bioacústica. Em nenhum dos testes de comparação dentro de cada baía e no conjunto total de dados houve a situação de que uma baixa atividade bioacústica apresentasse valores mais altos de complexidade acústica, indicando que apesar da grande escala de variação nos valores de complexidade, o ACI teve uma representatividade satisfatória da presença de sons biológicos nas duas bandas de frequência trabalhadas para esta métrica.

Por ser um índice tão dependente da variabilidade temporal e de resposta imediata em relação ao comportamento da fauna (FARINA et al., 2016), possivelmente os valores mínimos e máximos dentro de cada ponto representam uma variação natural do componente biofônico da paisagem acústica, incluindo momentos de silenciamento frente a passagem de embarcações ou respostas fisiológicas frente à variações ambientais. Portanto, a aplicação do ACI torna-se especialmente útil a partir da construção de uma série de dados com diversas variáveis, de modo que se possa fazer associações com diversos fatores que possam variar no tempo e influenciar a variação temporal bioacústica local. Em paisagens acústicas costeiras, onde a presença antrópica é marcante e praticamente constante em alguns locais, a incorporação de outras variáveis se torna ainda mais importante para a compreensão do ambiente. E apesar de alguns autores apresentarem que o ACI é robusto ao ruído antropogênico (HARRIS et al., 2016), as fontes sonoras também exerceram clara influência na complexidade acústica de baixas frequências, causando uma diminuição no $LFACI_{min}$. Como o índice de complexidade acústica foi desenvolvido com a intenção de avaliar a diversidade de sinais na paisagem (PIERETTI; FARINA; MORRI, 2011), é possível que a diminuição observada no $LFACI_{min}$ com o aumento da quantidade de embarcações seja devido à redução da atividade bioacústica dos organismos. Também existe a possibilidade de

que o sinal contínuo e regular das embarcações se sobreponha aos sinais curtos e variáveis dos organismos, tornando, portanto, a paisagem menos complexa. Em ambos os casos se ressalta uma outra aplicação ainda pouco explorada na literatura do ACI, a de que além de ajudar na caracterização da variabilidade dos sinais biológicos, ele também pode ser empregado para identificar ambientes cuja a paisagem acústica é impactada pela poluição sonora.

Cinco dos seis pontos localizados em unidades de conservação foram posicionados no grupo de pontos não-impactado. Os valores de pressão sonora observados nessas áreas em geral permaneceram abaixo de 100 dB re 1 Pa, sendo menores do que o observado para áreas marinhas protegidas de outras regiões costeiras, como o Parque Marinho do Golfo Hauraki na Nova Zelândia (PINE et al., 2016), e o Parque Nacional das Ilhas Virgens dos Estados Unidos (KAPLAN; MOONEY, 2015). O ponto BS07, localizado na APA do Boto-Cinza, foi exceção, e mesmo tendo sido agrupado com locais não-impactados por seu perfil sonoro geral, apresentou valores mais elevados nas frequências abaixo de 1 kHz associados ao tráfego de navios dessas regiões. O ponto BS06, também da APA do Boto-Cinza foi agrupado com os locais impactados, demonstrando que a porção da APA que é atravessada pelo canal de navegação da Baía de Sepetiba não apresenta uma paisagem acústica completamente natural. Ambos os pontos BS06 e BS07 apresentaram valores em algumas bandas de frequência comparáveis aos de regiões impactadas pela poluição sonora (CODARIN; PICCIULIN, 2015; MCQUINN et al., 2011). No caso do ponto BG04, representativo da APA de Guapimirim, é possível que o isolamento proporcionado pela geografia da baía e pelas profundidades inferiores a cinco metros, combinados com a alta absorção pela lama do fundo (SCHULKIN; MARSH, 1978; URICK, 1975), diminua o potencial de alcance de sinais artificiais produzidos pelo tráfego de embarcações externo à unidade. Ainda assim, há um tráfego de embarcações interno na APA composto principalmente por pequenos barcos de pesca, de modo que a área não é completamente livre de presença humana. Já os pontos BI21 e BI24, na ESEC Tamoios, tiveram uma localização mais exposta ao canal de navegação e a embarcações turísticas, o que pode afetar o ambiente acústico (BITTENCOURT et al., 2014; HAVILAND-HOWELL et al., 2007; RAKO et al., 2013).

Portanto, as regiões amostradas das três unidades de conservação podem ter sua paisagem acústica afetada pela poluição sonora, conforme outras áreas marinhas protegidas frequentemente utilizadas para atividades turísticas e próximas de canais de passagem (CODARIN et al., 2009; KAPLAN; MOONEY, 2015; PINE et al., 2016). O ambiente acústico e as propriedades sonoras de habitats marinhos ainda não são aspectos considerados na delimitação de área e regularização de atividades permitidas em áreas protegidas marinhas.

Dessa forma, o estado atual não-impactado das partes amostradas nas unidades de conservação está sob risco de impacto com o aumento do tráfego de embarcações de grande porte, especialmente nas baías de Sepetiba e Ilha Grande. Esforços de publicações recentes tem trazido atenção para esta necessidade (HATCH et al., 2016; HEENEHAN et al., 2017a; WILLIAMS et al., 2015). Mesmo que em águas rasas os modelos de propagação sejam mais complexos (XAVIER, 2005), o alcance do ruído gerado por embarcações precisa ser conhecido para uma quantificação precisa do aporte de ruído artificial em áreas de interesse (FARCAS; THOMPSON; MERCHANT, 2016).

O efeito da poluição sonora já foi registrado em diferentes táxons marinhos. Além do mascaramento de emissões sonoras importantes para esses organismos (CLARK et al., 2009; SLABBEKOORN et al., 2010; VASCONCELOS; AMORIM; LADICH, 2007), a presença de sinais artificiais pode gerar diferentes respostas comportamentais e fisiológicas de diferentes graus na biota marinha (FARINA, 2017; NOWACEK et al., 2007; TYACK, 2008). A alteração da estrutura dos sinais e da taxa de produção dos sinais acústicos em resposta à poluição sonora pode elevar o custo energético da comunicação acústica, gerando impacto na saúde geral do animal (FARINA, 2017; HOLT et al., 2015). O boto-cinza já demonstrou alteração do seu comportamento acústico na Baía de Guanabara (BITTENCOURT et al., 2017a), indicando que outros organismos que habitam as águas costeiras do Rio de Janeiro podem apresentar respostas similares uma vez que outros locais apresentaram níveis de ruído similares aos da paisagem acústica da Guanabara. Portanto, somando-se a elevação da pressão sonora, as fontes sonoras artificiais geram ainda um efeito secundário na alteração da paisagem acústica ao modificarem a produção dos sinais biológicos naturais.

A utilização das bandas de 63 e 125 Hz para o monitoramento do ruído gerado por navios tem sido uma ferramenta útil para avaliar as tendências de elevação do ruído subaquático ao longo do tempo (GARRETT et al., 2016; KINDA; LE COURTOIS; STÉPHAN, 2017). Contudo, a perturbação acústica gerada por diferentes tipos de embarcações pode alcançar frequências muito mais altas do que essas duas bandas (ERBE, 2013; ERBE et al., 2016; HERMANNSEN et al., 2014), indicando que mais faixas de frequência devem ser consideradas para melhor compreensão da permanência de sinais antrópicos no meio marinho. Em termos de valores, as maiores diferenças de pressão sonora entre locais impactados e não-impactados foram observadas acima de 1 kHz, onde o acúmulo de sinais biológicos sobreposto aos sinais artificiais é menor.

Ademais, a poluição sonora causada por fontes sonoras artificiais não é o único tipo de poluição que pode causar alterações na paisagem acústica. Qualquer tipo de degradação que

cause uma alteração na composição da fauna que produz som num determinado ambiente vai consequentemente modificar o ambiente acústico natural (DUMYAHN; PIJANOWSKI, 2011; KRAUSE; FARINA, 2016). A diferença entre paisagens acústicas costeiras de áreas degradadas e áreas recuperadas já foi observada (BUTLER; STANLEY; BUTLER, 2016). Dessa forma, as paisagens acústicas das baías do Rio de Janeiro podem refletir também seus estados gerais de conservação ambiental. O monitoramento acústico contínuo de locais saudáveis contraposto aos perfis sonoros de locais impactados pode ajudar a trazer a dimensão do impacto antrópico em habitats marinhos.

CONCLUSÃO

As três baías costeiras do estado do Rio de Janeiro possuem perfis distintos de paisagens acústicas, no entanto havendo similaridades entre alguns pontos dentro de cada região. No sentido leste-oeste da costa, as três baías representam um gradiente do nível de impacto antrópico na paisagem acústica submarina costeira na costa sudeste do Brasil. A Baía de Guanabara apresenta a maior variação interna de pressão sonora e de presença antrópica, apresentando tanto áreas acusticamente mais preservadas, próximas a APA de Guapimirim, quanto áreas mais impactadas, como nos locais de fundeio de intenso tráfego de embarcações. A Baía de Sepetiba também apresenta grande variação interna no seu perfil acústico, no entanto ainda apresentando valores intermediários em relação as outras duas baías. A Baía de Ilha Grande teve o perfil mais homogêneo, estando sob baixo impacto de poluição sonora e tendo uma paisagem acústica ainda dominada pelos sons naturais.

A aplicação de índices ecoacústicos se mostrou útil como ferramenta de avaliação de impacto antrópico nas paisagens acústicas submarinas costeiras. O Índice de Complexidade Acústica teve melhor representação dos estados de impacto do perfil sonoro nos diferentes pontos de cada baía, ficando demonstrado que em locais com maior quantidade de fontes antrópicas a complexidade da paisagem acústica é menor. O Índice de Diferença Normalizada da Paisagem Acústica exigiu o auxílio das demais métricas para interpretação adequada, no entanto demonstra potencial de aplicação no estudo dos ambientes acústicos subaquáticos.

Agregando os resultados, podemos concluir que enquanto as características naturais de cada ambiente levam a uma diferenciação espacial da paisagem acústica através dos sinais produzidos por diferentes organismos, a presença antrópica tende a influenciar paisagens acústicas de locais distintos para similaridade através da regularidade dos sinais artificiais e mascaramento dos sons biológicos, interferindo, portanto, na assinatura acústica de cada ambiente.

DISCUSSÃO GERAL

Em ambientes costeiros a presença antrópica exerce influência nos padrões temporais e espaciais das paisagens acústicas, elevando os níveis de pressão sonora em diversas bandas de frequência e se sobrepondo à contribuição de sinais de origem biológica, diminuindo a variabilidade natural das paisagens acústicas. Enquanto os fatores naturais como tipo de sedimento e comportamento acústico de diferentes grupos animais tendem a diversificar e diferenciar a paisagem acústica, o ruído gerado por fontes sonoras artificiais tende a regularizar e simplificar a paisagem, portanto interferindo na assinatura acústica de diferentes habitats.

Fica evidenciado que o ambiente acústico da costa do Rio de Janeiro é impactado pela poluição sonora gerada pelo tráfego de embarcações. O ponto de monitoramento autônomo contínuo próximo a entrada da Baía de Guanabara apresentou valores similares aos dos locais mais impactados da baía, que teve os valores de pressão sonora mais altos do estudo e teve baixos valores de complexidade acústica. A Baía de Sepetiba apresentou valores de pressão sonora similares aos da Guanabara e complexidade acústica similar a Ilha Grande. A Baía de Ilha Grande, por fim, teve a paisagem acústica menos alterada das três regiões estudadas, no entanto também se demonstrou sensível à presença de embarcações. O gradiente observado entre as baías ressalta que os ambientes ainda preservados estão sob risco de serem alterados pela ação antrópica, tornando relevante a aplicação de métricas acústicas na delimitação de áreas protegidas e de interesse biológico.

Conforme observado em outras regiões costeiras e áreas oceânicas, as rotas de navegação e áreas de fundeio de navios influenciaram a paisagem acústica da costa do Rio de Janeiro (CLARK et al., 2009; HATCH et al., 2008; ŠIROVIĆ; WIGGINS; OLESON, 2013). O monitoramento contínuo na entrada da Baía de Guanabara revelou a presença de sinais de embarcações em todas horas do dia, e a amostragem voltada para a variação espacial demonstrou que os locais mais ruidosos foram aqueles próximos aos canais de navegação, como os pontos BG08, BG09 e BS06 nas baías de Guanabara e Sepetiba.

Os locais considerados como menos impactados na costa do Rio de Janeiro – a Baía de Ilha Grande e alguns pontos dentro das baías de Sepetiba e Guanabara – apresentaram valores de pressão sonora similares aos de regiões marinhas preservadas, como a Baía de Roebuck na Austrália cuja mediana é de 87 dB re 1 μ Pa na banda entre 10 Hz e 11 kHz (MARLEY et al., 2017), e mesmo ao ambiente de ilha oceânica de Trindade no Atlântico Sudoeste que

apresentou mediana abaixo de 100 dB re 1 μ Pa nas frequências abaixo de 500 Hz (BITTENCOURT et al., 2016). Em contrapartida, os locais considerados como impactados pela poluição sonora apresentaram valores semelhantes aos que ocorrem em áreas concentradoras de atividades antrópicas como o Porto Freemantle em Perth, na Austrália, com mediana de 106 dB re 1 μ Pa (MARLEY et al., 2017) e o estuário de St. Lawrence no Canadá que apresenta medianas entre 103 e 111 dB re 1 μ Pa em seus locais com tráfego intenso de embarcações (MCQUINN et al., 2011).

Pelos resultados obtidos através do monitoramento autônomo, observa-se que há uma variação temporal na paisagem acústica da costa do Rio de Janeiro, influenciada tanto pelas emissões sonoras de organismos marinhos quanto pela diminuição no tráfego de embarcações no local, demonstrando um padrão observado previamente no sistema estuarino do rio Swan-Canning na Austrália (MARLEY; ERBE; SALGADO-KENT, 2015). É possível que este mesmo fenômeno ocorra nas demais regiões investigadas no presente estudo, e que as características das paisagens acústicas dos locais amostrados dentro das baías sejam diferentes durante a noite. A partir disso, ressalta-se a necessidade da amostragem de dados durante o período noturno, quando a presença das fontes sonoras naturais e artificiais é diferenciada.

A variação sazonal também deve ser um aspecto a ser considerado, conforme apontado por outros estudos (BUSCAINO et al., 2016; ŠIROVIĆ; WIGGINS; OLESON, 2013). A mudança das características físicas da água em diferentes estações do ano provavelmente deve gerar condições ambientais distintas para as paisagens acústicas locais. Além disso, fatores biológicos como épocas de reprodução de espécies de peixe, comportamento migratório de mysticetos e uso diferenciado do habitat por delfínídeos também podem contribuir para variações na assinatura acústica das paisagens da costa do Rio de Janeiro, reforçando a necessidade de monitoramento contínuo.

RECOMENDAÇÕES

O presente estudo avançou no conhecimento do ambiente acústico marinho na costa do estado do Rio de Janeiro, revelando informações inéditas sobre o tema. Futuros estudos são necessários para ampliar o conhecimento da paisagem acústica submarina no estado do Rio de Janeiro. Portanto, recomenda-se:

- Ampliar a rede de monitoramento acústico autônomo na costa do Rio de Janeiro de modo a obter séries temporais longas e ampliar a escala espacial para investigação das paisagens acústicas submarinas, incluindo áreas oceânicas;
- Identificar o padrão temporal de produção sonora de diversos grupos taxonômicos para caracterizar a contribuição das fontes biológicas em diferentes épocas do ano, a fim de quantificar a variabilidade natural das paisagens acústicas;
- Integrar o estudo de monitoramento acústico ao monitoramento de parâmetros físico-químicos da água para investigar a influência de fatores abióticos na contribuição das fontes biológicas para as paisagens acústicas;
- Gerar modelos de propagação sonora em diferentes pontos da costa do Rio de Janeiro a fim de compreender o alcance dos sinais de fontes sonoras poluidoras;
- Avaliar a exposição das unidades de conservação marinhas à perturbação acústica;
- Avançar no uso de métricas ecoacústicas como ferramentas de estudo de paisagem acústicas, padronizando as medidas e melhorando sua capacidade de representação das condições acústicas do meio marinho.

REFERÊNCIAS

- AMORIM, M. C. P. Diversity of Sound Production in Fish. In: LADICH, F. et al. (Eds.). . **Communication in Fishes**. [s.l.] Science Publishers, 2006. p. 870.
- ANDRADE, L. G. et al. Variation in Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) whistles: using a broadband recording system to analyze acoustic parameters in three areas of southeastern Brazil. **Acta Ethologica**, n. December, 2014.
- ARAÚJO, F. G. et al. Estrutura da comunidade de peixes demersais da Baía de Sepetiba, RJ. **Ecologia**, v. 58, n. 3, p. 417–430, 1998.
- AU, W. W. L. The acoustics of the snapping shrimp *Synalpheus parneomeris* in Kaneohe Bay. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 103, n. 1, p. 41, 1998.
- AULANIER, F. et al. Effects of shipping on marine acoustic habitats in Canadian Arctic estimated via probabilistic modeling and mapping. **Marine Pollution Bulletin**, v. 125, n. 1–2, p. 115–131, 2017.
- AZEVEDO, A. F. et al. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay , southeastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 6, n. 3, p. 265–268, 2004.
- AZEVEDO, A. F. et al. Whistles emitted by Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) in Southeastern Brazil. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 127, n. 4, p. 2646–2651, 2010.
- AZEVEDO, A. F. et al. The first confirmed decline of a delphinid population from Brazilian waters: 2000–2015 abundance of *Sotalia guianensis* in Guanabara Bay, South-eastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 79, p. 1–10, 2017.
- AZZELLINO, A. et al. Risk mapping for sensitive species to underwater anthropogenic sound emissions: model development and validation in two Mediterranean areas. **Marine Pollution Bulletin**, v. 63, n. 1–4, p. 56–70, jan. 2011.
- BAILEY, H. et al. Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. **Marine pollution bulletin**, v. 60, n. 6, p. 888–97, jun. 2010.
- BARBER, J. R. et al. Anthropogenic noise exposure in protected natural areas: estimating the scale of ecological consequences. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 9, p. 1281–1295, 7 set. 2011.
- BAUMANN-PICKERING, S. et al. Odontocete occurrence in relation to changes in oceanography at a remote equatorial Pacific seamount. **Marine Mammal Science**, 2016.
- BAYLESS, A. R. et al. Acoustically monitoring the Hawai'i longline fishery for interactions with false killer whales. **Fisheries Research**, v. 190, p. 122–131, 2017.

BÉRGAMO, A. L. **Características Hidrográficas, da Circulação e dos Transportes de Volume e Sal na Baía de Guanabara (RJ): Variação sazonais e moduladas pela maré.** [s.l.] Universidade de São Paulo, 2006.

BERTUCCI, F. et al. Acoustic indices provide information on the status of coral reefs: an example from Moorea Island in the South Pacific. **Scientific Reports**, v. 6, 2016.

BITTENCOURT, L. et al. Underwater noise pollution in a coastal tropical environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 83, n. 1, p. 331–336, maio 2014.

BITTENCOURT, L. et al. Acoustic habitat of an oceanic archipelago in the Southwestern Atlantic. **Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, v. 115, p. 103–111, 2016.

BITTENCOURT, L. et al. Underwater noise in an impacted environment can affect Guiana dolphin communication. **Marine Pollution Bulletin**, v. 114, p. 1130–1134, 2017

BOHNENSTIEHL, D. R.; LILLIS, A.; EGGLESTON, D. B. The curious acoustic behavior of estuarine snapping shrimp: Temporal patterns of snapping shrimp sound in sub-tidal oyster reef habitat. **PLoS ONE**, v. 11, n. 1, p. 1–21, 2016.

BOLGAN, M. et al. Acoustic complexity of vocal fish communities: A field and controlled validation. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–11, 2018.

BONCORAGLIO, G.; SAINO, N. Habitat structure and the evolution of bird song: a meta-analysis of the evidence for the acoustic adaptation hypothesis. **Functional Ecology**, v. 21, p. 134–142, 2007.

BORMPOUDAKIS, D.; SUEUR, J.; PANTIS, J. D. Spatial heterogeneity of ambient sound at the habitat type level: ecological implications and applications. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 3, p. 495–506, 29 jan. 2013.

BUSCAINO, G. et al. Temporal patterns in the soundscape of the shallow waters of a Mediterranean marine protected area. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 34230, 2016.

BUTLER, J.; STANLEY, J. A.; BUTLER, M. J. Underwater soundscapes in near-shore tropical habitats and the effects of environmental degradation and habitat restoration. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 479, p. 89–96, 2016.

CARREIRA, R. S.; WAGENER, A. L. R.; READMAN, J. W. Sterols as markers of sewage contamination in a tropical urban estuary (Guanabara Bay, Brazil): space–time variations. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 60, n. 4, p. 587–598, ago. 2004.

CARVALHO, R. R. **Análise espaço-temporal do uso do hábitat pelo boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro.** [s.l.] Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2013.

CASTELLOTE, M. et al. Monitoring white whales (*Delphinapterus leucas*) with echolocation loggers. **Polar Biology**, v. 36, n. 4, p. 493–509, 13 dez. 2012.

- CASTELLOTE, M. et al. Dual instrument passive acoustic monitoring of belugas in Cook Inlet, Alaska. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 139, n. 5, p. 2697–2707, 2016.
- CASTELLOTE, M.; CLARK, C. W.; LAMMERS, M. O. Acoustic and behavioural changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. **Biological Conservation**, v. 147, n. 1, p. 115–122, mar. 2012.
- CATANZARO, L. F. et al. Distinctive sedimentary processes in Guanabara Bay – SE/Brazil, based on the analysis of echo-character (7.0 kHz). **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 22, n. 1, p. 69–83, 2004.
- CERAULO, M. et al. Acoustic comparison of a patchy Mediterranean shallow water seascape: Posidonia oceanica meadow and sandy bottom habitats. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 1030–1043, 2018.
- CLARK, C. et al. Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication. **Marine Ecology Progress Series**, v. 395, p. 201–222, 3 dez. 2009.
- CLARK, C. W. et al. An Ocean Observing System for Large-Scale Monitoring And Mapping of Noise throughout the Stellwagen Bank National Marine Sanctuary. p. 1–13, 2010.
- CLAY, C. S.; MEDWIN, H. **Acoustical Oceanography: Principles and Applications**. New York: John Wiley & Sons, 1977.
- CODARIN, A. et al. Effects of ambient and boat noise on hearing and communication in three fish species living in a marine protected area (Miramare, Italy). **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 12, p. 1880–7, dez. 2009.
- CODARIN, A.; PICCIULIN, M. Underwater noise assessment in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea, Italy) using an MSFD approach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 2, p. 694–700, 2015.
- CREED, J. C. Ecosistemas Marinhos. In: BASTOS, M.; CALLADO, C. H. (Eds.). **O Ambiente da Ilha Grande**. [s.l: s.n.]. p. 247–298.
- DIAS, L. A.; HERZING, D.; FLACH, L. Aggregations of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, south-eastern Brazil: distribution patterns and ecological characteristics. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 89, n. 05, p. 967, 21 jul. 2009.
- DUMYAHN, S. L.; PIJANOWSKI, B. C. Soundscape conservation. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 9, p. 1327–1344, 19 jul. 2011.
- ERBE, C. Underwater Noise of Whale-Watching Boats and Potential Effects on Killer Whales (*Orcinus orca*), Based on an Acoustic Impact Model. **Marine Mammal Science**, v. 18, n. 2, p. 394–418, abr. 2002.
- ERBE, C. Underwater noise of small personal watercraft (jet skis). **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 133, n. 4, p. EL326-30, abr. 2013.

- ERBE, C. et al. Underwater sound of rigid-hulled inflatable boats. **Journal of the Acoustical Society of America Express Letters**, v. 139, n. June, p. 223–227, 2016.
- ERBE, C.; MACGILLIVRAY, A.; WILLIAMS, R. Mapping cumulative noise from shipping to inform marine spatial planning. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 132, n. 5, p. EL423-8, nov. 2012.
- ESPÉCIE, M. D. A.; TARDIN, R. H. O.; SIMÃO, S. M. Degrees of residence of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in Ilha Grande Bay, south-eastern Brazil: a preliminary assessment. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 08, p. 1633–1639, 2010.
- EY, E.; FISCHER, J. The “acoustic adaptation hypothesis” - a review of the evidence from birds, anurans and mammals. **Bioacoustics**, v. 19, p. 21–48, 2009.
- FARCAS, A.; THOMPSON, P. M.; MERCHANT, N. D. Underwater noise modelling for environmental impact assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 57, p. 114–122, 2016.
- FARINA, A. et al. The Application of the Acoustic Complexity Indices (ACI) to Ecoacoustic Event Detection and Identification (EEDI) Modeling. **Biosemiotics**, v. 9, n. 2, p. 227–246, 2016.
- FARINA, A. The Ecological Effects of Noise on Species and Communities. **Ecoacoustics: The Ecological Role of Sounds**, p. 95–107, 2017.
- FLACH, L.; FLACH, P. A.; CHIARELLO, A. G. Density, abundance and distribution of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis* Van Benédén, 1864), in Sepetiba Bay, Southeast Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 10, n. 1, p. 31–36, 2008.
- FLOETER, S. R. et al. Geographic Variation in Reef-Fish Assemblages along the Brazilian Coast. **Global Ecology & Biogeography**, v. 10, n. 4, p. 423–431, 2001.
- FRANCIS, C. D.; ORTEGA, C. P.; CRUZ, A. Different behavioural responses to anthropogenic noise by two closely related passerine birds. **Biology Letters**, n. May, p. 2011–2014, 2011.
- FRANCOIS, R. E.; GARRISON, G. R. Sound absorption based on ocean measurements. Part II: Boric acid contribution and equation for total absorption. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 72, n. 6, p. 1879, 1982.
- GAGE, S. H.; AXEL, A. C. Visualization of temporal change in soundscape power of a Michigan lake habitat over a 4-year period. **Ecological Informatics**, v. 21, p. 100–109, 2014.
- GARRETT, J. et al. Long term underwater sound measurements in the shipping noise indicator bands 63 Hz and 125 Hz from the port of Falmouth Bay, UK. **Marine Pollution Bulletin**, 2016.
- GASC, A. et al. Future directions for soundscape ecology : The importance of ornithological contributions. **The Auk**, v. 134, n. 1, p. 215–228, 2017.

GERVAISE, C. et al. Shipping noise in whale habitat: characteristics, sources, budget, and impact on belugas in Saguenay-St. Lawrence Marine Park hub. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 132, n. 1, p. 76–89, jul. 2012.

GORDON, T. A. C. et al. Habitat degradation negatively affects auditory settlement behavior of coral reef fishes. n. May, p. 1–6, 2018.

HANNAY, D. E. et al. Marine mammal acoustic detections in the northeastern Chukchi Sea, September 2007–July 2011. **Continental Shelf Research**, v. 67, p. 127–146, 2013.

HARRIS, S. A. et al. Ecoacoustic indices as proxies for biodiversity on temperate reefs. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 6, p. 713–724, 2016.

HATCH, L. et al. Characterizing the Relative Contributions of Large Vessels to Total Ocean Noise Fields: A Case Study Using the Gerry E. Studds Stellwagen Bank National Marine Sanctuary. **Environmental Management**, v. 44, n. 5, p. 735–52, 3 nov. 2008.

HATCH, L. et al. Can you hear me here? Managing acoustic habitat in US waters. **Endangered Species Research**, v. 30, p. 171–186, 2016.

HATCH, L.; FRISTRUP, K. No barrier at the boundaries: implementing regional frameworks for noise management in protected natural areas. **Marine Ecology Progress Series**, v. 395, p. 223–244, 3 dez. 2009.

HAVILAND-HOWELL, G. et al. Recreational boating traffic: a chronic source of anthropogenic noise in the Wilmington, North Carolina Intracoastal Waterway. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 122, n. 1, p. 151–60, jul. 2007.

HAXEL, J. H.; DZIAK, R. P.; MATSUMOTO, H. Observations of shallow water marine ambient sound: The low frequency underwater soundscape of the central Oregon coast. **J Acoust Soc Am**, v. 133, n. 5, p. 2586–2596, 2013.

HEENEHAN, H. L. et al. Using acoustics to prioritize management decisions to protect coastal dolphins: A case study using Hawaiian spinner dolphins. **Marine Policy**, v. 75, n. October 2016, p. 84–90, 2017a.

HEENEHAN, H. L. et al. Natural and anthropogenic events influence the soundscapes of four bays on Hawaii Island. **Marine Pollution Bulletin**, v. 124, n. 1, p. 9–20, 2017b.

HERMANNSEN, L. et al. High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 136, n. 4, p. 1640–1653, out. 2014.

HILDEBRAND, J. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. **Marine Ecology Progress Series**, v. 395, p. 5–20, 3 dez. 2009.

HOLT, M. M. et al. Vocal performance affects metabolic rate in dolphins: implications for animals communicating in noisy environments. **Journal of Experimental Biology**, v. 2, n. April 2015, p. 1–8, 2015.

- KAPLAN, M. B.; MOONEY, T. A. Ambient noise and temporal patterns of boat activity in the US Virgin Islands National Park. **Marine Pollution Bulletin**, v. 98, n. 1–2, p. 221–228, 2015.
- KASTEN, E. P. et al. The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: An archive for studying soundscape ecology. **Ecological Informatics**, v. 12, p. 50–67, 2012.
- KASUMYAN, A. O. Sounds and sound production in fishes. **Journal of Ichthyology**, v. 48, n. 11, p. 981–1030, 23 dez. 2008.
- KINDA, G. B.; LE COURTOIS, F.; STÉPHAN, Y. Ambient noise dynamics in a heavy shipping area. **Marine Pollution Bulletin**, v. 124, n. 1, p. 535–546, 2017.
- KJERFVE, B. et al. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. **Continental Shelf Research**, v. 17, n. 13, p. 1609–1643, 1997.
- KRAUSE, B.; FARINA, A. Using ecoacoustic methods to survey the impacts of climate change on biodiversity. **Biological Conservation**, v. 195, p. 245–254, 2016.
- KRAUSE, B. L. et al. The Niche Hypothesis: A virtual symphony of animal sounds, the origins of musical expression and the health of habitats. **The Soundscape Newsletter**, v. 06, p. 1–5, 1993.
- KREY, S. et al. Package 'tuneR'. 2016.
- KUEHNE, L. M.; PADGHAM, B. L.; OLDEN, J. D. The Soundscapes of Lakes across an Urbanization Gradient. **PLoS ONE**, v. 8, n. 2, 2013.
- LAMMERS, M. O. et al. An ecological acoustic recorder (EAR) for long-term monitoring of biological and anthropogenic sounds on coral reefs and other marine habitats. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 123, n. 3, p. 1720–8, mar. 2008.
- LILLIS, A.; EGGLESTON, D. B.; BOHNENSTIEHL, D. R. Estuarine soundscapes: Distinct acoustic characteristics of oyster reefs compared to soft-bottom habitats. **Marine Ecology Progress Series**, v. 505, p. 1–17, 2014.
- LIMA, I. M. S. et al. Characteristics of whistles from rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) in Rio de Janeiro coast, southeastern Brazil. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 131, n. 5, p. 4173–81, maio 2012.
- LIMA, I. M. S. M. S. et al. Whistle comparison of four delphinid species in Southeastern Brazil. **Journal of the Acoustical Society of America Express Letters**, v. 139, n. May, p. 124–127, 2016.
- LOCASCIO, J. V. **Passive acoustic studies of estuarine fish populations of southwest Florida**. [s.l.] University of South Florida, 2010.
- LOCASCIO, J. V.; MANN, D. A. Diel Periodicity of Fish Sound Production in Charlotte Harbor, Florida. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 137, n. 2, p. 606–615, 2008.

- MACHADO, R. B.; AGUIAR, L.; JONES, G. Do acoustic indices reflect the characteristics of bird communities in the savannas of Central Brazil? **Landscape and Urban Planning**, v. 162, p. 36–43, 2017.
- MAHANTY, M. M.; GANESHAN, L.; GOVINDAN, R. Soundscapes in shallow water of the eastern Arabian Sea. **Progress in Oceanography**, v. 165, 2018.
- MARLEY, S. A. et al. A Tale of Two Soundscapes: Comparing the Acoustic Characteristics of Urban Versus Pristine Coastal Dolphin Habitats in Western Australia. **Acoustics Australia**, 2017.
- MARLEY, S. A.; ERBE, C.; SALGADO-KENT, C. P. Underwater sound in an urban estuarine river: Sound sources, soundscape contribution, and temporal variability. **Acoustics Australia**, v. In Press, 2015.
- MARSH, H. W.; SCHULKIN, M. Shallow-Water Transmission. **The Journal of the Acoustical Society of America**, p. 6–7, 1962.
- MCKENNA, M. F. et al. Underwater radiated noise from modern commercial ships. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 131, n. 1, p. 92–103, jan. 2012.
- MCQUINN, I. H. et al. A threatened beluga (*Delphinapterus leucas*) population in the traffic lane: vessel-generated noise characteristics of the Saguenay-St. Lawrence Marine Park, Canada. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 130, n. 6, p. 3661–73, dez. 2011.
- MCWILLIAM, J. N.; HAWKINS, A. D. A comparison of inshore marine soundscapes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 446, p. 166–176, 2013.
- MERCHANT, N. D. et al. Assessing sound exposure from shipping in coastal waters using a single hydrophone and Automatic Identification System (AIS) data. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 7, p. 1320–9, jul. 2012.
- MERCHANT, N. D. et al. Monitoring ship noise to assess the impact of coastal developments on marine mammals. **Marine Pollution Bulletin**, v. 78, n. 1–2, p. 85–95, 15 jan. 2014.
- MERCHANT, N. D. et al. Measuring acoustic habitats. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, p. 257–265, dez. 2015.
- MIKSIS-OLDS, J. et al. Seasonal soundscapes from three ocean basins: what is driving the differences? **Proceedings of Meetings on Acoustics**, v. 17, p. 1–6, 2012.
- MIKSIS-OLDS, J. L.; BRADLEY, D. L.; NIU, X. M. Decadal trends in Indian Ocean ambient sound. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 134, n. 5, p. 3464–75, 2013.
- MILLER, P. J. et al. Whale songs lengthen in response to sonar. **Nature**, v. 405, n. 6789, p. 903, 22 jun. 2000.
- MOLISANI, B. et al. Environmental changes in Sepetiba Bay, SE Brazil. **Regional Environmental Change**, v. 4, n. 1, p. 17–27, 2004.

MONCZAK, A. et al. Sound patterns of snapping shrimp, fish, and dolphins in an estuarine soundscape of the southeastern USA. **Marine Ecology Progress Series**, v. 609, p. 49–68, 2019.

MOORE, S. E. et al. Listening for Large Whales in the Offshore Waters of Alaska. **BioScience**, v. 56, n. 1, p. 49, 2006.

NOWACEK, D. P. et al. Responses of cetaceans to anthropogenic noise. **Mammal Review**, v. 37, n. 2, p. 81–115, abr. 2007.

NRC. **Marine Mammal Populations and Ocean Noise: Determining When Noise Causes Biologically Significant Effects**. Washington, D.C.: The National Academic Press, 2005.

PAPALE, E. et al. Dolphins adjust species-specific frequency parameters to compensate for increasing background noise. **PloS one**, v. 10, n. 4, p. e0121711, jan. 2015.

PARKS, S. E. et al. Individual right whales call louder in increased environmental noise. **Biology letters**, v. 7, n. 1, p. 33–5, 23 fev. 2011.

PARKS, S. E.; MIKSIS-OLDS, J. L.; DENES, S. L. Assessing marine ecosystem acoustic diversity across ocean basins. **Ecological Informatics**, v. 21, p. 81–88, maio 2014.

PARSONS, E. C. M. et al. Navy sonar and cetaceans: just how much does the gun need to smoke before we act? **Marine pollution bulletin**, v. 56, n. 7, p. 1248–57, jul. 2008.

PEREIRA, S. D. **Influência da variação relativa do nível do mar no manguezal de Guaratiba - Baía de Sepetiba - RJ**. [s.l.] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1998.

PICCIULIN, M. et al. Passive acoustic monitoring of *Sciaena umbra* in rocky habitats in the Venetian littoral zone. **Fisheries Research**, p. 6–11, 2013.

PIERETTI, N. et al. Marine soundscape as an additional biodiversity monitoring tool: A case study from the Adriatic Sea (Mediterranean Sea). **Ecological Indicators**, v. 83, n. May, p. 13–20, 2017.

PIERETTI, N.; FARINA, A.; MORRI, D. A new methodology to infer the singing activity of an avian community: The Acoustic Complexity Index (ACI). **Ecological Indicators**, v. 11, n. 3, p. 868–873, maio 2011.

PIJANOWSKI, B. C. et al. Soundscape Ecology: The Science of Sound in the Landscape. **BioScience**, v. 61, n. 3, p. 203–216, 2011.

PINE, M. K. et al. The potential for vessel noise to mask biologically important sounds within ecologically significant embayments. **Ocean and Coastal Management**, v. 127, p. 63–73, 2016.

PUTLAND, R. L.; CONSTANTINE, R.; RADFORD, C. A. Exploring spatial and temporal trends in the soundscape of an ecologically significant embayment. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–12, 2017.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria R Foundation for Statistical Computing, , 2014. Disponível em: <http://www.r-project.org/>

RADFORD, C. A. et al. Temporal patterns in ambient noise of biological origin from a shallow water temperate reef. **Oecologia**, v. 156, n. 4, p. 921–929, 2008.

RADFORD, C. A. et al. Localised coastal habitats have distinct underwater sound signatures. **Marine Ecology Progress Series**, v. 401, n. FEBRUARY, p. 21–29, 2010.

RAKO, N. et al. Leisure boating noise as a trigger for the displacement of the bottlenose dolphins of the Cres-Lošinj archipelago (northern Adriatic Sea, Croatia). **Marine Pollution Bulletin**, v. 68, n. 1–2, p. 77–84, 15 mar. 2013.

RAKO, N.; VILIBIĆ, I.; MIHANOVIĆ, H. Mapping underwater sound noise and assessing its sources by using a self-organizing maps method. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 133, n. 3, p. 1368–76, mar. 2013.

RICE, A. N. et al. Variation of ocean acoustic environments along the western North Atlantic coast: A case study in context of the right whale migration route. **Ecological Informatics**, v. 21, p. 89–99, maio 2014.

RICHARDSON, W. J. et al. **Marine Mammals and Noise**. 1st. ed. San Diego; Toronto: Academic Press, 1995.

RODRIGUES, C. et al. Distribuição da ictiofauna capturada em arrastos de fundo na Baía de Guanabara - Rio de Janeiro, Brasil. **Arquivos do Museu Nacional**, v. 65, n. 2, p. 199–210, 2007.

SÁNCHEZ-GENDRIZ, I.; PADOVESE, L. R. Underwater soundscape of marine protected areas in the coastal of Sao Paulo, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 105, n. 1, p. 65–72, 2015.

SÁNCHEZ-GENDRIZ, I.; PADOVESE, L. R. Temporal and spectral patterns of fish choruses in two protected areas in southern Atlantic. **Ecological Informatics**, v. 38, p. 31–38, 2017.

SCHULKIN, M.; MARSH, H. W. Low-frequency sound absorption in the ocean. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 63, n. 1, p. 43–48, 1978.

SIMPSON, S. D. et al. Attraction of settlement-stage coral reef fishes to reef noise. **Marine Ecology Progress Series**, v. 276, n. 1, p. 263–268, 2004.

ŠIROVIĆ, A.; WIGGINS, S. M.; OLESON, E. M. Ocean noise in the tropical and subtropical Pacific Ocean. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 134, n. 4, p. 2681–2689, out. 2013.

SLABBEKOORN, H. et al. A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. **Trends in ecology & evolution**, v. 25, n. 7, p. 419–27, jul. 2010.

SOLEDADE, G. O.; ALMEIDA, A. O. Snapping shrimps of the genus *Alpheus fabricius*, 1798 from Brazil (Caridea: Alpheidae): updated checklist and key for identification. **Nauplius**, v. 21, n. 1, p. 89–122, 2013.

SOUSA-LIMA, R. S. et al. A Review and Inventory of Fixed Autonomous Recorders for Passive Acoustic Monitoring of Marine Mammals. **Aquatic Mammals**, v. 39, n. 1, p. 23–53, 2013.

SOUTHALL, B. L. et al. Underwater Noise from Large Commercial Ships-International Collaboration for Noise Reduction. **Encyclopedia of Maritime and Offshore Engineering**, n. 1962, p. 1–9, 2017.

STAATERMAN, E. et al. Celestial patterns in marine soundscapes. **Marine Ecology Progress Series**, v. 508, p. 17–32, 4 ago. 2014.

STAFFORD, K. et al. Spitsbergen's endangered bowhead whales sing through the polar night. **Endangered Species Research**, v. 18, n. 2, p. 95–103, 31 jul. 2012.

SUEUR, J. et al. Acoustic indices for biodiversity assessment and landscape investigation. **Acta Acustica united with Acustica**, v. 100, n. 4, p. 772–781, 2014.

SUEUR, J.; FARINA, A. Ecoacoustics: the Ecological Investigation and Interpretation of Environmental Sound. **Biosemiotics**, v. 8, n. 3, 2015.

SUN, J. W. C.; NARINS, P. M. Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. **Biological Conservation**, v. 121, n. 3, p. 419–427, fev. 2005.

TOWSEY, M.; PARSONS, S.; SUEUR, J. Ecology and acoustics at a large scale. **Ecological Informatics**, v. 21, n. May, p. 1–3, 2014.

TYACK, P. L. Implications for marine mammals of large-scale changes in the marine acoustic environment. **Journal of Mammalogy**, v. 89, n. 3, p. 549–558, 2008.

TYACK, P. L. et al. Beaked whales respond to simulated and actual navy sonar. **PloS one**, v. 6, n. 3, p. e17009, jan. 2011.

URICK, R. J. **Principles of Underwater Sound**. New York: McGraw-Hill, 1975.

URICK, R. J. **SOUND PROPAGATION IN THE SEA**. Washington, D.C.: Defense Advanced Research Projects Agency, 1979.

VAN PARIJS, S. et al. Management and research applications of real-time and archival passive acoustic sensors over varying temporal and spatial scales. **Marine Ecology Progress Series**, v. 395, n. Wiens 1989, p. 21–36, 3 dez. 2009.

VASCONCELOS, R. O.; AMORIM, M. C. P.; LADICH, F. Effects of ship noise on the detectability of communication signals in the Lusitanian toadfish. **The Journal of experimental biology**, v. 210, n. Pt 12, p. 2104–12, jun. 2007.

VEIRS, S.; VEIRS, V.; WOOD, J. D. Ship noise extends to frequencies used for echolocation

by endangered killer whales. **PeerJ**, v. 4, p. e1657, 2016.

VERMEIJ, M. J. A et al. Coral larvae move toward reef sounds. **PloS one**, v. 5, n. 5, p. e10660, jan. 2010.

VILLANUEVA-RIVERA, L. J.; PIJANOWSKI, B. C.; VILLANUEVA-RIVERA, J. Package “soundecology”. 2016.

VILLENA, H. H. et al. Indícios da variação do nível do mar na Baía de Sepetiba. In: RODRIGUES, M. A. C.; PEREIRA, S. D.; SANTOS, S. B. (Eds.). . **Baía de Sepetiba: estado da arte**. Rio de Janeiro: Corbã, 2012. p. 39–59.

VIOLA, S. et al. Continuous monitoring of noise levels in the Gulf of Catania (Ionian Sea). Study of correlation with ship traffic. **Marine Pollution Bulletin**, n. January, p. 0–1, 2017.

WALL, C. C. et al. Large-scale passive acoustic monitoring of fish sound production on the West Florida Shelf. **Marine Ecology Progress Series**, v. 484, n. March 2017, p. 173–188, 2013.

WANG, Z. T. et al. Passive acoustic monitoring the diel, lunar, seasonal and tidal patterns in the biosonar activity of the Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the Pearl River Estuary, China. **PLoS ONE**, v. 10, n. 11, p. 1–24, 2015.

WILLIAMS, R. et al. Acoustic quality of critical habitats for three threatened whale populations. **Animal Conservation**, v. 17, n. 2, p. 174–185, 22 abr. 2014.

WILLIAMS, R. et al. Quiet(er) marine protected areas. **Marine Pollution Bulletin**, v. 100, n. 1, 2015.

XAVIER, B. C. **Modelos de Propagação Acústica em Águas Rasas**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.

ZIMMER, W. M. X. et al. Passive acoustic detection of deep-diving beaked whales. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 124, n. 5, p. 2823–32, nov. 2008.

ZIMMER, W. M. X. **Passive Acoustic Monitoring of Cetaceans**. First ed. New York: Cambridge University Press, 2011