

**Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área
Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e
Costeira Adjacente**

Material Suplementar Ambiente Marinho

Tema: Tartarugas

RT- 44/ NOV 23

RSE2023 PMBA/Fest

Vitória,

Novembro de 2023

SUMÁRIO

1	HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL	3
2	RESULTADOS DOS INDICADORES	3
2.1	DIVERSIDADE GENÉTICA	4
2.2	PARÂMETROS DE SAÚDE.....	7
2.3	METAIS PESADOS	9
2.4	DADOS REPRODUTIVOS.....	11
3	INTEGRAÇÃO COM OS RESULTADOS DA FUNDAÇÃO PROJETO TAMAR (FPT).....	13
4	REFERÊNCIAS	13

1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL

O histórico de malha e frequência amostrais do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (PMBA/Fest) abrange informações de suma importância para o balizamento do presente programa, uma vez que passou por modificações ao longo do tempo, visando melhor atender aos objetivos do PMBA/Fest. Estas alterações foram aprovadas pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio) por meio de: (1) ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, de outubro de 2019 (para o período de transição) e (2) Proposta Técnica de continuidade do monitoramento, apresentadas e aprovadas em 2022, visando o “Novo Ciclo do PMBA/Fest”.

As modificações implementadas se encontram nos seguintes Materiais Suplementares: 1) **MS – Malha e Frequência amostral**, onde as diferentes malhas e frequências amostrais são apresentadas nas abas “Ano 1”, “Transição”, “Novo Ciclo” e “Histórico Frequências” e 2) **MS – Mapas das malhas amostrais**, com a espacialização histórica referente às malhas amostrais dos Ambientes. Como forma de esclarecer os períodos contemplados em cada uma delas, “Ano 1” se refere às estações amostrais coletadas entre setembro de 2018 e setembro de 2019, “Transição” às estações entre outubro de 2019 e julho de 2022 e “Novo Ciclo” referente às estações amostrais coletadas a partir de agosto de 2022, à exceção do grupo da Ecotoxicologia, que iniciou a amostragem referente ao Novo Ciclo em janeiro de 2023.

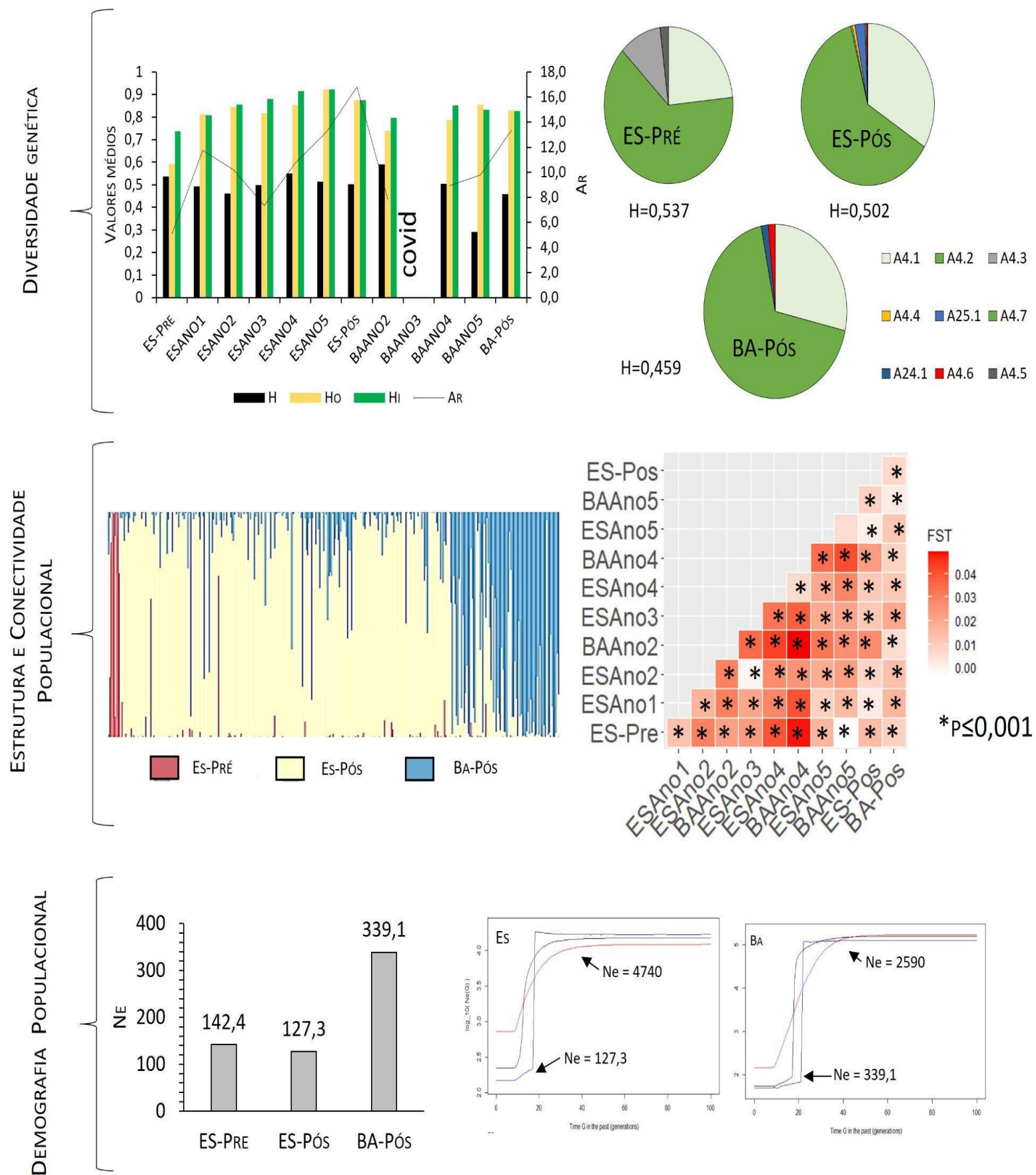
2 RESULTADOS DOS INDICADORES

Nesta seção serão apresentados os resultados dos indicadores de qualidade ambiental e da biodiversidade aquática do Tema, os quais foram desenvolvidos pelo PMBA/Fest e obtidos ao longo do monitoramento (setembro/2018 – março/2023) na área ambiental I. Vale ressaltar que, os indicadores aqui apresentados têm como propósito clarificar e sintetizar a historicidade dos resultados, interpretação e conclusões do monitoramento, promovendo o acompanhamento espaço-temporal da qualidade ambiental e biodiversidade, além de configurarem importantes ferramentas de suporte aos gestores ambientais. A partir destes indicadores, pode-se identificar os impactos com relação direta ou indireta ao rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana (MG).

Os indicadores do PMBA/Fest vêm se consolidando ao longo do monitoramento e, seguindo a proposta estabelecida desde o Relatório Anual de 2022 (RA2022), a apresentação dos resultados será exclusivamente a partir da apresentação dos indicadores, acompanhados de legenda estendida com a explicação de sua variação espaço-temporal de forma mais direta e objetiva como se segue:

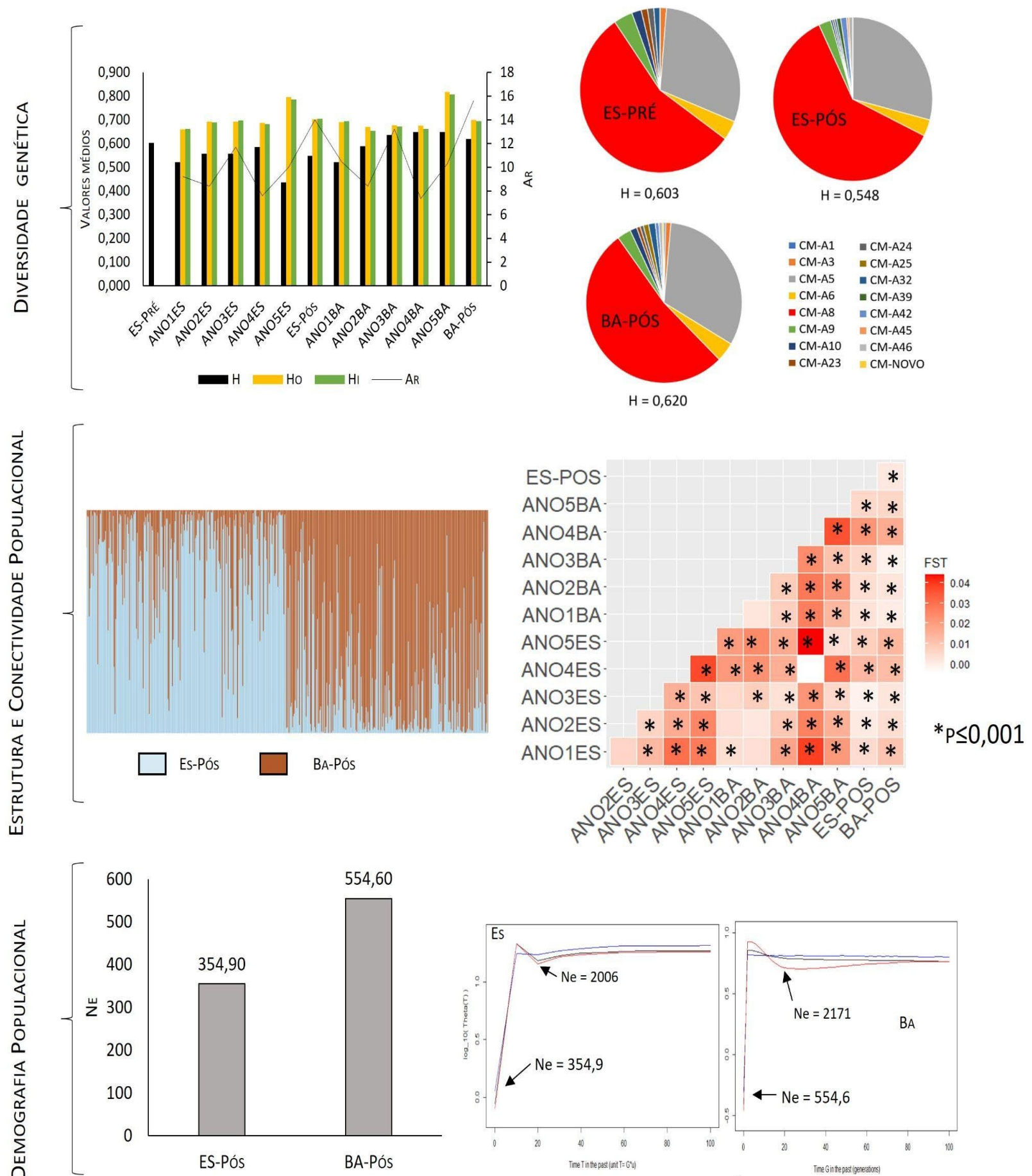
2.1 DIVERSIDADE GENÉTICA

Figura 1: Indicadores de Diversidade Genética. Distribuição dos índices de diversidade genética monitorados ao longo dos 5 anos (Ano 1 ao Ano 5 - outubro de 2018 a setembro de 2019: Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020: Ano 2; outubro de 2020 a setembro de 2021: Ano 3; outubro de 2021 a setembro de 2022: Ano 4; outubro de 2022 a março de 2023: Ano 5) do PMBA/Fest, tanto para os dados mitocondriais (D-loop) quanto para os nucleares (microssatélites) para as populações de *Caretta caretta* do ES (Área Impactada - Espírito Santo, Praias de Povoação e Regência) e BA (Área Controle - Bahia, Arembé ou Praia do Forte). ES-Pré: dados amostrados no ES no período Pré Rompimento da Barragem (1999-2009) e/ou provenientes da literatura; ES-Pós: dados amostrados no ES no período Pós Rompimento da Barragem (2018-2023); BA-Pós: dados amostrados na BA no período Pós Rompimento da Barragem (2018-2023). H: Diversidade Haplótipica; Ho: Heterozigosidade Observada; Hi: Heterozigosidade Individual; Ar: Riqueza Alélica; Ne: Tamanho populacional efetivo. Covid: amostragem não realizada devido ao período de paralisação das atividades pela pandemia Covid-19.



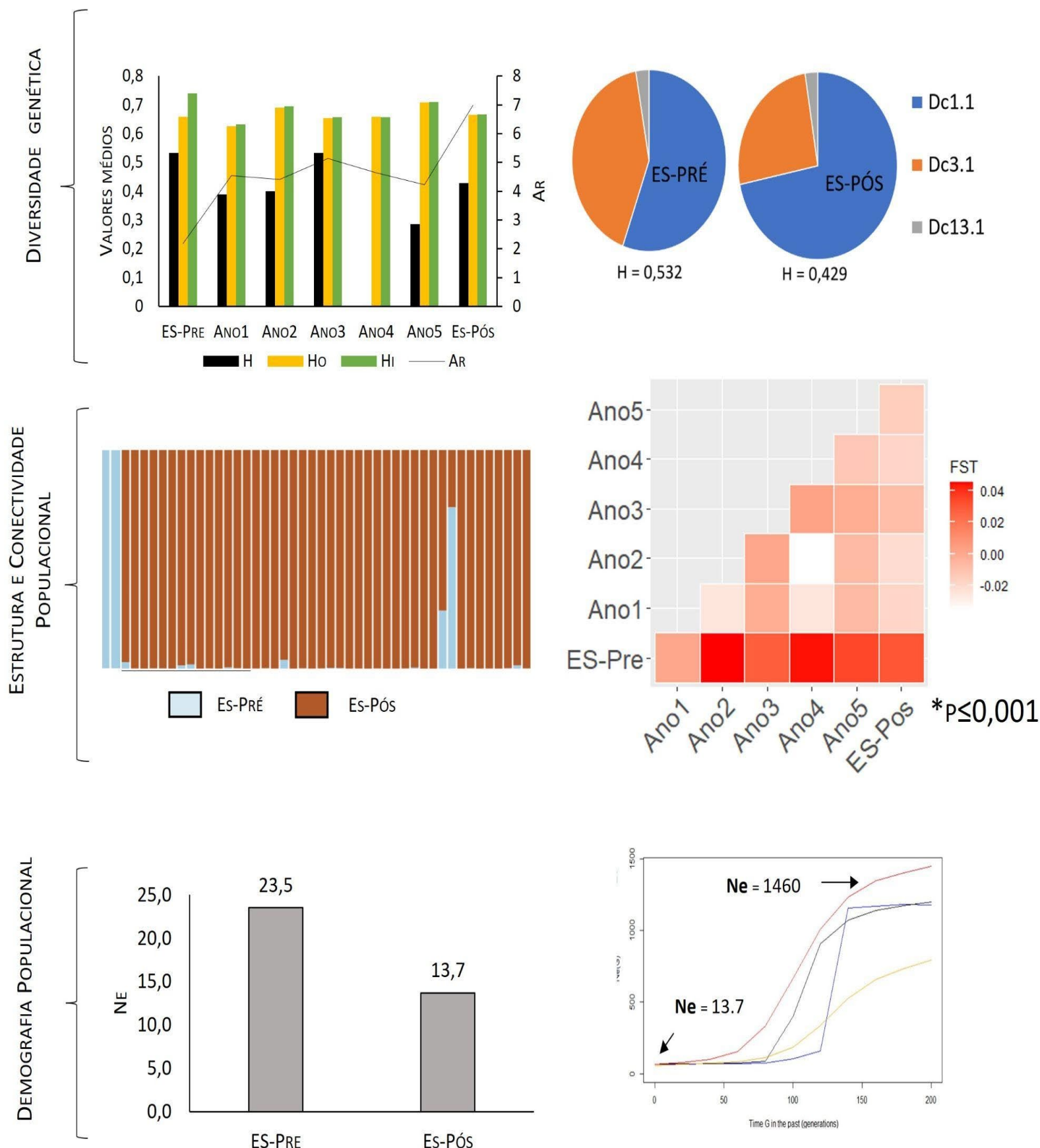
Para a região controle do DNA mitocondrial a população de *C. caretta* do ES-Pós continuou evidenciando redução (6,52%) da diversidade haplotípica quando comparada com o período ES-Pré, mas não apresentou diversidade menor quando comparada à população controle da BA (BA-Pós), um padrão diferente do que estava sendo observado até o Ano 4 do monitoramento. Para os marcadores nucleares de microssatélites foi detectada estrutura populacional temporal (entre ES-Pré e ES-Pós) e espacial (entre ES e BA), evidenciado tanto pelo DAPC quanto pelo Fst pareado significativo ($p \leq 0,001$), indicando baixa conectividade e fluxo gênico entre as áreas. A avaliação da demografia populacional detectou Ne 62,45% menor para ES-Pós do que BA-Pós e redução de 10,60% para ES-Pós em relação à ES-Pré. As análises também evidenciaram gargalo populacional com redução de 97,32% para ES-Pós e 86,76% para BA-Pós nas últimas 20 gerações.

Figura 2: Indicadores de Diversidade Genética. Distribuição dos índices de diversidade genética monitorados ao longo dos 5 anos (Ano 1 ao Ano 5 - outubro de 2018 a setembro de 2019: Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020: Ano 2; outubro de 2020 a setembro de 2021: Ano 3; outubro de 2021 a setembro de 2022: Ano 4; outubro de 2022 a março de 2023: Ano 5) do PMBA/Fest, tanto para os dados mitocondriais (D-loop) quanto para os nucleares (microssatélites) para as juvenis de *Chelonia mydas* do ES (Área Impactada - Espírito Santo, APA Costa das Algas) e BA (Área Controle - Bahia, Coroa Vermelha). ES-Pré: dados amostrados no ES no período Pré Rompimento da Barragem (2000-2006) e/ou provenientes da literatura; ES-Pós: dados amostrados na ES no período Pós Rompimento da Barragem (2018-2023); BA-Pós: dados amostrados na BA no período Pós Rompimento da Barragem (2018-2023). H: Diversidade Haplótipica; Ho: Heterozigiosidade Observada; Hi: Heterozigiosidade Individual; Ar: Riqueza Alélica; Ne: Tamanho populacional efetivo.



Os juvenis de *C. mydas* do período ES-Pós evidenciaram a perda de haplótipos mitocondriais de linhagens exclusivas do Atlântico Sudoeste e, consequentemente, redução de 9,12% diversidade haplotípica quando comparado com o período ES-Pré e diversidade 11,61% menor que dos juvenis da população controle na BA. Para os marcadores nucleares de microssatélites, foi detectada alta estrutura populacional temporal (entre anos) e espacial (entre ES e BA), evidenciado pelo Fst pareado significativo ($p \leq 0,001$). DAPC detectou alto grau de mistura entre ES e BA, indicando alta similaridade genética entre as áreas. A avaliação da demografia populacional detectou para ES um Ne 36% menor do que para BA, e gargalo populacional abrupto e recente com redução de 82,31% para ES e 74,46% para BA nas 10 últimas gerações.

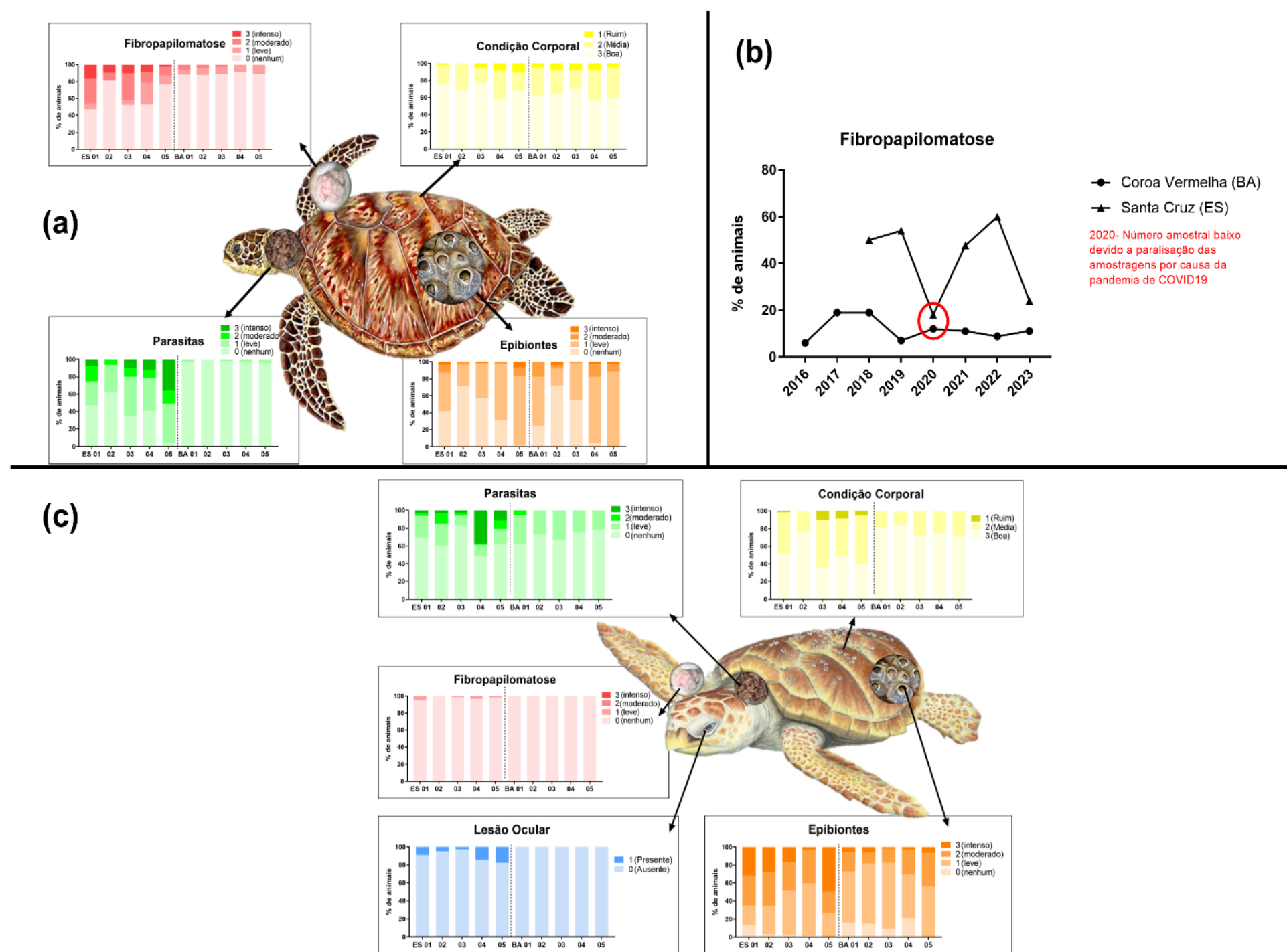
Figura 3: Indicadores de Diversidade Genética. Distribuição dos índices de diversidade genética monitorados ao longo dos 5 anos (Ano 1 ao Ano 5 - outubro de 2018 a setembro de 2019: Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020: Ano 2; outubro de 2020 a setembro de 2021: Ano 3; outubro de 2021 a setembro de 2022: Ano 4; outubro de 2022 a março de 2023: Ano 5) do PMBA/Fest, tanto para os dados mitocondriais (D-loop) quanto para os nucleares (microsatélites) para as populações de *Dermochelys coriacea* do ES (Área Impactada - Espírito Santo, Praias de Povoação e Regência). ES-Pré: dados amostrados no ES no período Pré Rompimento da Barragem (1999-2009) e/ou provenientes da literatura; ES-Pós: dados amostrados na ES no período Pós Rompimento da Barragem (2018-2023). H: Diversidade Haplotípica; Ho: Heterozigosidade Observada; Hi: Heterozigosidade Individual; Ar: Riqueza Alélica; Ne: Tamanho populacional Efetivo.



Já a população reprodutiva de *Dermochelys coriacea* do período ES-Pós evidenciou redução de 19,3% da diversidade haplotípica quando comparada com o período ES-Pré. Para os marcadores nucleares de microsatélites, foram detectadas oscilações nos valores de diversidade genética entre os anos, promovida potencialmente por deriva genética. Ainda, não foi detectado estrutura populacional temporal (entre os períodos) de acordo com o DAPC nem pelo Fst pareado (valores não significativos). A avaliação da demografia populacional detectou redução de 41,7% no Ne entre os períodos Pré e Pós, evento de gargalo e redução populacional de 99,06% nas últimas 150 gerações.

2.2 PARÂMETROS DE SAÚDE

Figura 4: Indicador Parâmetros de saúde. (a) Indicadores externos de saúde obtidos no exame físico de *Chelonia mydas*, na APA Costa das Algas em Santa Cruz, ES (SC) e em Coroa Vermelha, BA (CV) entre o Ano 1 e o Ano 5 (outubro de 2018 a setembro de 2019: Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020: Ano 2; outubro de 2020 a setembro de 2021: Ano 3; outubro de 2021 a setembro de 2022: Ano 4; outubro de 2022 a março de 2023: Ano 5). (b) Prevalência (%) de fibropapilomatose em *Chelonia mydas* juvenis na área controle (Coroa Vermelha, BA) e na área afetada pela pluma primária de rejeitos de mineração (APA Costa das Algas, Santa Cruz, ES) do Ano 1 ao Ano 5 (outubro de 2018 a setembro de 2019: Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020: Ano 2; outubro de 2020 a setembro de 2021: Ano 3; outubro de 2021 a setembro de 2022: Ano 4; outubro de 2022 a março de 2023: Ano 5). (c) Indicadores externos de saúde avaliados no exame físico em *Caretta caretta*, em Povoação ou Regência (ES), Praia do Forte ou Arembépe (BA), do Ano 1 ao Ano 5 (outubro de 2018 a setembro de 2019: Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020: Ano 2; outubro de 2020 a setembro de 2021: Ano 3; outubro de 2021 a setembro de 2022: Ano 4; outubro de 2022 a março de 2023: Ano 5).



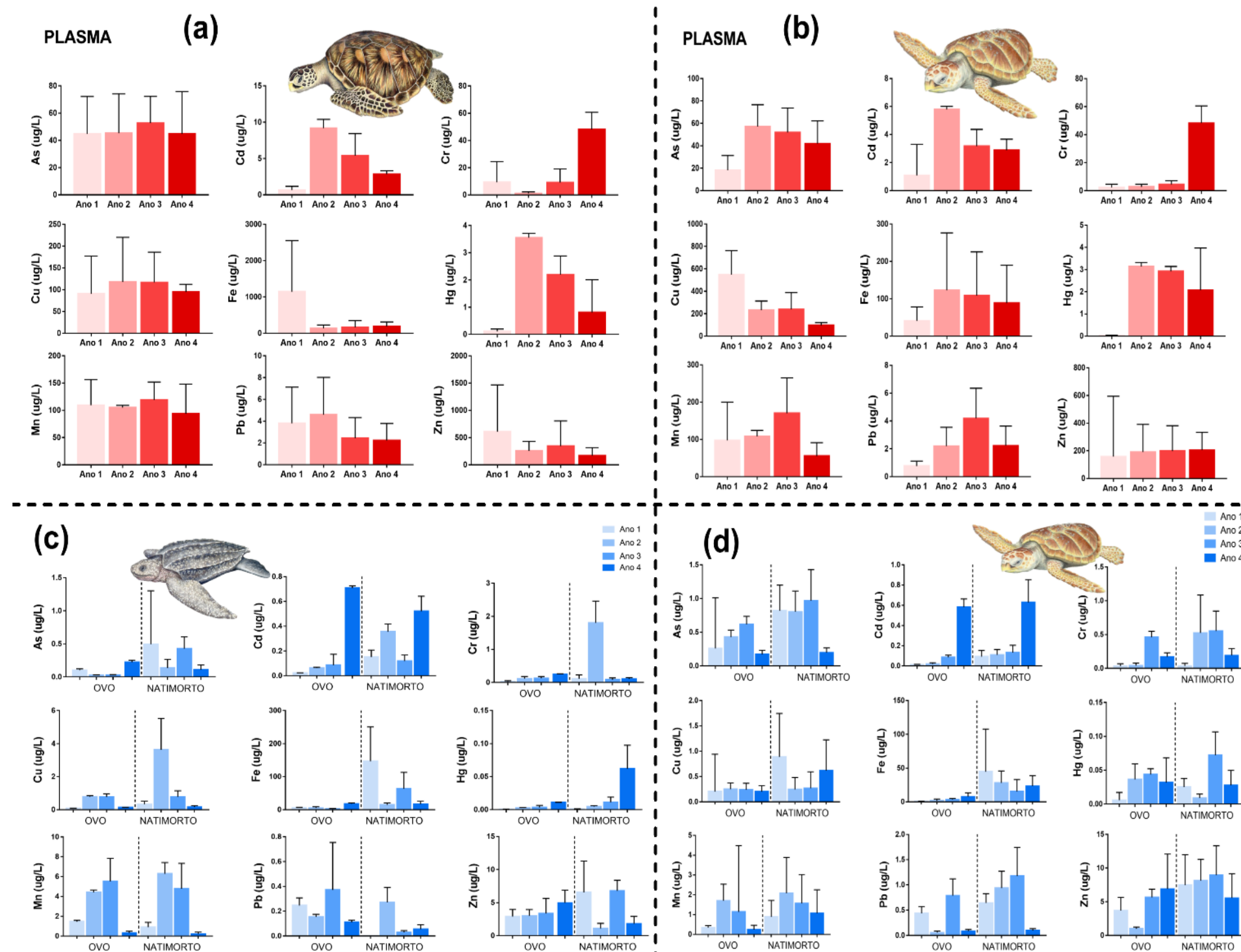
As tartarugas-verdes juvenis que se alimentam na APA Costa das Algas em Santa Cruz (SC), ES, continuam a apresentar alterações nos parâmetros clínicos, bioquímicos e hematológicos, indicando que elas estão menos saudáveis que os animais da área controle na BA (Coroa Vermelha - CV). No ano 5 houve uma queda na prevalência de fibropapilomatose nos animais da APA Costa das Algas, mas ela continuou sendo maior do que na área controle. A porcentagem média de animais com a doença ao longo dos anos na APA foi de: 52,7% no Ano 1 (outubro de 2018 a setembro de 2019); 18,7% no Ano 2 (outubro de 2019 a março de 2020; baixo número amostral coletado pois as atividades de campo foram suspensas devido a pandemia do COVID-19); 47,7% no Ano 3 (outubro de 2020 a setembro de 2021); 47,3% no Ano 4 (outubro de 2021 a setembro de 2022) e 23,4% no Ano 5 (outubro de 2022 a março de 2023). Essa queda na porcentagem no Ano 5 pode ser explicada pelo alto número de animais novos recrutados (Comprimento Curvilíneo da Carapaça < 40cm) capturados neste Ano. A porcentagem média de captura de novos recrutados do ano 1 ao ano 4 foi de 50,9%, no entanto no Ano 5 essa porcentagem subiu para 89,4%. É provável que estes animais tenham sido recém recrutados na área de alimentação, vindo de um ambiente pelágico (mais longe da costa) (LENZ et al. 2017). Um exemplo é o animal SC267 que foi capturado em agosto de 2022 (Ano 4) e recapturado em janeiro de 2023 (Ano 5). Em agosto ele não apresentava tumores, já em janeiro ele estava com o escore leve da doença. No Ano 4, a média de recaptura foi de 41%, no Ano 5 caiu para 8,5%, outro fato que comprova o aumento de animais novos na área. Além disso, todos os animais recapturados no Ano 5 apresentaram fibropapilomas. Observa-se também um aumento de animais com escore intenso de ectoparasitas e condição corporal ruim, na área afetada, no Ano 5.

As tartarugas-cabeçudas que utilizam as praias da Foz do Rio Doce para desovar, continuam a apresentar uma pior condição corporal, se comparadas com as tartarugas da área controle. No Ano 5, nenhum animal da área impactada foi encontrado sem a presença de epibiontes e o escore intenso foi o que prevaleceu em 49,2% dos animais. Esta é a maior porcentagem já encontrada para este escore de epibiontes, ao longo dos 5 anos de monitoramento do PMBA/Fest. Os animais da área impactada também continuam a apresentar fibropapilomas e lesões oculares. Observa-se um aumento no número de animais encontrados com lesões oculares ao longo dos anos. Apesar da prevalência de ectoparasitas ter diminuído do Ano 4 para o Ano 5, na área impactada, ela continua sendo mais alta do que na área controle.

Em suma, as tartarugas marinhas que utilizam as áreas afetadas no Espírito Santo, para alimentação e reprodução, continuam a apresentar uma pior condição corporal, maior carga epibiônica e ectoparasitária em comparação com as áreas controles na Bahia. Além disso, a prevalência de tumores de fibropapilomatose e de lesões oculares continua sendo mais elevada nas áreas afetadas.

2.3 METAIS PESADOS

Figura 5: Indicador Metais Pesados. (a) Níveis de metais pesados no plasma de tartarugas *Chelonia mydas* capturadas na APA Costa das Algas, ES durante o período de outubro de 2018 a setembro de 2019 (Ano 1), outubro de 2019 a março de 2020 (Ano 2), outubro de 2020 a setembro de 2021 (Ano 3) e outubro de 2021 a setembro de 2022 (Ano 4). (b) Níveis de metais pesados no plasma de tartarugas *Caretta caretta* capturadas em Povoação e Regência, ES durante o período de outubro de 2018 a setembro de 2019 (Ano 1), outubro de 2019 a março de 2020 (Ano 2), outubro de 2020 a setembro de 2021 (Ano 3) e outubro de 2021 a setembro de 2022 (Ano 4). (c) Níveis de metais pesados nos ovos e natimortos de tartarugas *Dermochelys coriacea* capturadas em Povoação e Regência, ES, durante o período de outubro de 2018 a setembro de 2019 (Ano 1), outubro de 2019 a março de 2020 (Ano 2), outubro de 2020 a setembro de 2021 (Ano 3) e outubro de 2021 a setembro de 2022 (Ano 4). (d) Níveis de metais pesados nos ovos e natimortos de tartarugas *Caretta caretta* capturadas em Povoação e Regência, ES, durante o período de outubro de 2018 a setembro de 2019 (Ano 1), outubro de 2019 a março de 2020 (Ano 2), outubro de 2020 a setembro de 2021 (Ano 3) e outubro de 2021 a setembro de 2022 (Ano 4). OBS: As amostras coletadas no Ano 5 (outubro de 2022 a março de 2023) ainda estão em análise e por isso não foram reportadas no presente relatório.



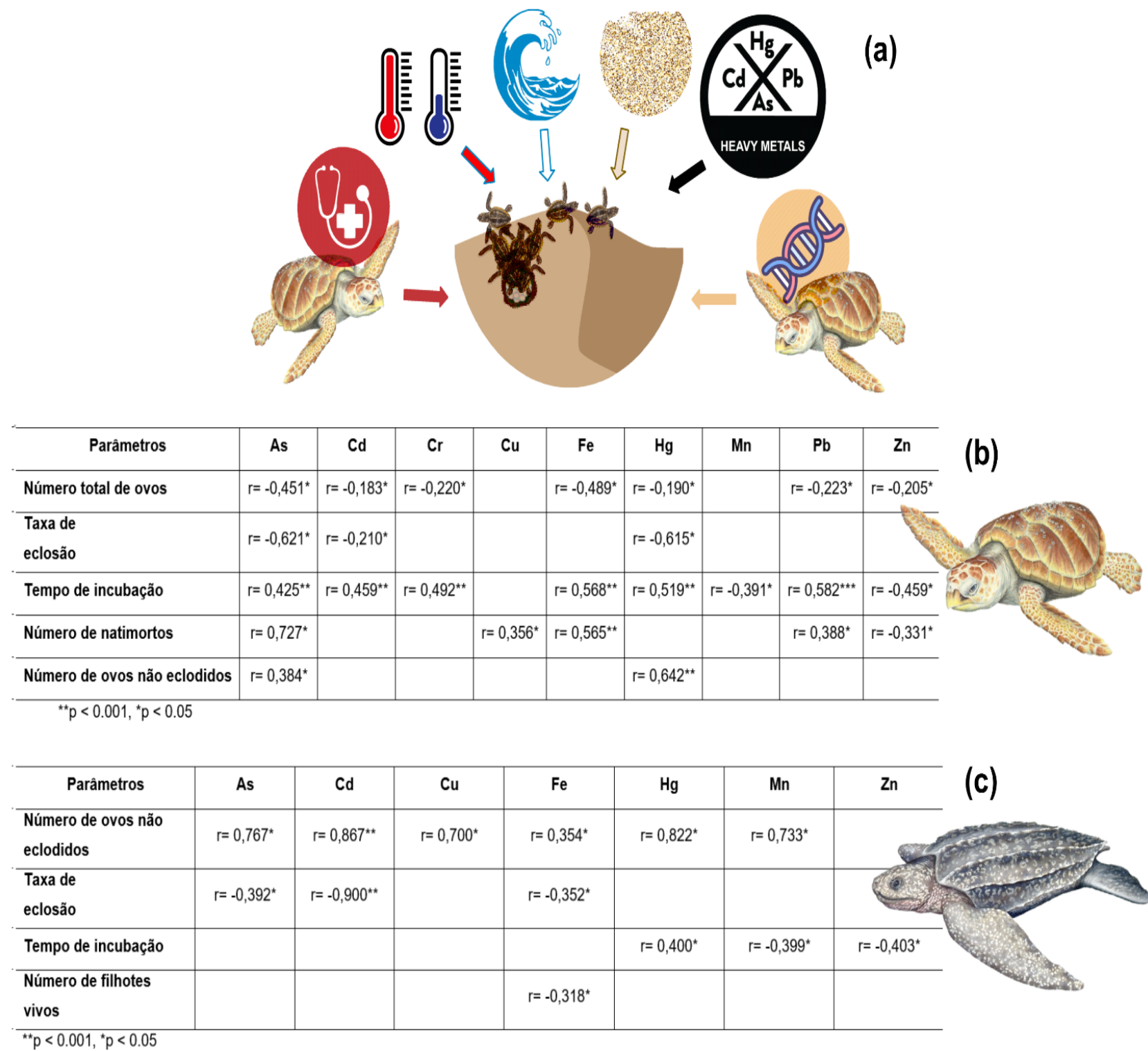
Analisando os metais pesados nas tartarugas-verdes juvenis que forrageiam na área impactada (ES) observa-se que as concentrações de Cd, Cr, Cu e Hg no plasma aumentaram no Ano 4, em relação ao primeiro ano de monitoramento. Já os metais Fe, Mn e Zn diminuíram suas concentrações e As e Pb se mantiveram constantes. As tartarugas cabeçudas que utilizam a área de desova que foi impactada (ES) tiveram um aumento significativo nas concentrações de As, Cd, Cr, Fe, Hg, Pb e Zn no plasma, enquanto os níveis de Cu e Mn diminuíram no Ano 4.

Observa-se que há transferência materna dos contaminantes da fêmea para os ovos, uma vez que todos os ovos recém colocados apresentaram concentrações detectáveis de todos os metais analisados. Ao longo dos anos de monitoramento do PMBA/Fest observa-se que os níveis da maioria dos metais pesados nos ovos recém colocados se mantiveram constantes, tanto para a tartaruga-cabeçuda quanto para a tartaruga-de-couro. Os natimortos de ambas espécies apresentaram níveis significativamente elevados de alguns metais pesados quando comparados com os ovos recém colocados, da mesma fêmea. O que sugere que há uma transferência de contaminantes do sedimento do ninho para os ovos, durante o período de incubação. Desse modo, a exposição dos ovos aos contaminantes ocorre através da transferência materna e da absorção no ambiente do ninho. Ambientes contaminados podem aumentar a toxicidade e os níveis dos metais nos ovos, tendo como consequências efeitos disruptivos sobre os embriões, afetando o sucesso de eclosão.

Sabe-se que existem duas forças distintas que provocam a ressuspensão dos sedimentos e consequente aumento nos níveis dos metais e na sua disponibilidade na região costeira do rio Doce (HAJTE et al. 2017). Essas forças são: a intensa descarga fluvial que ocorre tipicamente nos meses de verão e a alta energia das ondas na costa, que é observada durante o inverno (OLIVEIRA E QUARESMA 2017). Esta distinção temporal expõe constantemente as tartarugas marinhas aos metais pesados característicos do rejeito, bem como a outros contaminantes mobilizados pelo seu fluxo, ao longo do ano (ROCHA et al. 2022). Desse modo, os juvenis de tartaruga-verde estudados estão mais suscetíveis aos malefícios causados pelos contaminantes, pois podem permanecer nas áreas de alimentação por décadas. As tartarugas-cabeçudas ficam em média 3 meses por ano nas áreas de desova, e seus ovos ficam expostos aos contaminantes do ambiente do ninho por 60 dias. Esta exposição pode prejudicar o desenvolvimento dos embriões, uma vez que a fase embrionária é um dos estágios mais sensíveis e vulneráveis aos poluentes ambientais, com efeitos disruptivos que podem se manifestar ao longo do desenvolvimento do indivíduo, mesmo após a eclosão (IKONOMOPOULOU et al. 2009, KOMOROSKE et al. 2011, PERRAULT et al. 2011).

2.4 DADOS REPRODUTIVOS

Figura 6: Indicador Dados Reprodutivos. (a) Fatores que influenciam o sucesso reprodutivo das tartarugas marinhas (b) Correlações de Spearman entre metais pesados e dados reprodutivos de *Caretta caretta* de Povoação e Regência, ES, Brasil, ao longo dos 4 anos (out/2018 a set/2022) do PMBA/Fest. (c) Correlações de Spearman entre metais pesados e dados reprodutivos de *Dermochelys coriacea* de Povoação e Regência, ES, Brasil, ao longo dos 4 anos (out/2018 a set/2022) do PMBA/Fest. OBS: As amostras coletadas no Ano 5 (outubro de 2022 a março de 2023) ainda estão em análise e por isso não foram reportadas no presente relatório.



Diversos fatores contribuem no sucesso de eclosão dos ovos das tartarugas marinhas, sendo eles: temperatura, umidade, tamanho dos grãos de areia, inundação das marés, saúde materna e o genótipo das fêmeas. Ao longo dos anos de monitoramento do PMBA/Fest observa-se que os dados reprodutivos não possuem um padrão entre as áreas avaliadas e variam conforme os anos. No entanto, os dados das áreas impactadas sugerem que os contaminantes estão contribuindo mais para redução do sucesso de eclosão e aumento da mortalidade no ninho, do que os outros fatores, uma vez que foram encontradas diversas correlações que denotam a influência dos metais pesados nos parâmetros reprodutivos.

O tempo de incubação correlacionou-se negativamente com os metais essenciais (Mn e Zn) nas tartarugas-cabeçudas e de couro, indicando que níveis mais altos de metais essenciais nos ovos diminuem o tempo de incubação, pois são pré-requisitos para o crescimento, metabolismo e desenvolvimento embrionário. No entanto, os metais não essenciais (As, Cd, Hg e Pb) correlacionam-se positivamente com o tempo de incubação, tanto nas tartarugas cabeçudas, quanto nas tartarugas-de-couro, indicando que esses metais podem ser particularmente tóxicos neste período chave do desenvolvimento e podem atrasar e/ou prejudicar a formação dos embriões, aumentando o período de incubação.

Nas tartarugas-cabeçudas também foram encontradas correlações negativas entre os metais tóxicos (As, Cd, Hg e Pb) e o número total de ovos no ninho e a taxa de eclosão, e correlações positivas entre estes metais e o número de natimortos e ovos não eclodidos. Assim, quanto maior a concentração desses metais nos ovos e natimortos, menor a taxa de eclosão e o número de ovos no ninho, e maior o número de natimortos e ovos não eclodidos. Nas tartarugas-de-couro, também foram encontradas correlações positivas entre os metais tóxicos e o número de ovos não eclodidos e correlações negativas entre estes metais e taxa de eclosão.

A contaminação exerce um efeito negativo e silencioso sobre as populações, que não é evidente quando se avalia os dados reprodutivos sozinhos, uma vez que há uma variação natural entre as temporadas reprodutivas. Porém, a longo prazo, esse fator pode comprometer a sobrevivência das espécies. Isso reforça a importância de se avaliar conjuntamente os demais fatores que influenciam no sucesso reprodutivo considerando a contaminação por metais pesados entre eles.

3 INTEGRAÇÃO COM OS RESULTADOS DA FUNDAÇÃO PROJETO TAMAR (FPT)

Coleta de filhotes de *D. coriacea* pela FUNDAÇÃO PROJETO TAMAR fora da área de cobertura da equipe do PMBA/Fest

Um fato importante ocorrido no Ano 5 (temporada de 2022/23), que só foi possível devido à parceria da FPT e o PMBA/Fest, foi a coleta de filhotes natimortos de ninhos de *D. coriacea* em Povoação, com haplótipo e padrão genético diferente do encontrado nas fêmeas de Regência coletados pela nossa equipe. Essa coleta permitiu a inclusão de uma amostra representativa de uma fêmea não flagrada durante o monitoramento, com padrão genético e haplótipo diferente (Dc 3.1) do único haplótipo observado nas fêmeas de Regência (Dc 1.1) no Ano 5. Todos os demais filhotes natimortos de ninhos sem registro de flagrantes das fêmeas em Regência, após análises dos marcadores microsatélites, demonstraram ser filhotes de fêmeas anteriormente registradas e coletadas, e não foram incluídos nas análises para não enviesar os resultados (RRDM-RT36E, 2020). Essa parceria possibilitou a inclusão do dado genético de um filhote natimorto não aparentado das fêmeas já flagradas, aumentou a representatividade dos indivíduos que utilizam a área reprodutiva da Foz do Rio Doce e melhorou as estimativas de diversidade genética para população que possui baixo número de indivíduos.

Ao contrário do encontrado no Ano 4, nenhuma fêmea coletada e analisada no Ano 5 demonstrou ser clone de outras já coletadas anteriormente ao longo do PMBA. Só a continuidade do monitoramento irá esclarecer se o encontro de fêmeas sem marcas, mas já amostradas, trata-se de um episódio isolado ou se é comum que as tartarugas-de-couro do ES estejam perdendo suas marcas, o que pode estar enviesando as estimativas populacionais (RRDM-RT39D, 2022).

Esses dois episódios mostram a importância da utilização de metodologia complementares (coleta de natimortos de ninhos sem registro de flagrantes das fêmeas, captura, marcação e recaptura, análises genéticas e pit tags) para solucionar questões biológicas e de conservação extremamente importantes como o tamanho populacional, principalmente para uma espécie criticamente ameaçada de extinção.

4 REFERÊNCIAS

- ABREU-GROBOIS, F. A.; HORROCKS, J. A.; FORMIA, A.; DUTTON, P.; LEROUX, R.; VÉLEZ-ZUAZO, X.; SOARES, L.; MEYLAN, P. New mtDNA loop primers which work for a variety of marine turtle species may increase the resolution of mixed stock analysis. Frick, M.; Panagopoulou, A.; Rees, A. F. & Williams, K. (comps.). Proceedings of the 26th annual symposium on sea turtle biology book of abstracts. Island of Crete, Greece: ISTS 179, 2006.
- ADAMACK, A. T., & GRUBER, B. PopGenReport: simplifying basic population genetic analyses in R. Methods in ecology and evolution, 5(4), 384-387.

- ALMEIDA, A. D. P., SANTOS, A. J. B., THOMÉ, J. C. A., BELINI, C., BAPTISTOTTE, C., MARCOVALDI, M. Â., ... & LOPEZ, M. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, (1).2011
- ALSTAD, T. I.; SHAMBLIN, B. M.; BAGLEY, D. A.; EHRHART, L. M.; NAIRN, C. J. Isolation and Characterization of tetranucleotide microsatellites from the leatherback turtle (*dermochelys coriacea*). *CONSERVATION GENETIC RESOURCES* V. 3, P. 457-460, 2011.
- BRUFORD, M. W., HANOTTE, O., BROOKFIELD, J. F. Y, BURKE, T. Single-locus and DNA fingerprinting. In: Hoelzel A. R. (ed). *Molecular genetic analyses of populations. A Practical Approach*, IRL Press, Oxford, p. 225-269, 1992.
- CAMACHO, M.; BOADA, L. D.; ORÓS, J.; CALABUIG, P.; ZUMBADO, M.; LUZARDO, O. P. Comparative study of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plasma of Eastern Atlantic juvenile and adult nesting loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). *Marine pollution bulletin*, v. 64, n. 9, p. 1974–80, set. 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22748504>>. Acesso em: 10 jul. 2014.
- COLMAN, L. P.; THOMÉ, J. C. A.; ALMEIDA, A. D. E. P.; BAPTISTOTTE, C., BARATA, P. C. R.; BREDERICK, A. C.; RIBEIRO, F. A.; VILA-VERDE, L.; GODLEY B. J. Thirty years of leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting in Espírito Santo, Brazil, 1988–2017: reproductive biology and conservation. *Endangered Species Research* 39, 147-158, 2019.
- CRIM, J. L.; SPOTILA, L. D.; O'CONNOR, M.; REINA, R.; WILLIAMS, C. J.; PALADINO, F.V. The leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, exhibits both polyandry and polygyny. *Molecular Ecology* 11, 2097-2106, 2002.
- DO, C., WAPLES, R. S., PEEL, D., MACBETH, G. M., TILLET, B. J., & OVENDEN, J. R. NeEstimator v2: re-implementation of software for the estimation of contemporary effective population size (N_e) from genetic data. *Molecular ecology resources*, 14(1), 209-214. 2014.
- DOYLE J. J., DOYLE J. L. A rapid DNA isolation procedure for small quantities of fresh leaf tissue. *Phytochemical Bulletin*, v. 19, p. 11-15, 1987.
- DUTTON, P. H.; FREY, A. Characterization of polymorphic microsatellite markers for the green turtle (*Chelonia mydas*). *Molecular Ecology Resources*, v. 9, p. 354-356, 2009.
- DUTTON, P. H.; RODEN, S. E.; STEWART, K. R.; LACASELLA, E.; TIWARI, M.; FORMIA, A.; THOMÉ, J. C.; LIVINGSTONE, S. R.; ECKERT, E.; CHACON-CHAVERRI, D.; RIVALAN, P.; ALLMAN, P. Population stock structure of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in the Atlantic revealed using mtDNA and microsatellite markers. *Conservation Genetics* 14, 625-636, 2013.
- ENCALADA, S. E., LAHANAS, P. N., BJORNDALE, K. A., BOLTON, A. B., MIYAMOTO, M. M., & BOWEN, B. W. (1996). Phylogeography and population structure of the Atlantic and Mediterranean

green turtle *Chelonia mydas*: a mitochondrial DNA control region sequence assessment. *Molecular Ecology*, 5, 473-483.

EXCOFFIER, L.; LISCHER, H. Arlequin 3.5: An integrated software package for population genetics data analysis. Switzerland: Swiss Institute of Bioinformatics, 2015.

FERNANDES, G. W., GOULART, F. F., RANIERI, B. D., COELHO, M. S., DALES, K., BOESCHE, N., ... & SOARES-FILHO, B. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza & Conservação*, 14(2), 35-45, 2016.

FEST, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. Relatório Semestral de Evolução do PMBA/Fest - Síntese Integrativa entre Ambientes. RT-42. Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 204 pag. 2023.

FEST, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. Relatório Anual de Evolução do PMBA/Fest - Síntese Integrativa entre Ambientes. RT-43. Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 193 pag. 2023.

FITZSIMMONS N. N.; MORITZ, C.; MOORE, S. S. Conservation and dynamics of microsatellite loci over 300 million years of marine turtle evolution. *Molecular Biology and Evolution*, v. 12: p. 432-440, 1995.

IKONOMOPOULOU, M.P.; OLSZOWY, H.; LIMPUS, C.; FRANCIS, R.; WHITTIER, J. Trace element concentrations in nesting flatback turtles (*Natator depressus*) from Curtis Island, Queensland, Australia. *Mar. Environ. Res.* 71(1), 10-16. 2011.

JOMBART T, DEVILLAR S & BALLOUX F. Discriminant analysis of principal components: A new method for the analysis of genetically structured populations. *BCM Genetics* 11:94. <https://doi.org/10.1186/1471-2156-11-94>. 2010.

JONES O & WANG J. COLONY: A program for parentage and sibship inference from multilocus genotype data. *Mol Ecol* 10:551-555. 2010.

KALINOWSKI, S. T. Hp-Rare 1.0: a computer program for performing rarefaction on measures of allelic richness. *Molecular Ecology Notes*, v. 5, p. 187-189, 2005.

KEARSE, M., MOIR, R., WILSON, A., STONES-HAVAS, S., CHEUNG, M., STURROCK, S., BUXTON, S., 933 COOPER, A., MARKOWITZ, S., DURAN, C., THIERER, T., ASHTON, B., MEINTJES, P., & DRUMMOND, 934 A. Geneious Basic: an integrated and extendable desktop software platform for the 935 organization and analysis of sequence data. *Bioinformatics*, 28(12), 1647–1649. 936 <https://doi.org/10.1093/BIOINFORMATICS/BTS199>. 2012

KICHLER, K.; HOLDER, M. T.; DAVIS, S. K.; MÁRQUEZ-M., R.; OWENS, D. W. Detection of multiple paternity in the Kemp's ridley sea turtle with limited sampling. *Molecular Ecology*, v. 8, p. 819-830, 1999.

- KOMOROSKE, L. M. et al. Pollutants and the health of green sea turtles resident to an urbanized estuary in San Diego, CA. *Chemosphere*, v. 84, n. 5, p. 544-552, 2011.
- KUMAR, S.; STECHER, G.; LI, M.; KNYAZ, C.; TAMURA, K. Mega X: Molecular evolutionary genetics analysis across computing platforms. *Molecular Biology Evolutionary*, v. 35, p. 1547-1549, 2018.
- LEIGH, J. W.; BRYANT, D. PopART: Full-feature software for haplotype network construction. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 6, p. 1110-1116, 2015.
- LENZ, A. J.; AVENS, L.; BORGES-MARTINS, M. Age and growth of juvenile green turtles *Chelonia mydas* in the western South Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 568, 191-201, 2017.
- LÓPEZ-MENDILAHARSU, M., GIFFONI, B., MONTEIRO, D., PROSDOCIMI, L., VÉLEZ-RUBIO, G. M., FALLABRINO, A., & MARCOVALDI, M. Â. Multiple-threats analysis for loggerhead sea turtles in the southwest Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 41, 183-196, 2020.
- MARCOVALDI, M. Â., & CHALOUPKA, M. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. *Endangered Species Research*, 3(2), 133-143.2007
- MONZÓN-ARGUELLO, C.; MUÑOZ, J.; MARCO, A.; LÓPEZ-JURADO, L. F.; RICO, C. Twelve new polymorphic microsatellite markers from the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) and cross-species amplification on other marine turtle species. *Conservation Genetics*, v. 9, p. 1045-1049, 2008.
- NARO-MACIEL, E.; BONDIOLI, A. C. V.; MARTIN, M.; ALMEIDA, A. P. A.; BAPTISTOTTE, C.; BELLINI, C.; MARCOVALDI, M. A.; SANTOS, A. J. B.; AMATO, G. The interplay of homing and dispersal in green turtles: a focus on the southwestern atlantic. *Journal of Heredity* 103, 792-805, 2012.
- NIKOLIC, N., & CHEVALET, C.. Estimation of effective population size and variation in the 1000 time scale (1.1; pp. 1–26).2014
- PEAKALL, R.; SMOUSE, P. E. GenAIEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research - an update. *Bioinformatics*, v. 28, p. 2537-2539, 2012.
- PERRAULT, J.; WYNEKEN, J.; THOMPSON, L.J.; JOHNSON, C.; MILLER, D.L. Why are hatching and emergence success low? Mercury and selenium concentrations in nesting leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) and their young in Florida. *Marine Pollution Bulletin*. 62(8), 1671-1682. 2011.
- PIRY, S., LUIKART, G., & CORNUET, J. M. (1999). BOTTLENECK: a program for detecting recent 1029 effective population size reductions from allele data frequencies. *Journal of Heredity*, 1030 90(4), 502–503. <http://www1.montpellier.inra.fr/CBGP/software/Bottleneck/pub.html>
- REIS, E. C, SOARES, L. S, VARGAS, S. M, SANTOS, F. R, YOUNG, R. J, BJORNDAL, K. A., BOLTEN, A. B., LÔBO-HAJDU. G. Genetic composition, population structure and phylogeography of the loggerhead sea turtle: colonization hypothesis for the Brazilian rookeries. *Conservation Genetics* 11, 1467-1477, 2010.

RODEN, S. E.; DUTTON, P. H. Isolation and characterization of 14 polymorphic microsatellite loci in the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) and crossspecies amplification. *Conservation Genetics Resources*, v. 3, p. 49-52, 2011.

ROE, J. H.; SILL, N. S.; COLUMBIA, M. R.; PALADINO, F. V. Trace Metals in Eggs and Hatchlings of Pacific Leatherback Turtles (*Dermochelys coriacea*) Nesting at Playa Grande, Costa Rica. *Chelonian Conservation and Biology*, v. 10, n. 1, p. 3–9, 2011.

ROZAS, J.; SÁNCHEZ-DELBARRIO, J.C.; MESSEGUER, X.; ROZAS, R. DnaSP, DNA polymorphism analyses by the coalescent and other methods. *Bioinformatics*, v. 19, p. 2496-2497, 2003.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 6 Megafauna. RT-23, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 531 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Semestral de Evolução (RSE). RT-35, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 1070 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar, Relatório Semestral de Evolução (RSE). RT-37, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 143 pag. 2021.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Marinho. RT-36D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia 1600 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM - Síntese integrativa entre Ambientes - RA2022 – PMBA/Fest-RRDM e ambientes. RT-36E, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 37 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Marinho. RT-39D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 1410 pag. 2022.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Matriz de Resultados Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho. RT-39F, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 68 pag. 2022.

SAKAI, H.; ICHIHASHI, H.; SUGANUMA, H.; TATSUKAWA, R. Heavy metal monitoring in sea turtles using eggs. *Marine Pollution Bulletin*, v. 30, n. 5, p. 347–353, maio 1995. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0025326X9400185C>>.

SANTOS, M. R. de D. Parâmetros bioquímicos, hematócrito e condição corporal no monitoramento da saúde de tartarugas marinhas *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) juvenis selvagens no Espírito Santo, Brasil. 2005. Universidade Federal do Espírito Santo, 2005.

SANTOS, M. R. de D.; FERREIRA, L. S.; BAPTISTOTTE, C.; GROSSMAN, A.; BELLINI, C. Valores hematológicos de tartarugas marinhas *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) juvenis selvagens do Arquipélago de Fernando de Noronha, Pernambuco, Brasil. *Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal science*, v. 46, n. 6, p. 491–499, 2009.

SANTOS, M. R. de D.; SILVA MARTINS, A.; BAPTISTOTTE, C.; WORK, T. M. Health condition of juvenile *Chelonia mydas* related to fibropapillomatosis in southeast Brazil. *Diseases of Aquatic Organisms*, v. 115, n. 3, p. 193–201, 20 ago. 2015. Disponível em: <<http://www.int-res.com/abstracts/dao/v115/n3/p193-201/>>.

SAVADA, C. S.; PROSDOCIMI, L.; DOMIT, C.; ALMEIDA, F. S. Multiple haplotypes of *Chelonia mydas* juveniles in a threatened hotspot area in Southern Brazil. *Genetic and Molecular Biology* 44, 3, e20200410, 2021.

SHAMBLIN, B. M.; FAIRCLOTH, B. C.; DODD, M.; WOOD-JONES, A. L.; CASTLEBERRY, S. B.; CARROLL, J. P.; NAIRN, C. J. Tetranucleotide microsatellites from the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). *Molecular Ecology Resources*, v. 7, p. 784-787, 2007.

SHAMBLIN, B. M.; FAIRCLOTH, B. C.; DODD, M. G.; BAGLEY, D. A.; EHRHART, L. M.; DUTTON, P. H.; FREY, A.; NAIRN, C. J. Tetranucleotide markers from the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) and their cross-amplification in other marine turtle species. *Conservation Genetics*, v. 10, p. 577-580, 2009.

SHAMBLIN, B. M.; BOLTEN, A. B.; ABREU-GROBOIS, F. A.; BJORNDAL, K. A.; CARDONA, L.; CARRERAS, C.; NEL, R.; CLUSA, M.; MONZÓN-ARGÜELLO, C.; NAIRN, C. J.; NIELSEN, J. T.; NEL, R.; SOARES, L. S.; STEWART, K. R.; VILAÇA, S. T.; TÜRKOZAN, O.; YILMAZ, C.; DUTTON, P.H. Geographic patterns of genetic variation in a broadly distributed marine vertebrate: new insights into loggerhead turtle stock structure from expanded mitochondrial DNA sequences. *PLoS One* 9, e85956, 2014.

STEWART, K. R., DUTTON, P. H. Paternal genotype reconstruction reveals multiple paternity and sex ratios in a breeding population of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*). *Conservation Genetics* 12, 1101-1113, 2011.

TAMAR, FP. Monitoramento Reprodutivo das tartarugas marinhas na planície costeira do Rio Doce, Relatório Anual Praia e Telemetria. 2021.

THRALL, M. A.; WEISER, G.; ALLISON, R.; CAMPBELL, T. W. *Veterinary Hematology and Clinical Chemistry*. Baltimore: Lippincott Williams and Wilkins, 2004.

TIWARI, M.; WALLACE, B. P.; GIRONDOT, M. *Dermochelys coriacea* (Southwest Atlantic Ocean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T46967838A46967842. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013.RLTS.T46967838A46967842.en>. 2013.

VARGAS SM, ARAUJO FCF, MONTEIRO DS, ESTIMA CE, ALMEIDA AP, SOARES LS, SANTOS F. Genetic diversity and origin of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) from the Brazilian coast. *Journal of Heredity*, 99(2): 215-220. 2008.

VARGAS, S. M.; LINS, L. S. F.; MOLFETTI, É.; HO, S. Y. W.; MONTEIRO, D.; BARRETO, J.; COLMAN, L.; VILA-VERDE, L.; BAPTISTOTTE, C.; THOMÉ, J. C. A.; SANTOS, F. R. Revisiting the genetic diversity and population structure of the critically endangered leatherback turtles in the South-west Atlantic Ocean: insights for species conservation. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 99, 31-41, 2019.

VARGAS, S. M., BARCELOS, A. C., ROCHA, R. G., GUIMARÃES, P., AMORIM, L., MARTINELLI, A., ... & LUDWIG, S. Genetic monitoring of the critically endangered leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) in the South West Atlantic. *Regional Studies in Marine Science*, 55, 102530, 2022.