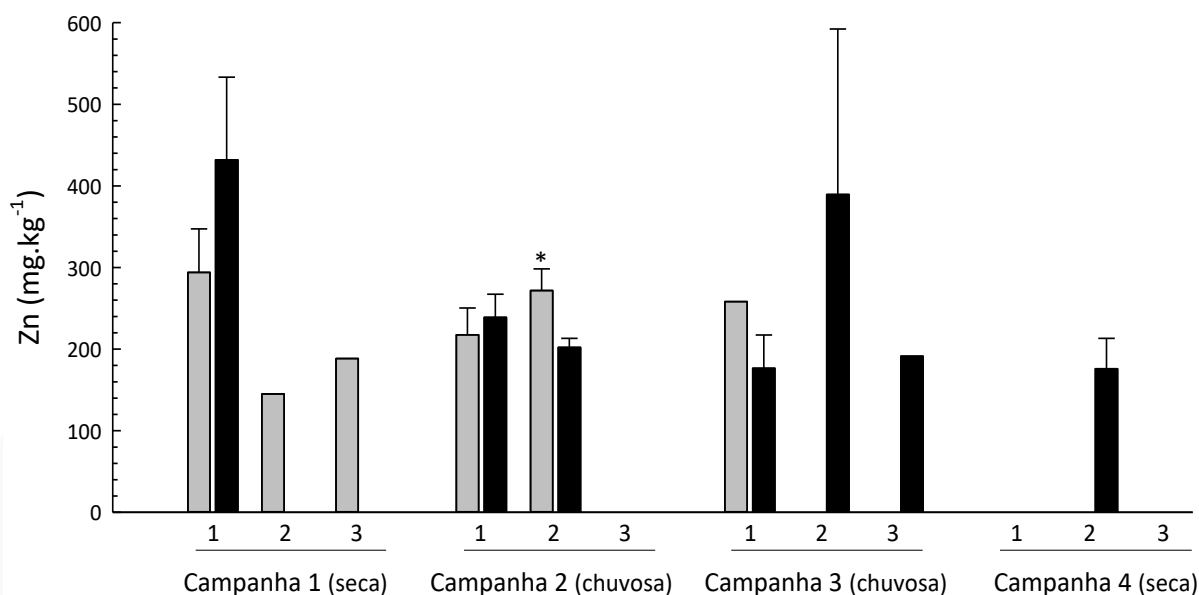
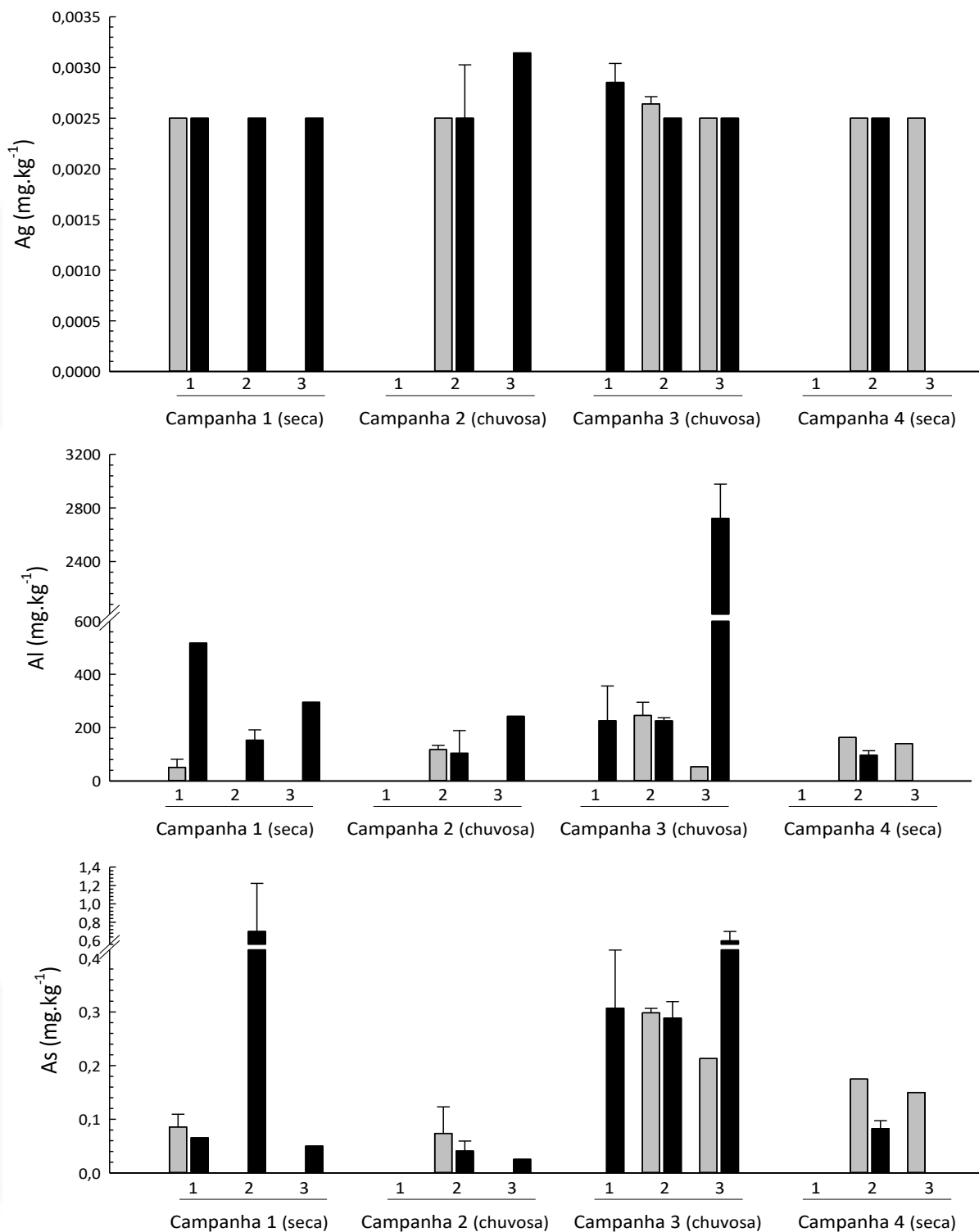


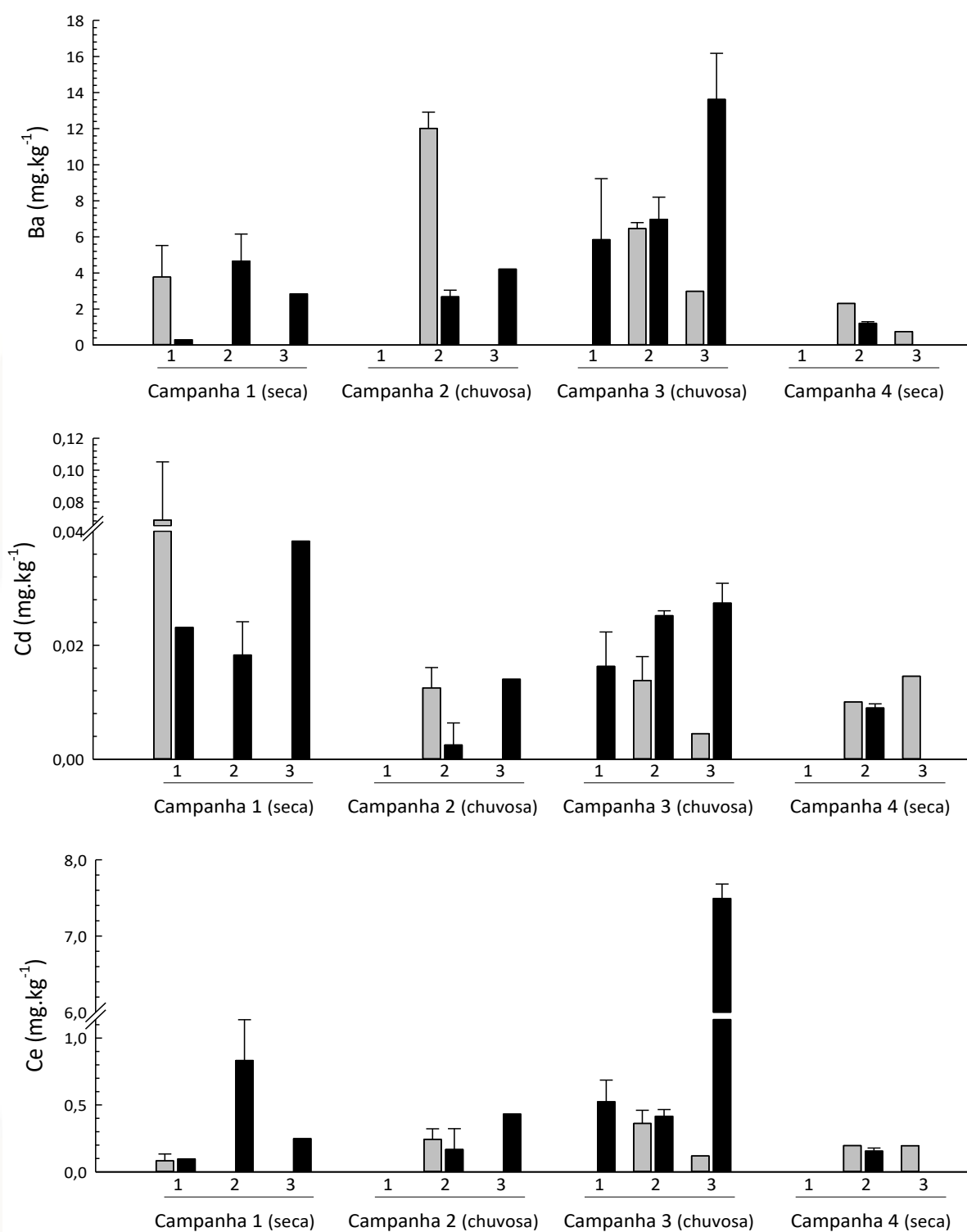


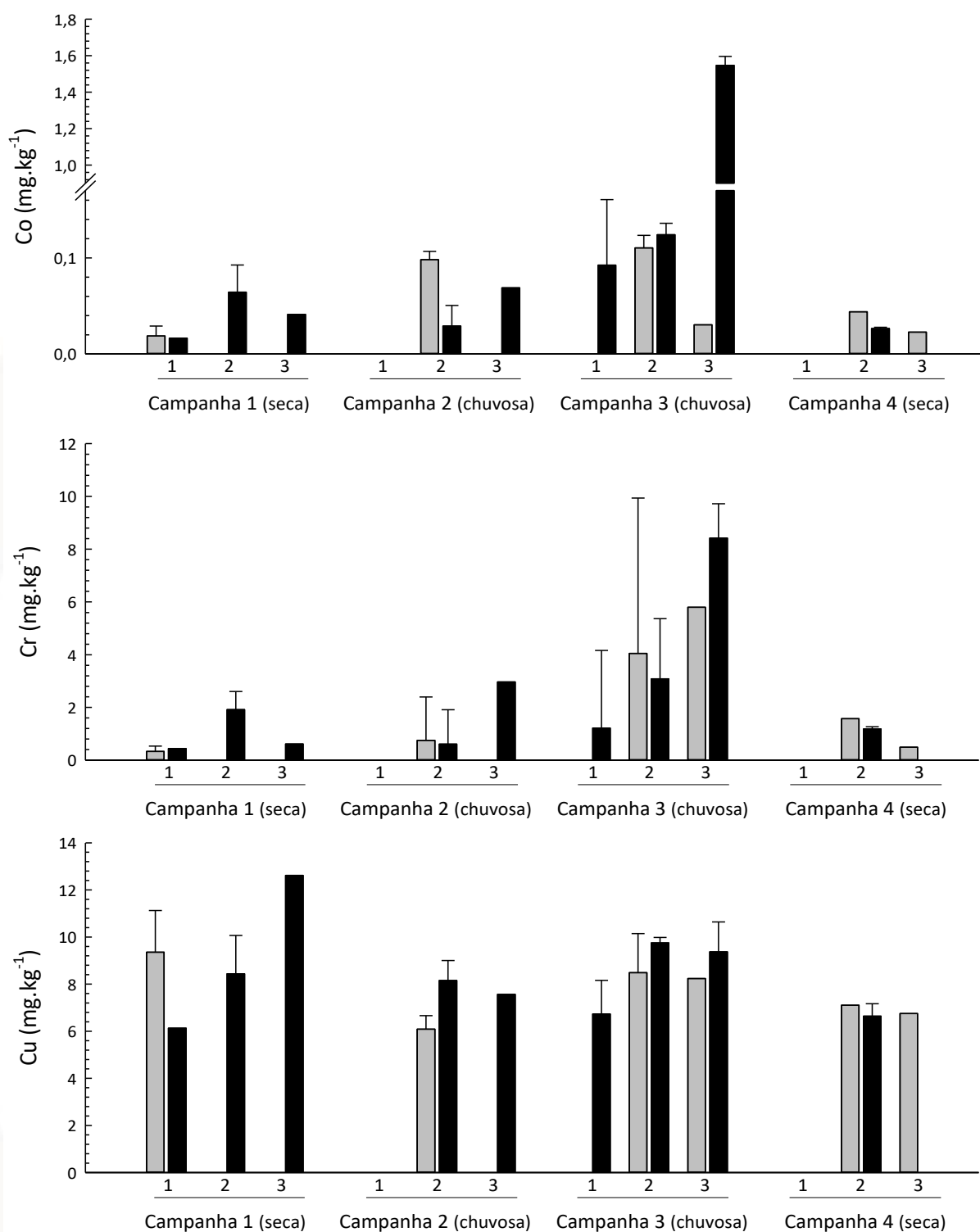
Asterísco (*) representa diferença significativa entre os animais capturados no ponto C em relação aos capturados no ponto DA de um mesmo compartimento e campanha. Letras minúsculas (abc e xyz) indicam diferença significativa entre as respostas apresentadas pelos animais capturados nos pontos C e DA, respectivamente, entre compartimentos de uma mesma. Letras maiúsculas (ABC) coloridas indicam diferença significativa entre as respostas dos animais capturados nos pontos C ou DA de um mesmo compartimento nas diferentes campanhas, sendo: verde limão – diferença entre os animais capturados no ponto C do compartimento 1; rosa – diferença entre os animais capturados no ponto DA do compartimento 1; verde escuro – diferença entre os animais capturados no ponto C do compartimento 2; verde militar – diferença entre os animais capturados no ponto DA do compartimento 2; vermelho – diferença entre os animais capturados no ponto C do compartimento 3; cinza – diferença entre os animais capturados no ponto DA do compartimento 3. Resultados estão expressos em média $\pm$ erro padrão da média, $p < 0,05$.

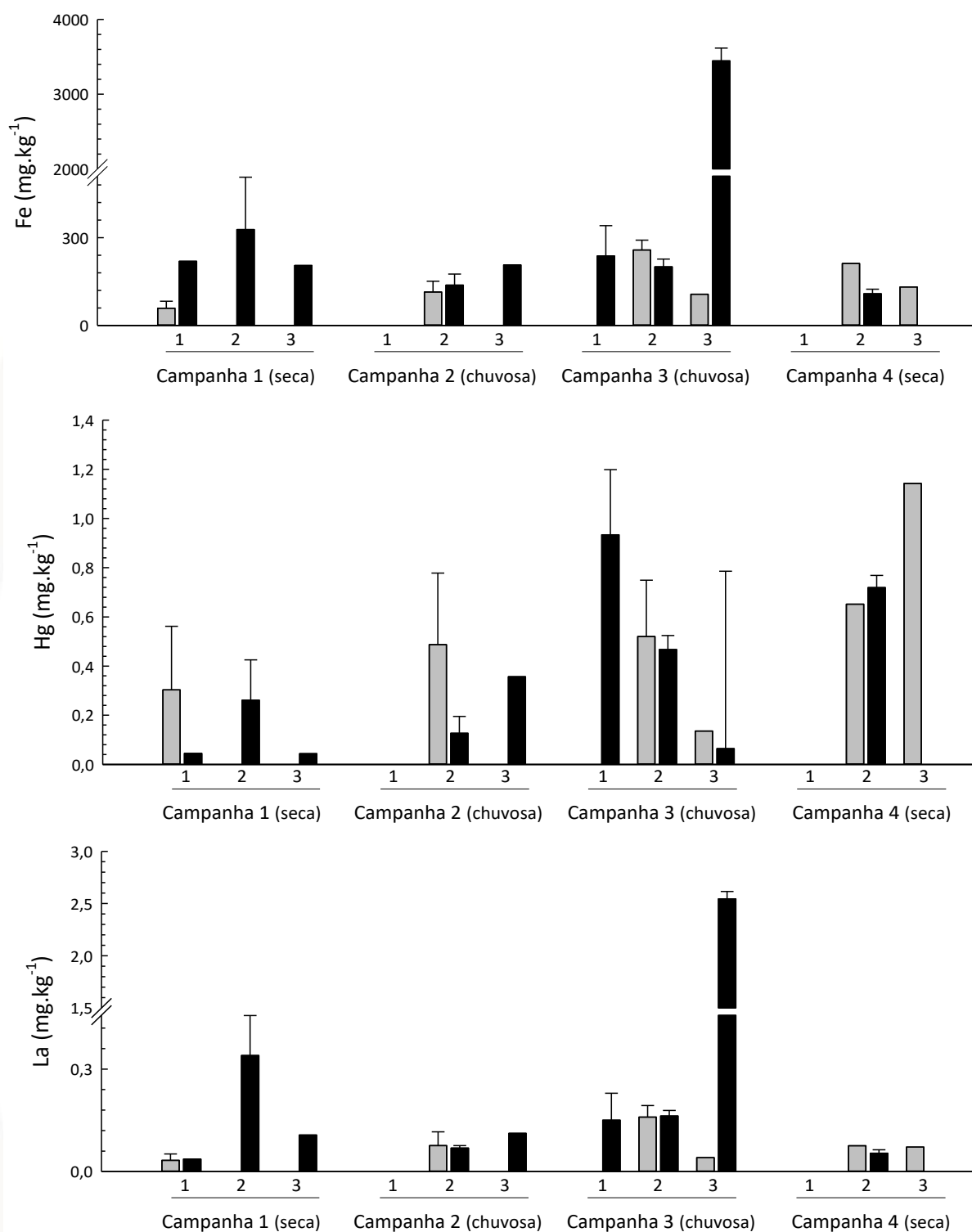
A análise das concentrações de EPTs em pelos de pequenos mamíferos pertencentes a família Didelphidae permitiu identificar uma única diferença significativa, a qual corresponde a maior concentração de Pb nos animais capturados no ponto DA do compartimento 2 em comparação aos animais capturados no ponto C do mesmo compartimento durante a campanha 3. As demais comparações não apresentaram diferenças (Figura 284).

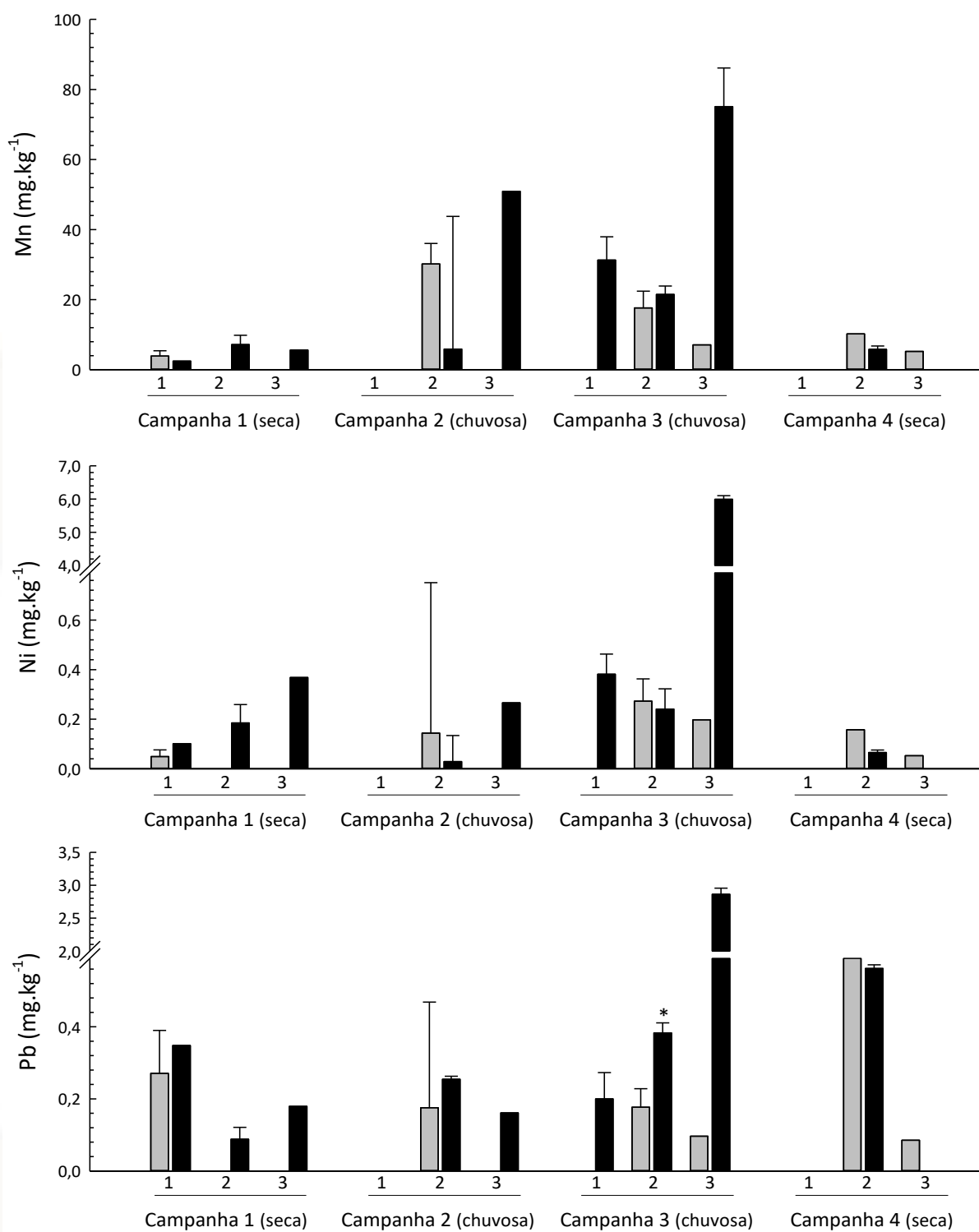
Figura 284. Concentração de EPTs determinados em pelos (mg.kg^{-1}) de exemplares de pequenos mamíferos, pertencentes a família Didelphidae, capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, nos pontos controle (símbolos cinzas) e dentro da área de passagem e deposição da lama (símbolos pretos) em cada um dos compartimentos (1, 2 e 3) de cada uma das campanhas

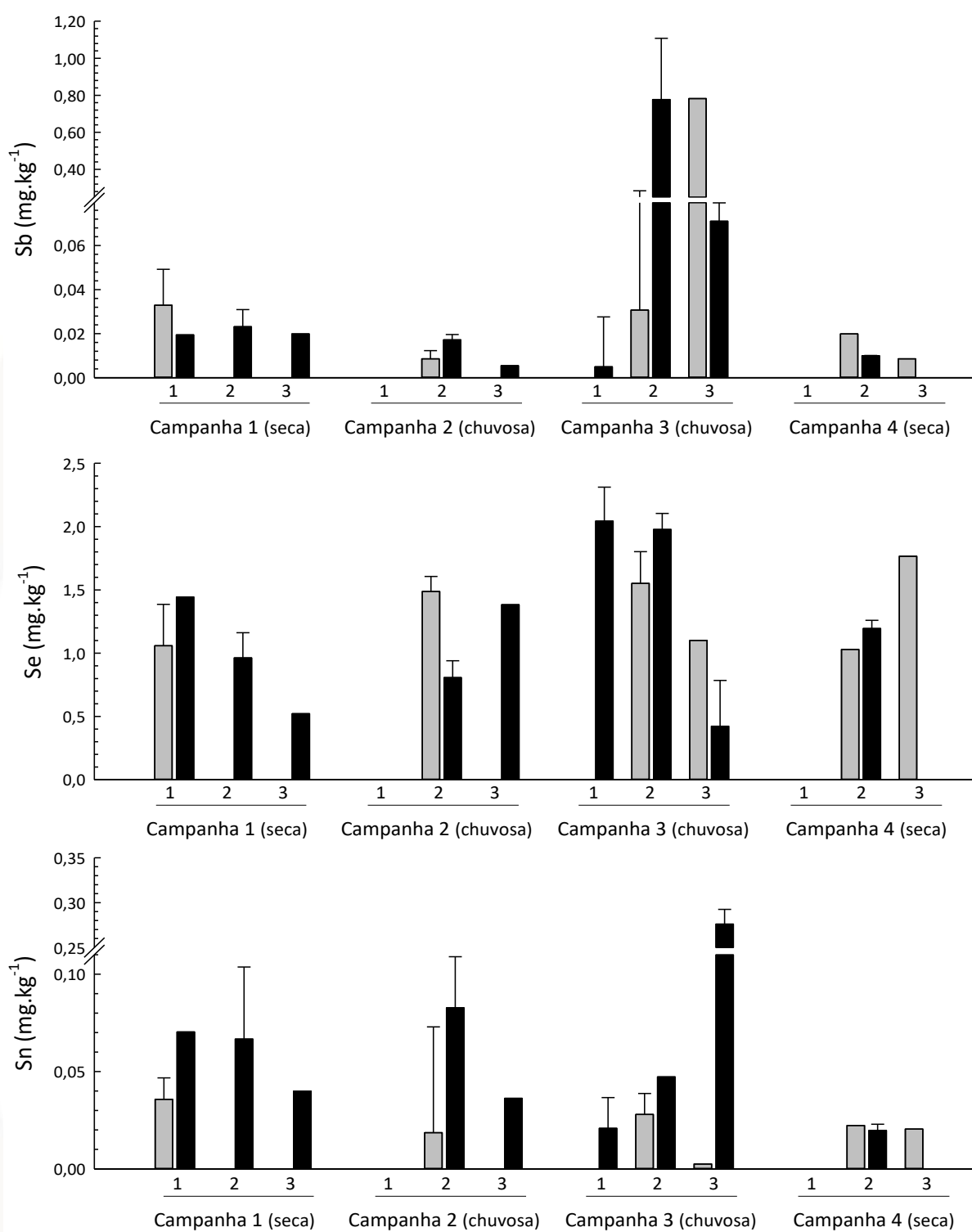


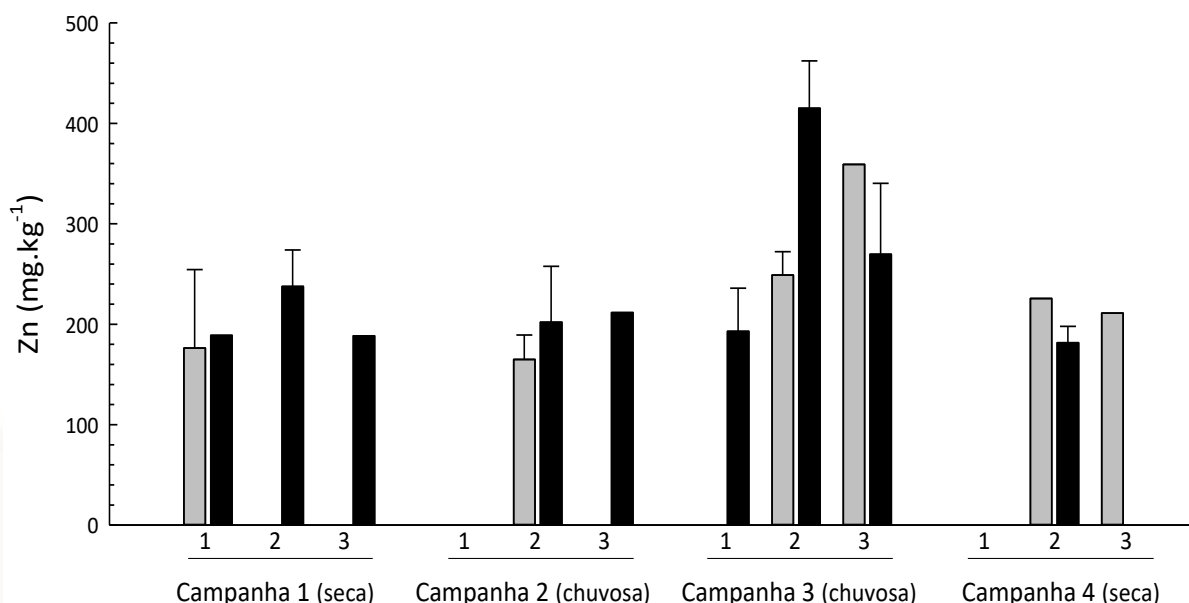












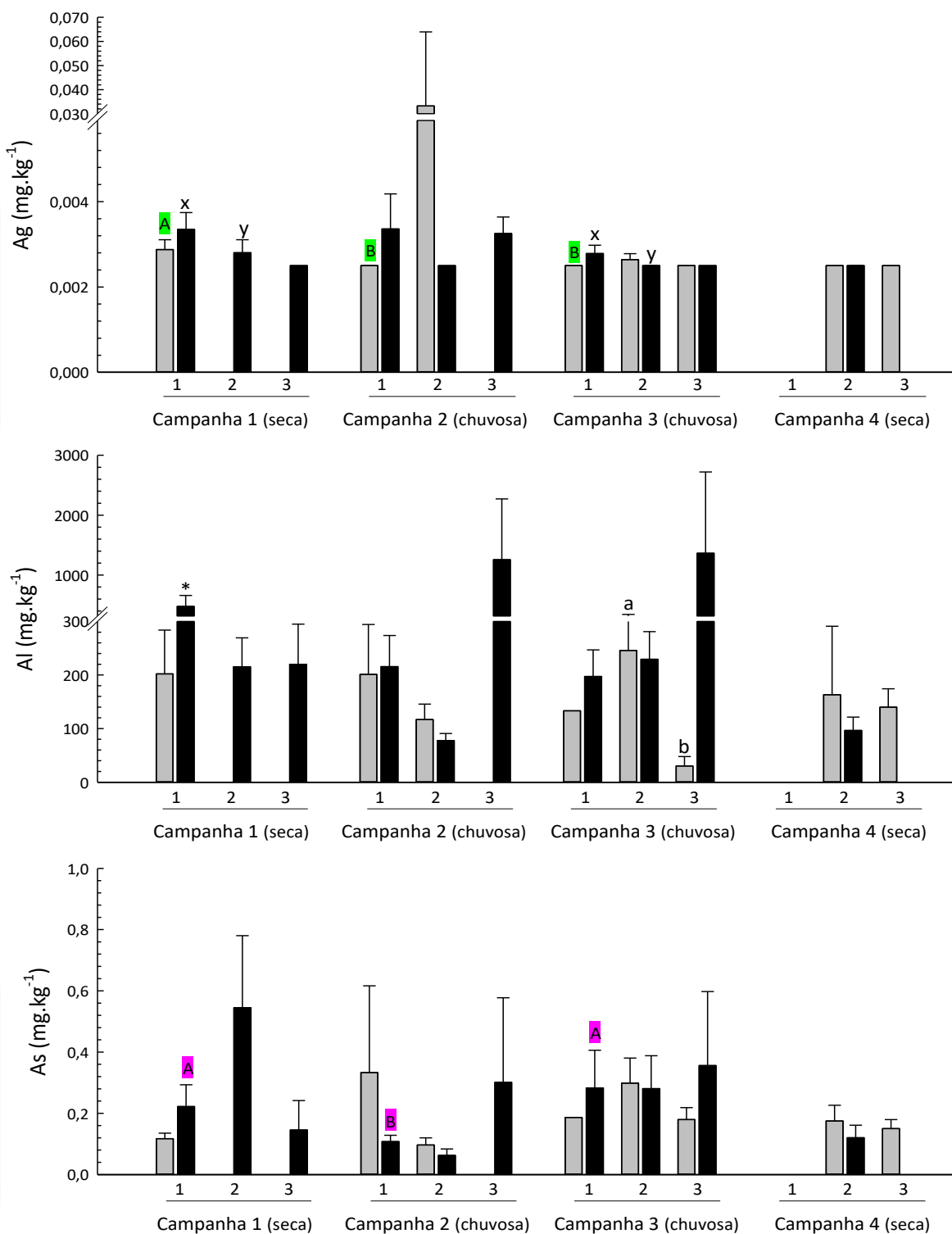
Asterísco (*) representa diferença significativa entre os animais capturados no ponto C em relação aos capturados no ponto DA de um mesmo compartimento e campanha. Letras minúsculas (abc e xyz) indicam diferença significativa entre as respostas apresentadas pelos animais capturados nos pontos C e DA, respectivamente, entre compartimentos de uma mesma. Letras maiúsculas (ABC) coloridas indicam diferença significativa entre as respostas dos animais capturados nos pontos C ou DA de um mesmo compartimento nas diferentes campanhas, sendo: verde limão – diferença entre os animais capturados no ponto C do compartimento 1; rosa – diferença entre os animais capturados no ponto DA do compartimento 1; verde escuro – diferença entre os animais capturados no ponto C do compartimento 2; verde militar – diferença entre os animais capturados no ponto DA do compartimento 2; vermelho – diferença entre os animais capturados no ponto C do compartimento 3; cinza – diferença entre os animais capturados no ponto DA do compartimento 3. Resultados estão expressos em média $\pm$ erro padrão da média, $p < 0,05$.

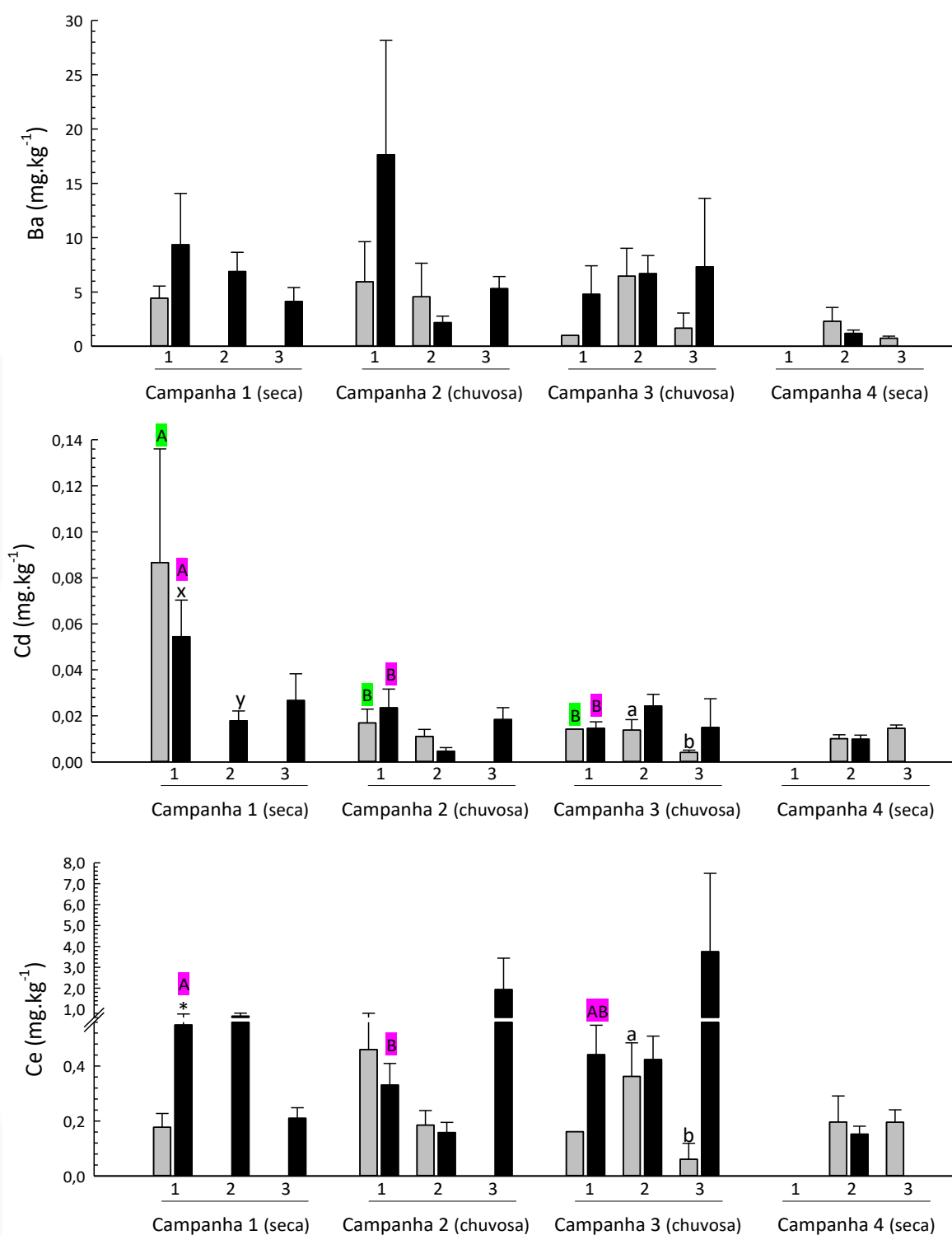
A análise das concentrações de EPTs em pelos de pequenos mamíferos de hábito alimentar omnívoro identificou que apenas os animais capturados no ponto DA apresentaram maiores concentrações de Al, Ce, Se e Zn em comparação aos animais capturados no ponto C do compartimento 1 durante a campanha 1 e, de Pb no compartimento 2 durante a campanha 3 (Figura 285).

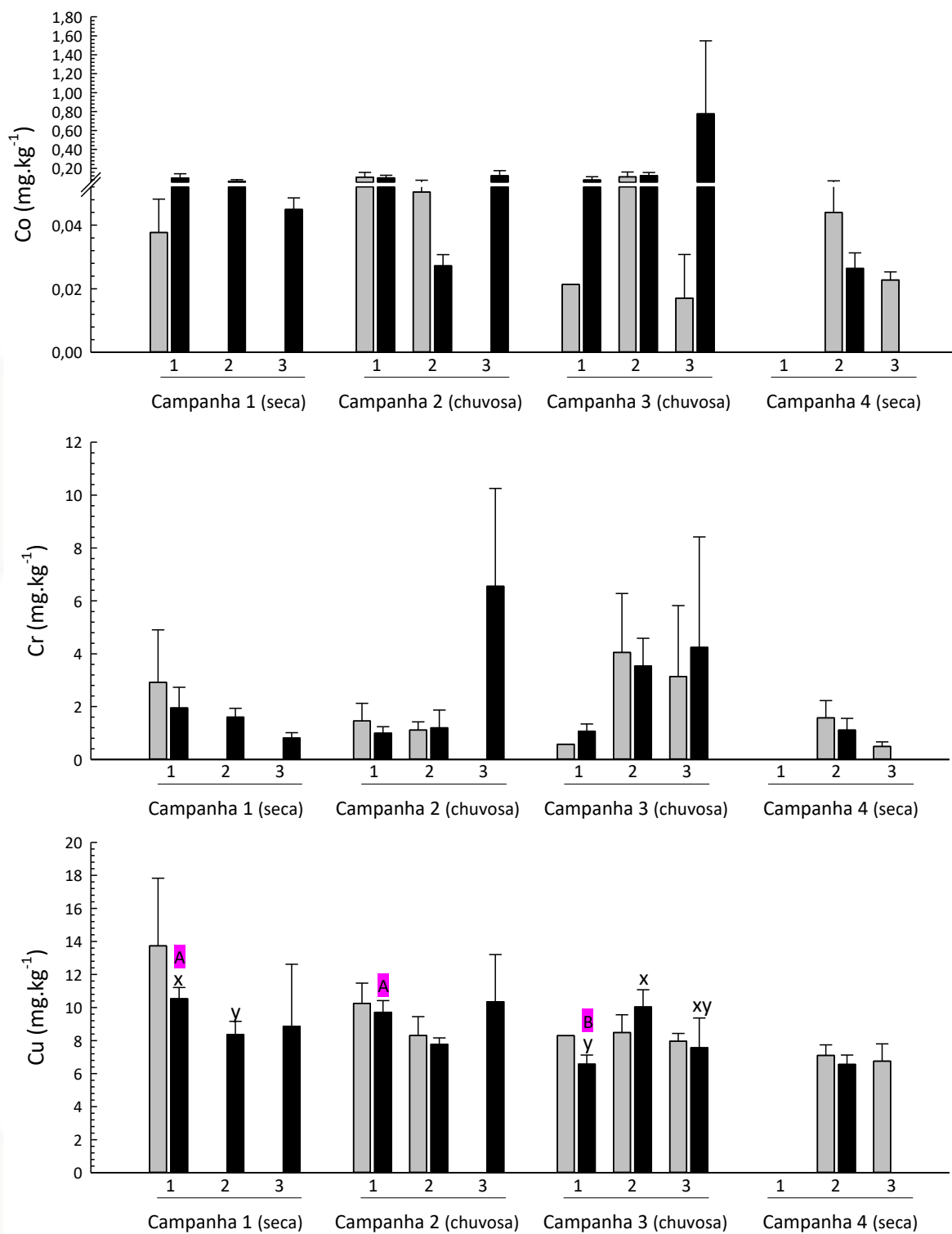
A comparação entre os compartimentos para os animais capturados no ponto C indicou que os elementos Al, Cd, Ce, Fe, La e Sn apresentaram maiores concentrações nos animais capturados no compartimento 2 em comparação aos animais capturados no compartimento 3 durante a campanha 3. Para os animais capturados no ponto DA os elementos os elementos Ag, Cd, Cu, Pb, Sb, Se e Zn foram determinados em maiores concentrações nos animais capturados no compartimento 1 em comparação aos animais capturados no compartimento 2 durante a campanha 1; Ag nos animais capturados no compartimento 1 em comparação aos animais capturados no compartimento 2 durante a campanha 3 e, Cu, Pb, Sb, Sn e Zn nos animais capturados no compartimento 2 em comparação aos animais capturados no compartimento 1 durante a campanha 3 (Figura 285).

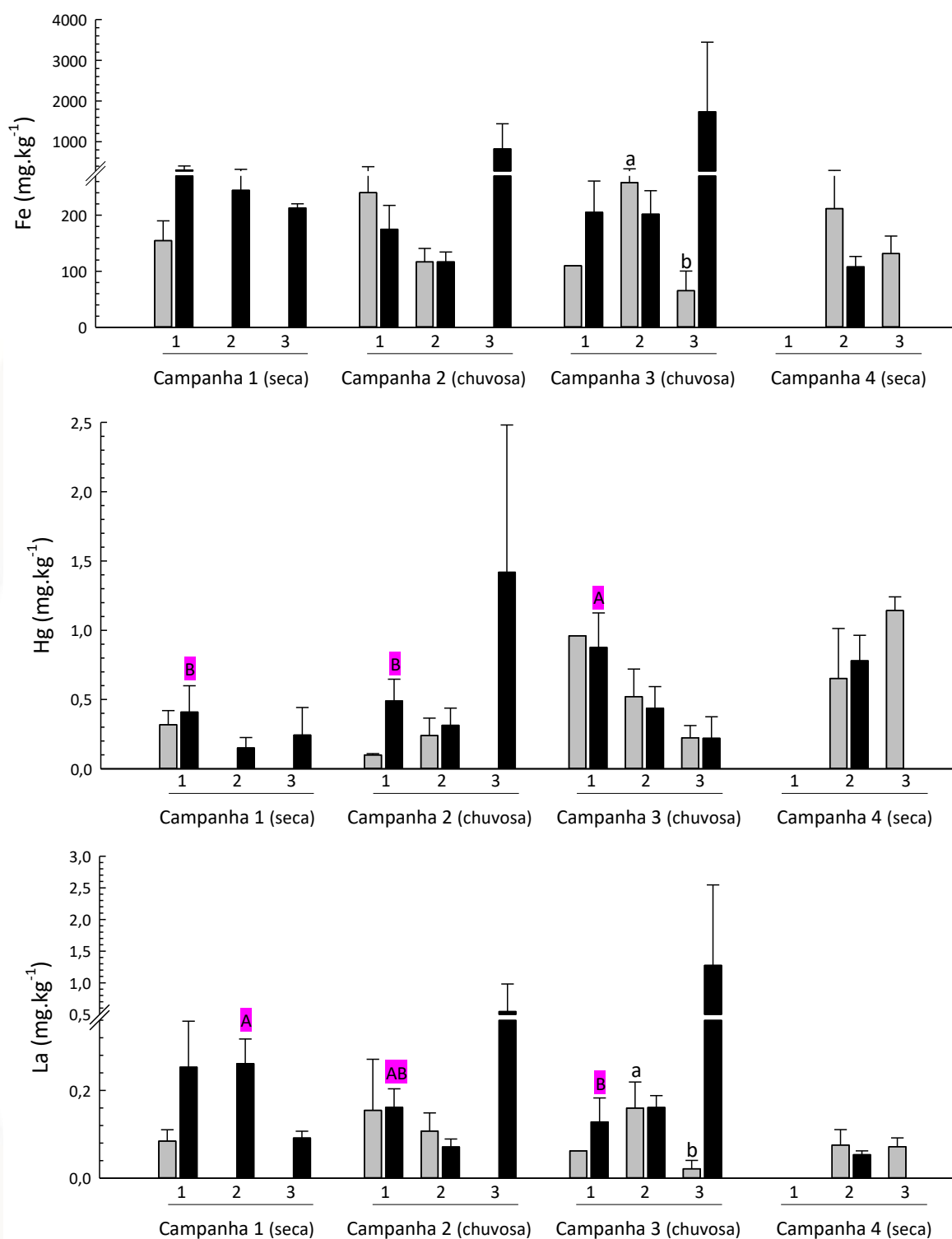
A comparação entre as campanhas demonstrou que para os animais capturados no ponto C os elementos Ag e Cd foram determinados em maiores concentrações nos animais capturados no compartimento 1 durante a campanha 1 em comparação aos animais capturados durante as campanhas 2 e 3 e, Sn durante a campanha 1 em comparação aos animais capturados durante a campanha 2. Para os animais capturados no ponto DA do compartimento 1 os elementos Ce e Ni foram determinados em maiores concentrações durante a campanha 1 em comparação aos animais capturados durante a campanha 2; Cd durante a campanha 1 em comparação aos animais capturados durante as campanhas 2 e 3; La durante a campanha 1 em comparação aos animais capturados durante a campanha 3; Cu durante as campanhas 1 e 2 em comparação aos animais capturados durante a campanha 3; As durante as campanhas 1 e 3 em comparação aos animais capturados durante as campanhas 2 e Hg durante a campanha 3 em comparação aos animais capturados durante a campanha 1 (Figura 285).

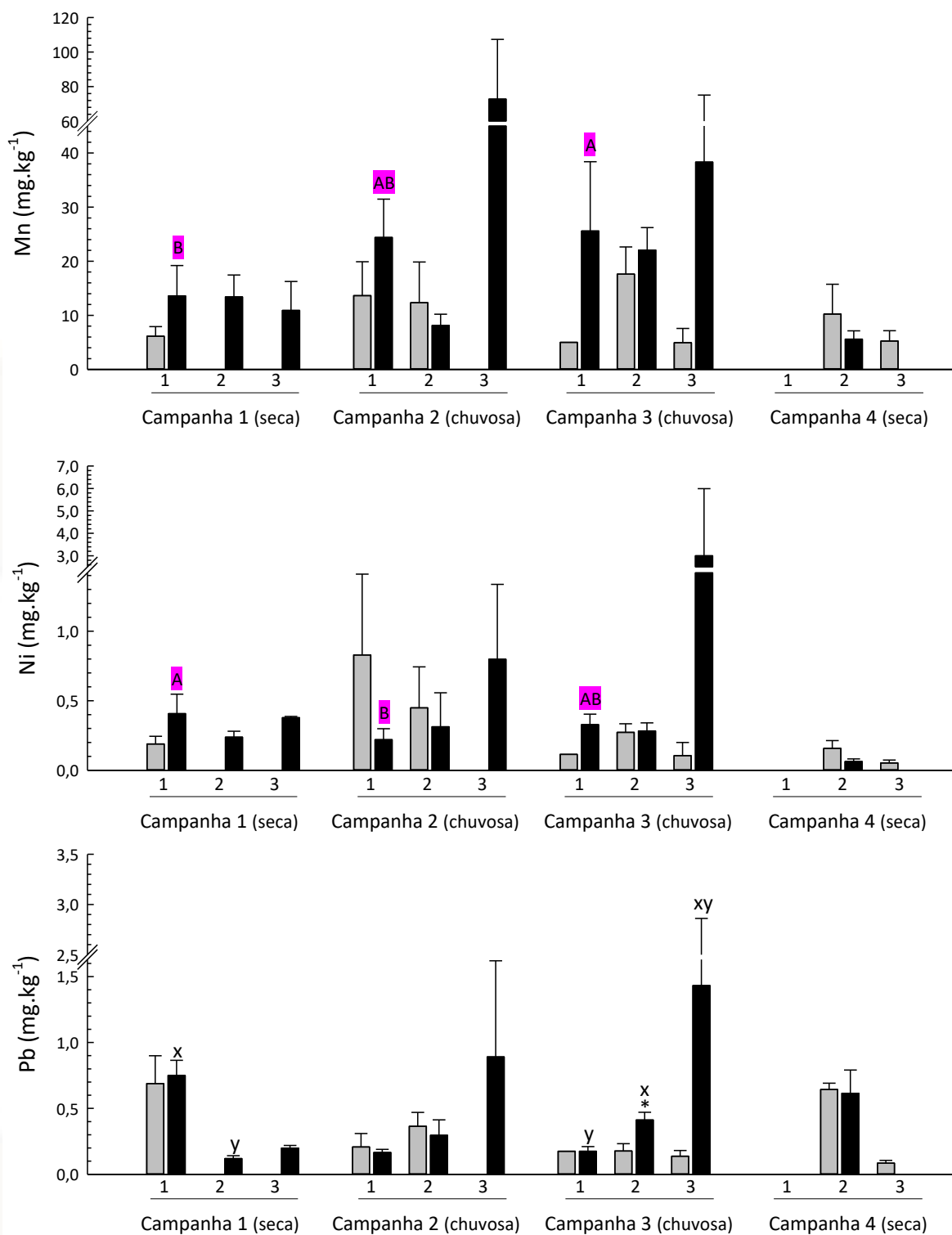
Figura 285. Concentração de EPTs determinados em pelos (mg.kg^{-1}) de exemplares de pequenos mamíferos, de hábito alimentar omnívoro, capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, nos pontos controle (símbolos cinzas) e dentro da área de passagem e deposição da lama (símbolos pretos) em cada um dos compartimentos (1, 2 e 3) de cada uma das campanhas

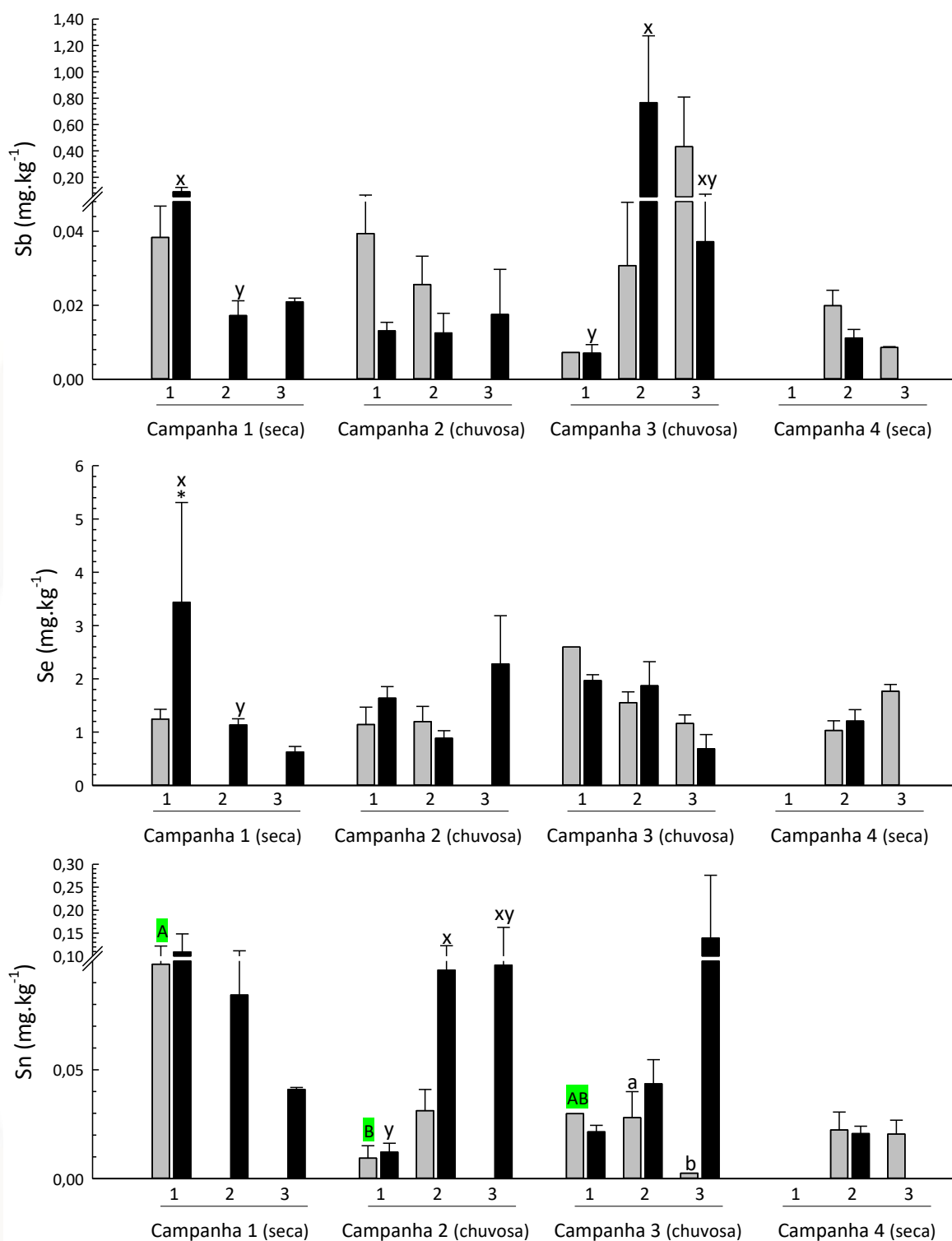


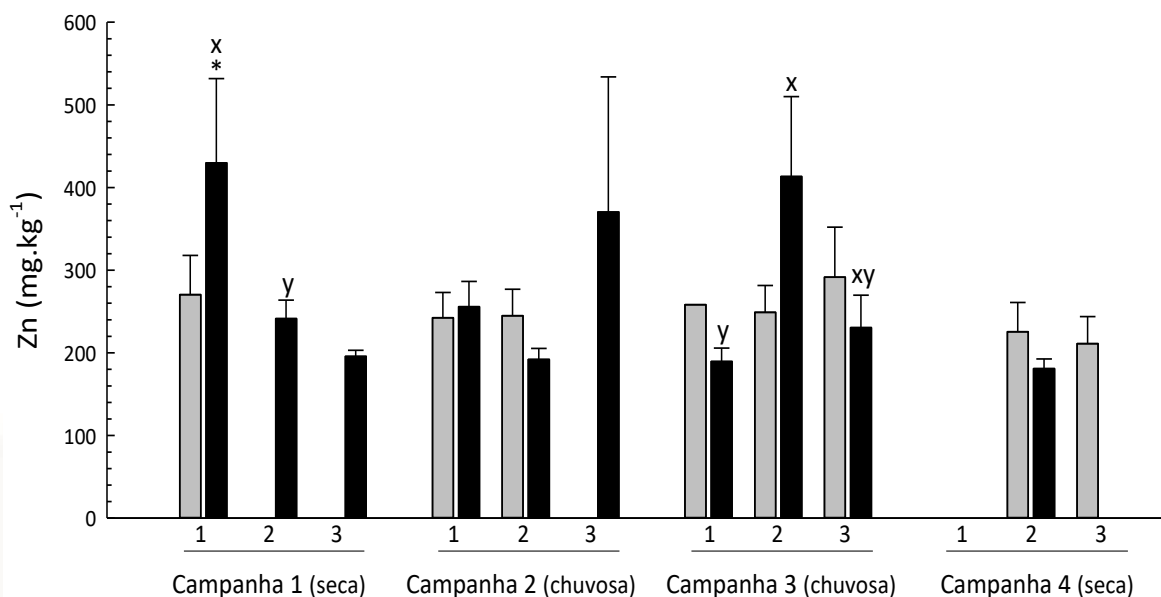










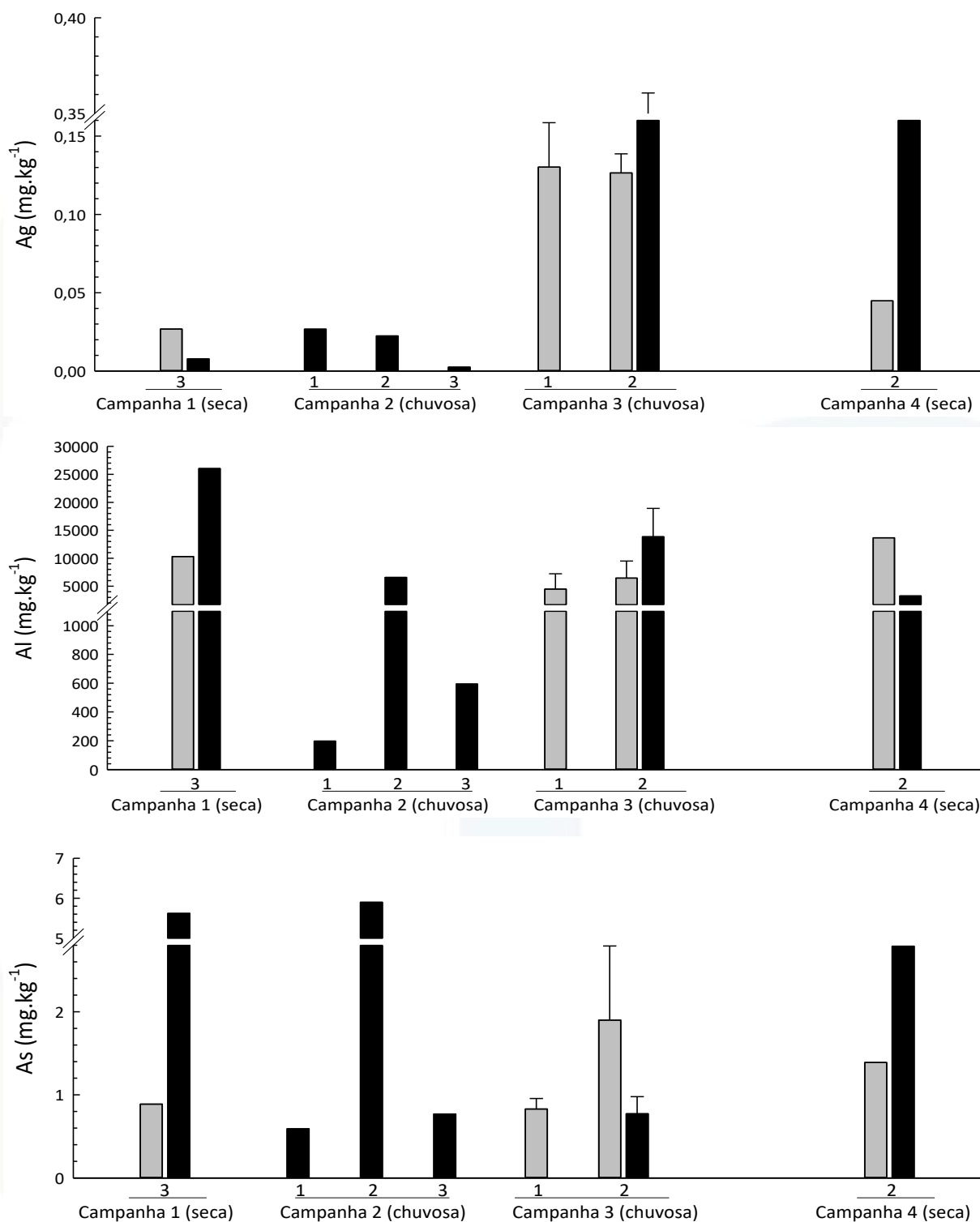


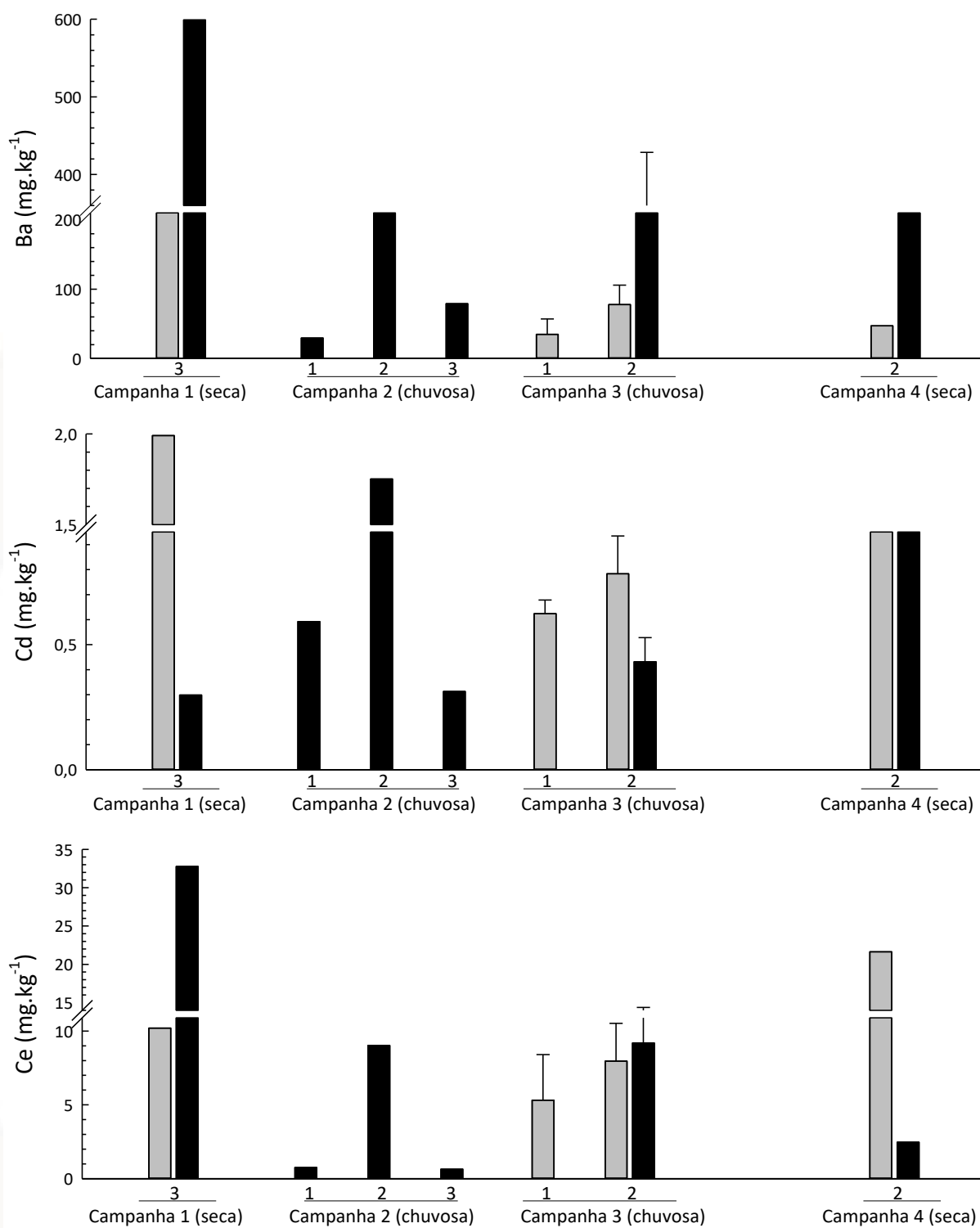
Asterísco (*) representa diferença significativa entre os animais capturados no ponto C em relação aos capturados no ponto DA de um mesmo compartimento e campanha. Letras minúsculas (abc e xyz) indicam diferença significativa entre as respostas apresentadas pelos animais capturados nos pontos C e DA, respectivamente, entre compartimentos de uma mesma. Letras maiúsculas (ABC) coloridas indicam diferença significativa entre as respostas dos animais capturados nos pontos C ou DA de um mesmo compartimento nas diferentes campanhas, sendo: verde limão – diferença entre os animais capturados no ponto C do compartimento 1; rosa – diferença entre os animais capturados no ponto DA do compartimento 1; verde escuro – diferença entre os animais capturados no ponto C do compartimento 2; verde militar – diferença entre os animais capturados no ponto DA do compartimento 2; vermelho – diferença entre os animais capturados no ponto C do compartimento 3; cinza – diferença entre os animais capturados no ponto DA do compartimento 3. Resultados estão expressos em média $\pm$ erro padrão da média, $p < 0,05$.

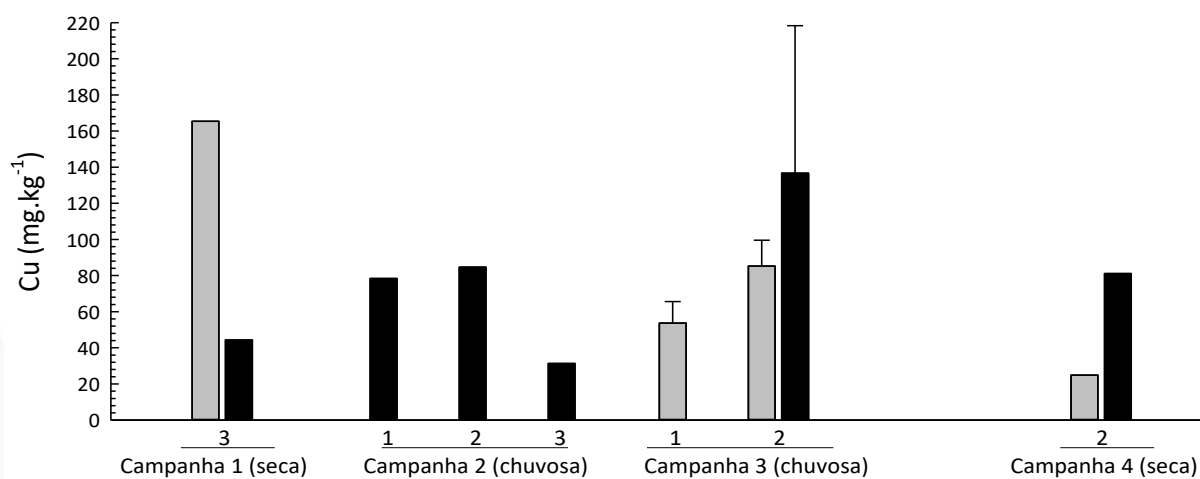
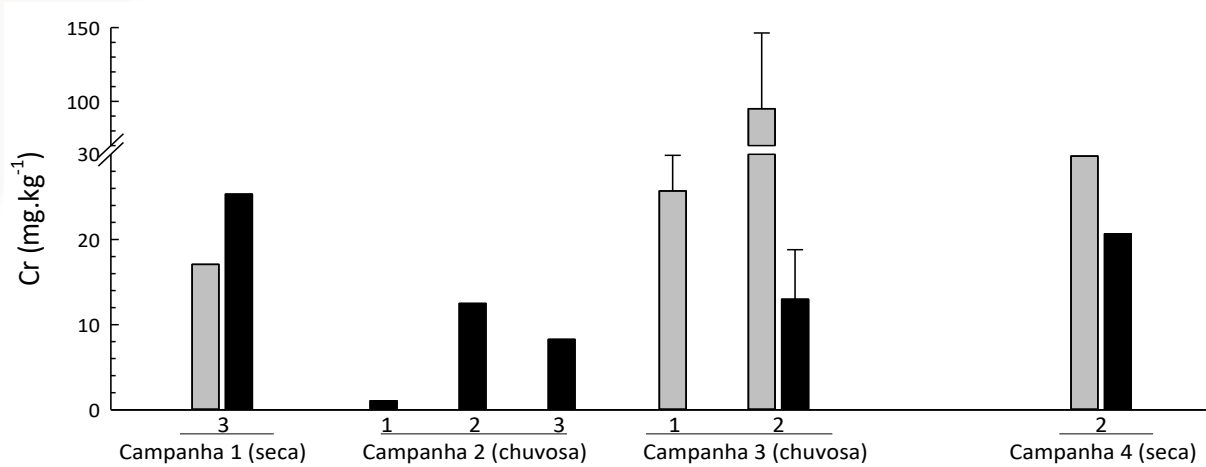
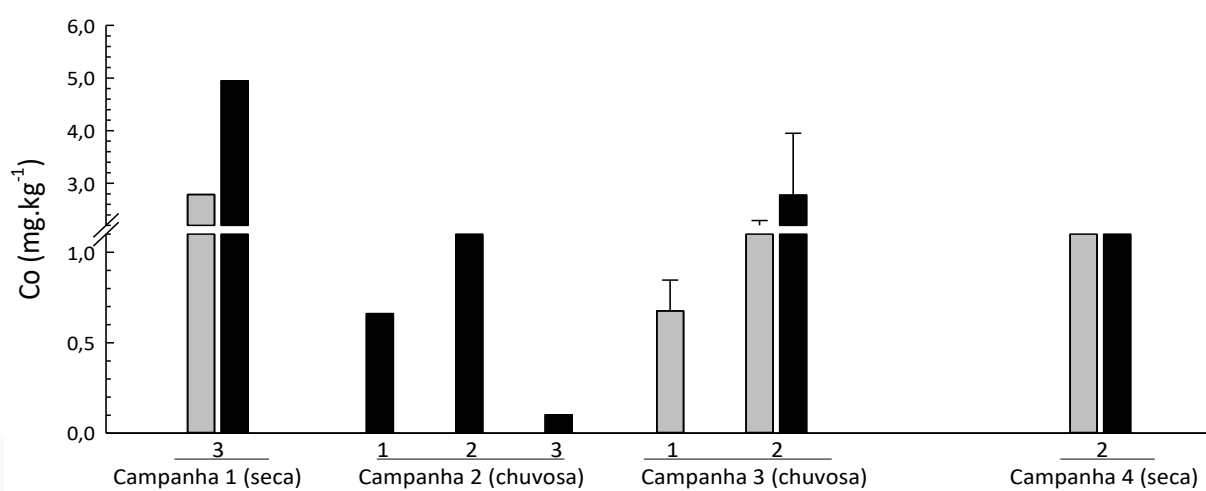
Fezes

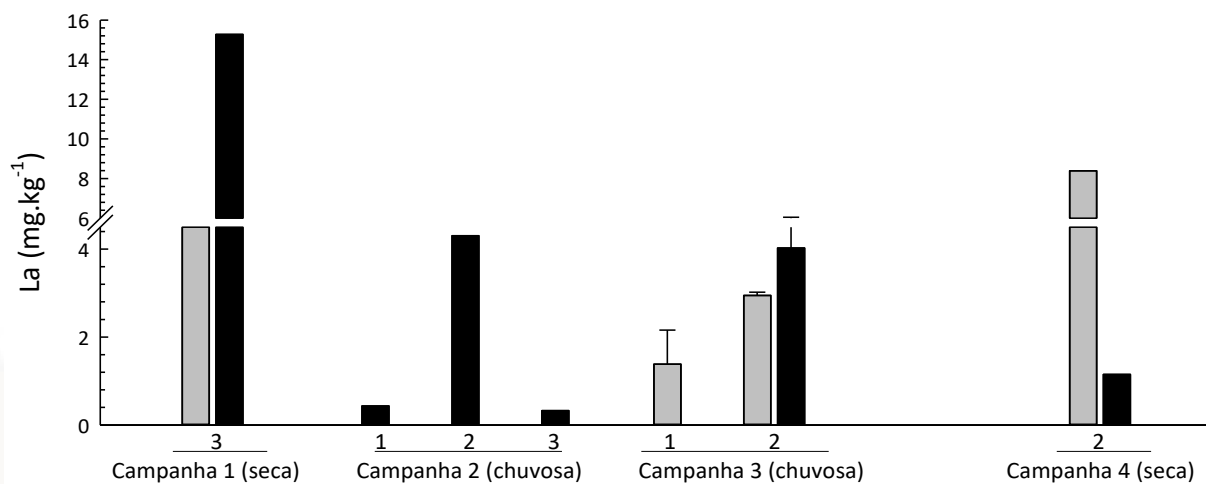
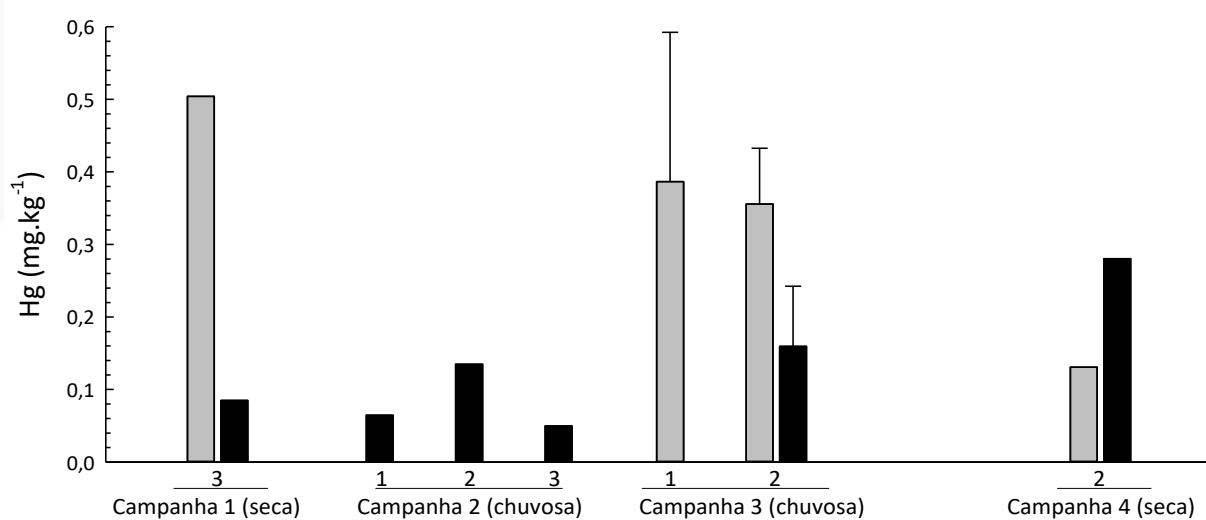
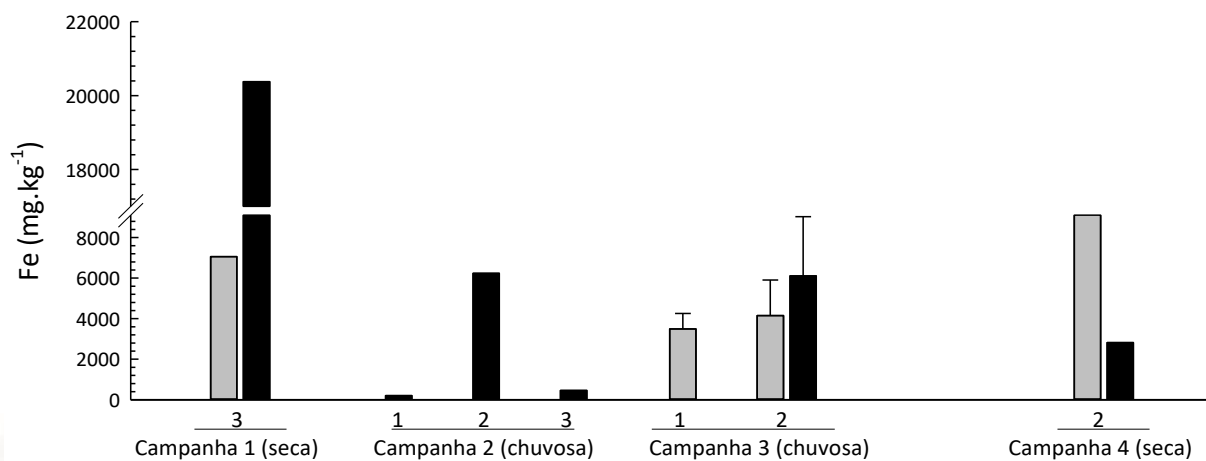
A análise da concentração de EPTs em fezes foi realizada apenas para o agrupamento de todos os indivíduos, uma vez que todos os animais que defecaram durante as amostragens apresentavam hábito alimentar onívoro e pertenciam, na grande maioria, a família Didelphidae. No entanto, nenhuma diferença significativa foi identificada para essa matriz independentemente do ponto (C ou DA), compartimento ou campanha avaliada (Figura 286).

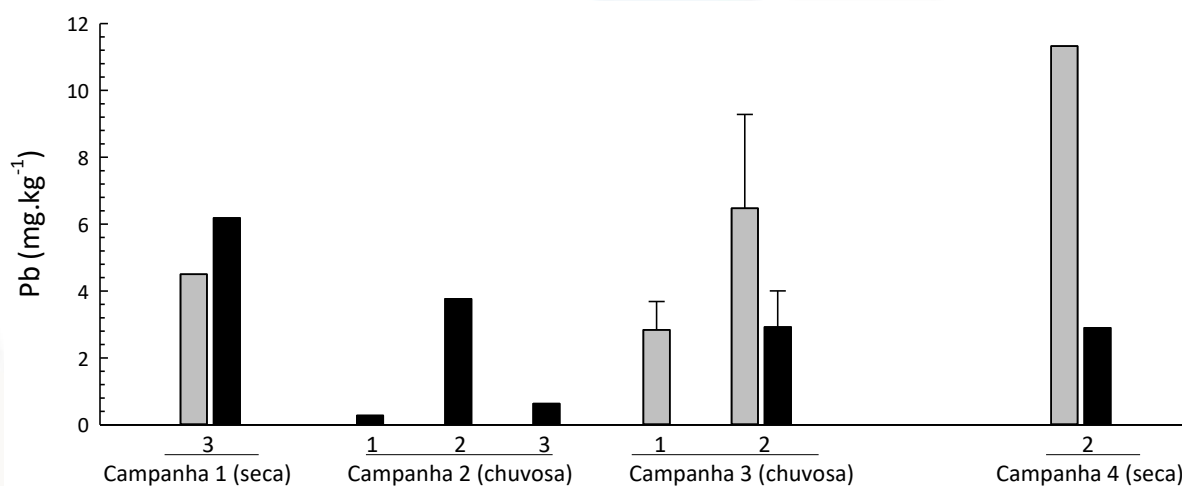
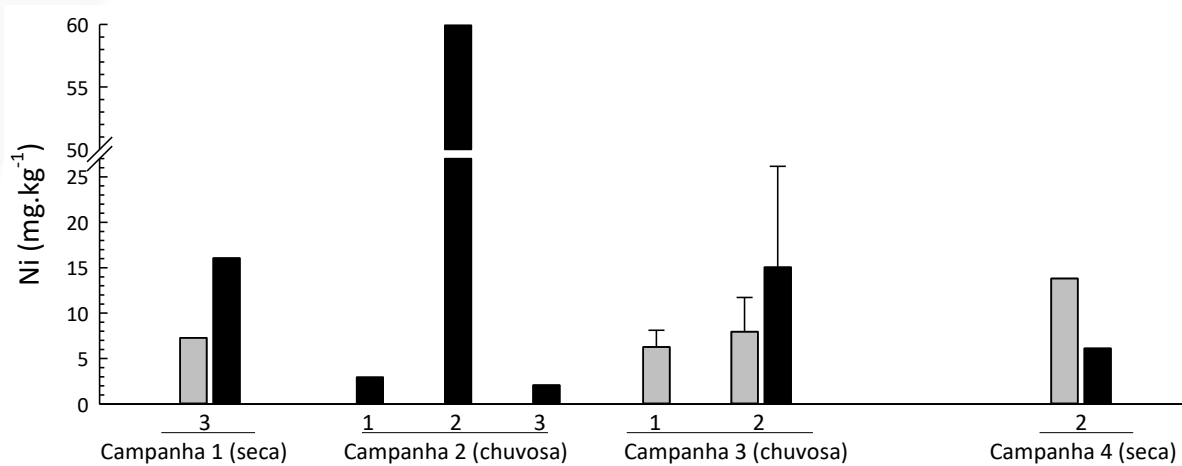
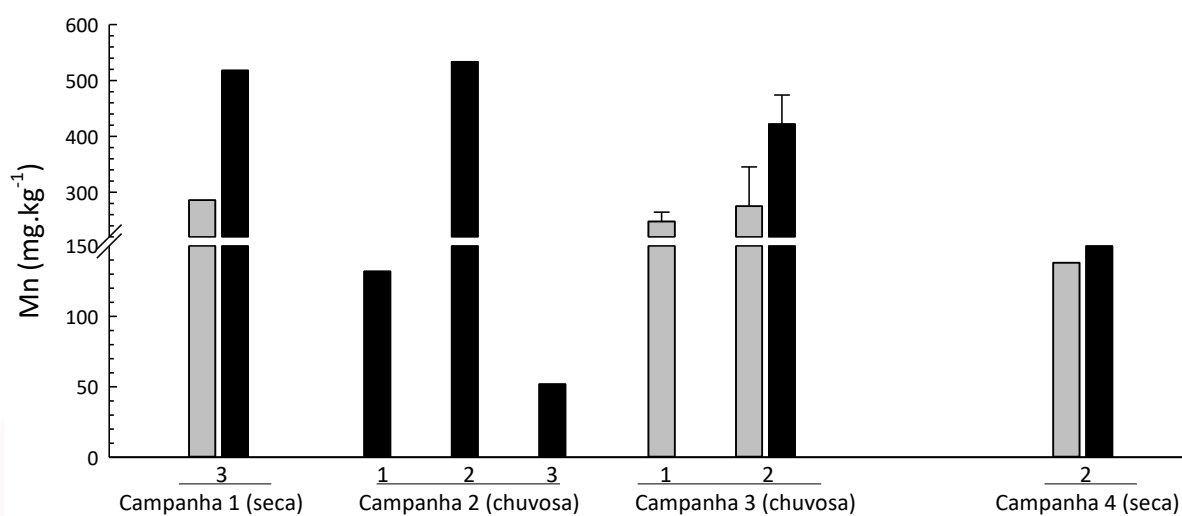
Figura 286. Concentração de EPTs determinados em fezes (mg.kg^{-1}) de exemplares de pequenos mamíferos capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama, nos pontos controle (símbolos cinzas) e dentro da área de passagem e deposição da lama (símbolos pretos) em cada um dos compartimentos (1, 2 e 3) de cada uma das campanhas

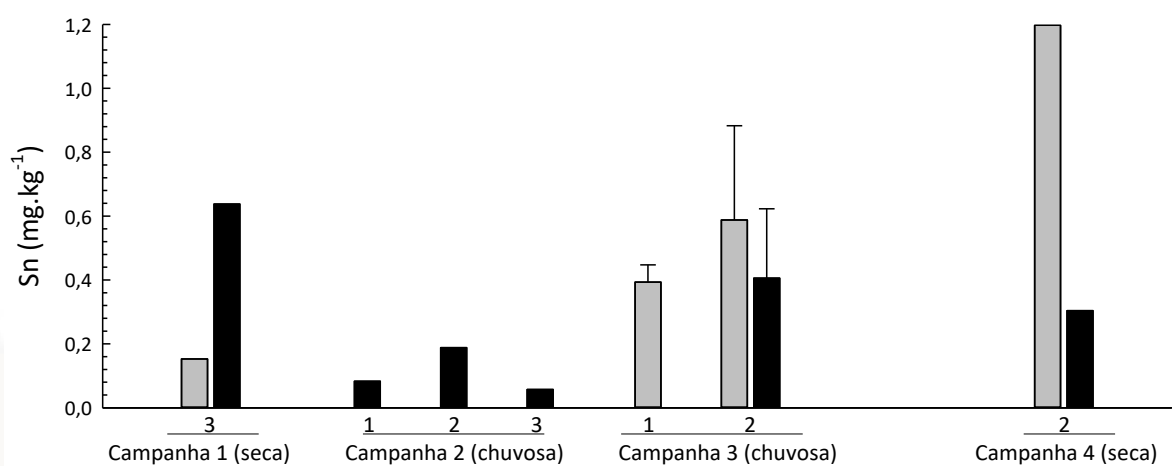
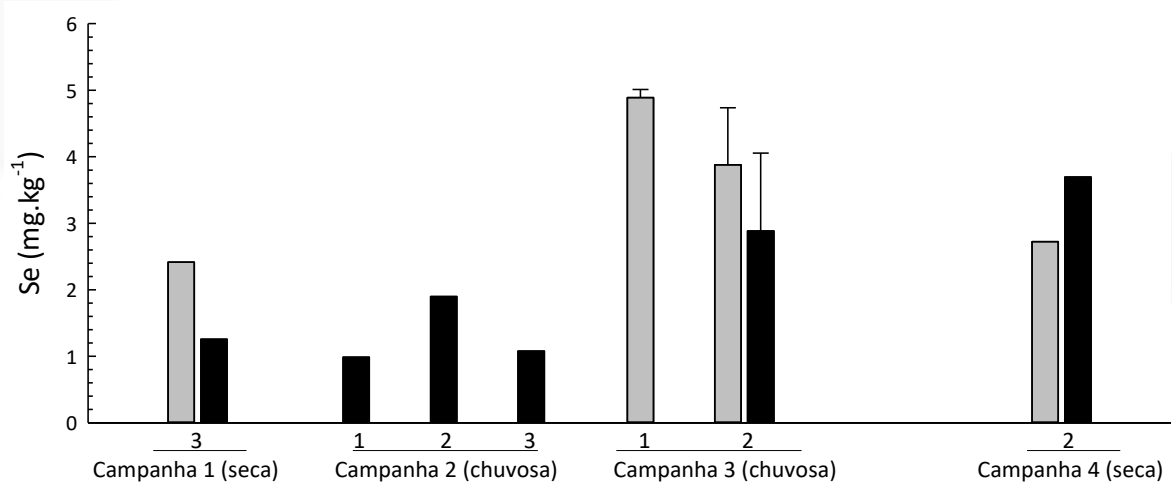
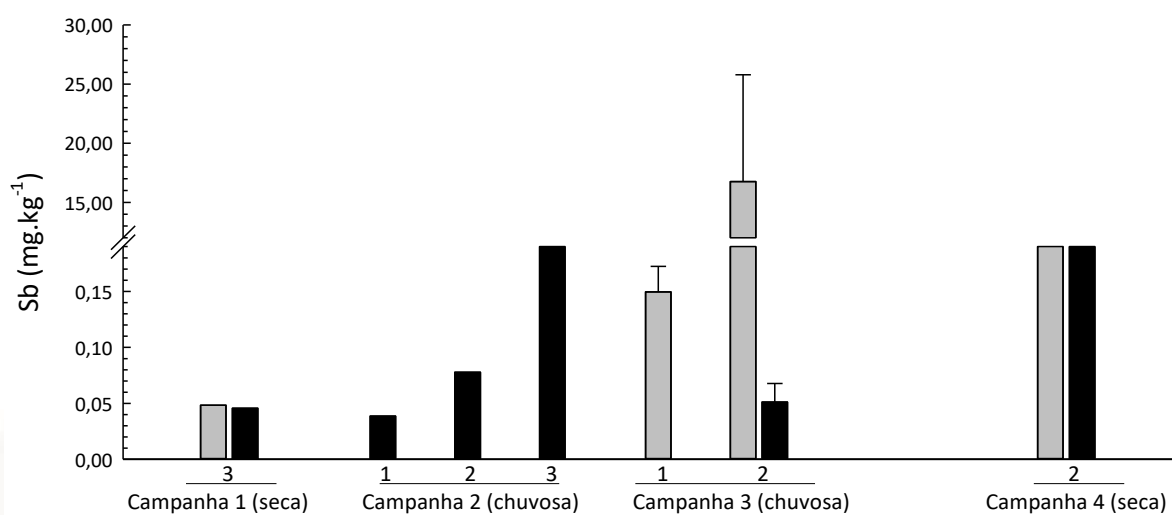


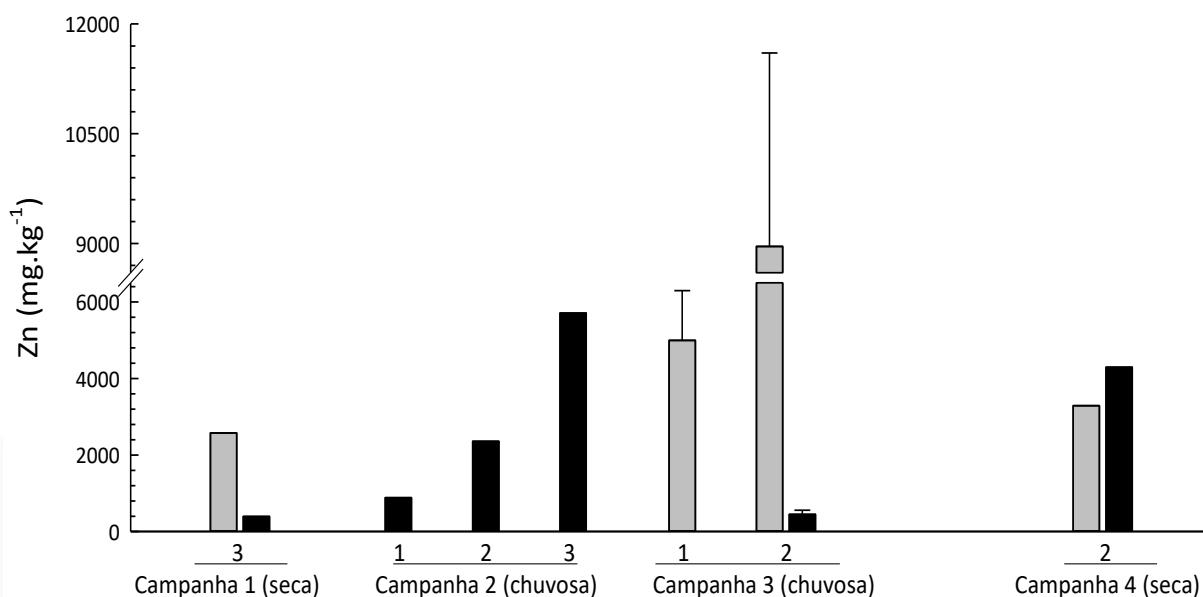












Discussão

Elementos potencialmente tóxicos (EPTs) são onipresentes nos diferentes sistemas ambientais. No entanto, as atividades antrópicas têm contribuído para ampliação da disponibilidade desses elementos, bem como para a exposição da biota à mistura complexa dos mesmos (NRIAGU, 1990; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; PEREIRA et al., 2006; MUNIZ; OLIVEIRA-FILHO, 2006; MARQUES et al., 2007; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008; SÁNCHEZ-CHARDI et al., 2009; SÁNCHEZ-CHARDI; OLIVEIRA RIBEIRO; NADAL, 2009; NIKINMAA, 2014; YANCHEVA et al., 2015; SOUZA-BASTOS et al., 2017; GREEFF, 2018). A magnitude e a importância da mineração na área de estudo, por exemplo, é historicamente reconhecida como sendo um grande fator contribuinte à contaminação local (RAMOS, 2005; LOTTERMOSER, 2010 *apud* GUERRA et al., 2017; RHODES, 2010; SILVA, 2010; HORA et al., 2012; RODRIGUES et al., 2014; IBAMA, 2015; POEMAS, 2015; LIMA, 2016; SEGURA et al., 2016; HATJE et al., 2017; MAIA, 2017; UFVJM, 2017; MACHADO et al., 2020).

Não obstante, no dia 05 de novembro de 2015, com o rompimento da barragem de Fundão, 44,4 hm³ de rejeito de mineração (minério de ferro) foram despejados ao longo de toda a extensão do rio Doce (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020b). A força e a velocidade da onda de lama causaram erosão nas margens dos rios, revolvimento/remobilização e carregamento dos sedimentos, bem como ressuspensão de EPTs e outros contaminantes presentes nos sedimentos, solo dos cursos d'água e áreas afetadas, resultando em uma mistura complexa de contaminantes que atingiram não somente o ambiente aquático dulcícola, mas também, os ambientes terrestre, estuarino e marinho integrantes da bacia do rio Doce (IBAMA, 2015; ICMBio, 2015; POEMAS, 2015; DEAMB/SEMAD/SISEMA, 2016; FELIPPE et al., 2016; FERNANDES et al., 2016; GOLDER ASSOCIATES, 2016a; SAMARCO, 2016; SEDRU, 2016; SEGURA et al., 2016; SILVA et al., 2016; UFES, 2016a; b; VARGAS et al., 2016; CARMO et al., 2017;

GUERRA et al., 2017; HATJE et al., 2017; LEONARDO et al., 2017; MAIA, 2017; SARTORI et al., 2017; UFES, 2017; UFVJM, 2017), aumentando, assim, a biodisponibilidade de EPTs e consequentemente os riscos ecológicos para o ecossistema (MARQUES et al., 2007; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007a; b; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2008; PETKOVŠEK; KOPUŠAR; KRYŠTUFK, 2014; POWELL, 2017; GREEFF, 2018; BAIG, 2019).

EPTs são muito persistentes no meio ambiente, deste modo, populações de animais silvestres residentes em locais poluídos estão expostas a esses elementos, assim como aos danos que os mesmos podem causar. É muito bem documentado na literatura que animais que vivem em ambientes quimicamente poluídos irão, cedo ou tarde, bioconcentrar/bioacumular parte destes poluentes (PEREIRA et al., 2006; MUNIZ; OLIVEIRA-FILHO, 2006; MARQUES et al., 2007; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007a; b; SÁNCHEZ-CHARDI et al., 2008; WIJNHOFEN et al., 2008; SÁNCHEZ-CHARDI et al., 2009; SÁNCHEZ-CHARDI; OLIVEIRA RIBEIRO; NADAL, 2009; FRITSCH et al., 2010; TÊTE et al., 2015; ICMBio, 2016d; KHAZAEI et al., 2016; POWELL, 2017; BAIG, 2019; DI MARZIO et al., 2019). Assim, embora muitos desses EPTs sejam necessários para ao funcionamento normal do organismo, a exposição a elevadas concentrações e/ou doses prolongadas podem afetar os sistemas biológicos em todos os níveis da organização, ou seja, de moléculas aos ecossistemas. Os efeitos agudos destes elementos ocorrem rapidamente, são claramente definidos, geralmente fatais e raramente reversíveis. Os efeitos crônicos ou subletais ocorrem ao longo do tempo e são variáveis ao comportamento dos poluentes ou a mistura dos mesmos nos ecossistemas, bem como dependentes da interação desses com fatores bióticos (estado nutricional, idade, gênero, entre outros) e componentes abióticos, os quais podem minimizar ou maximizar a biodisponibilidade e os efeitos desses poluentes (e.g., VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; MARQUES et al., 2007; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007a; b; GONZÁLEZ et al., 2008; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008; WIJNHOFEN et al., 2008; SÁNCHEZ-CHARDI et al., 2009; SÁNCHEZ-CHARDI; OLIVEIRA RIBEIRO; NADAL, 2009; FRITSCH et al., 2010; WOOD; 2012; NIKINMAA, 2014; TÊTE et al., 2015; KHAZAEI et al., 2016; POWELL, 2017; BAIG, 2019; LIU et al., 2020). Muitos destes EPTs podem atingir elevadas concentrações ao longo dos níveis da cadeia trófica, onde animais que se posicionam no topo dessa apresentam concentrações mais elevadas e tóxicas destes elementos (e.g., VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; MARQUES et al., 2007; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007a; b; GONZÁLEZ et al., 2008; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008; SÁNCHEZ-CHARDI et al., 2008; WIJNHOFEN et al., 2008; SÁNCHEZ-CHARDI et al., 2009; SÁNCHEZ-CHARDI; OLIVEIRA RIBEIRO; NADAL, 2009; FRITSCH et al., 2010; WOOD; 2012; NIKINMAA, 2014; TÊTE et al., 2015; POWELL, 2017; BAIG, 2019; LIU et al., 2020; MACHADO et al., 2020).

Pequenos mamíferos silvestres têm sido amplamente utilizados como bioindicadores da poluição por EPTs em ambientes terrestres, pois, representam um grupo muito diverso, de ampla distribuição geográfica, de ciclo de vida relativamente longo, área de vida limitada, altas taxas

reprodutivas e metabólicas, fácil captura, com representantes que ocupam vários níveis da cadeia trófica e, especialmente, por compartilhar características fisiológicas muito similares a dos seres humanos (PEREIRA et al., 2006; MARQUES et al., 2007; SÁNCHEZ-CHARDI et al., 2008; BRAIT; FILHO; FURTADO, 2009; SÁNCHEZ-CHARDI et al., 2009; PETKOVŠEK; KOPUŠAR; KRYŠTUFEK, 2014; KHAZAEI et al., 2016; CARPENÈ; ANDREANI; ISANI, 2017; DI MARZIO et al., 2019; FARIA; KAIZER, 2020; MACHADO et al., 2020). É importante mencionar, ainda, que pequenos mamíferos são presas de pássaros e outros mamíferos de maior porte, deste modo, constituem um elo importante para a distribuição de EPTs nas cadeias alimentares (SÁNCHEZ-CHARDI et al., 2008; PETKOVŠEK; KOPUŠAR; KRYŠTUFEK, 2014; POWELL, 2017; MACHADO et al., 2020).

A análise das concentrações de EPTs nos diferentes tecidos desses organismos tem contribuído, satisfatoriamente, para a avaliação da ocorrência, extensão, disponibilidade e danos ao meio ambiente, sendo vários os estudos que utilizaram essa abordagem (e.g., PEREIRA et al., 2006; MARQUES et al., 2007; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007a; b; GONZÁLEZ et al., 2008; SÁNCHEZ-CHARDI et al., 2008; WIJNHOFEN et al., 2008; SÁNCHEZ-CHARDI et al., 2009; SÁNCHEZ-CHARDI; OLIVEIRA RIBEIRO; NADAL, 2009; FRITSCH et al., 2010; PETKOVŠEK; KOPUŠAR; KRYŠTUFEK, 2014; TÊTE et al., 2015; KHAZAEI et al., 2016; MACHADO et al., 2020). Esses estudos têm demonstrado que pequenos mamíferos absorvem EPTs de diferentes formas (inalação, ingestão de água, alimento, contaminação dérmica, etc.), no entanto, a principal rota de contaminação é através ingestão, tanto de água quanto de alimento (PEREIRA et al., 2006; MARQUES et al., 2007; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007a; b; GONZÁLEZ et al., 2008; SÁNCHEZ-CHARDI et al., 2009; SÁNCHEZ-CHARDI; OLIVEIRA RIBEIRO; NADAL, 2009; PETKOVŠEK; KOPUŠAR; KRYŠTUFEK, 2014; TÊTE et al., 2015; KHAZAEI et al., 2016; POWELL, 2017; GREEFF, 2018; LIU et al., 2020; MACHADO et al., 2020). Assim, os primeiros sistemas a sofrerem os efeitos da presença desses elementos no organismo são os sistemas hepático e o renal. Esses, diante da sobrecarga ou da ocorrência de dano em suas células, alteram suas funções metabólicas, comprometendo processos de biotransformação e excreção, bem como facilitando a bioacumulação e a afetação de outros órgãos e tecidos, como sangue, gônadas, baço, pulmão, cérebro e ossos (ANDREWS; JOHNSON; COOKE, 1984; PEREIRA et al., 2006; MARQUES et al., 2007; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007a; b; GONZÁLEZ et al., 2008; WIJNHOFEN et al., 2008; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2009; SÁNCHEZ-CHARDI; OLIVEIRA RIBEIRO; NADAL, 2009; FRITSCH et al., 2010; PETKOVŠEK; KOPUŠAR; KRYŠTUFEK, 2014; TÊTE et al., 2015; MACHADO et al., 2020). Os danos causados por EPTs a estes organismos incluem: indução de estresse oxidativo, danos a lipídios, proteínas e ácidos nucleicos, danos genéticos (má-formações; mutações), apoptose, processos necrosantes, carcinogênese, neurotoxicidade, alteração em transportadores de membranas e metabolismo de lipídios e proteínas, alterações hematológicas, lesões renais, nefropatias, alterações em processos reprodutivos e hematopoiéticos, no desenvolvimento, no sistema imune, no *fitness* e na expectativa de vida (PEREIRA

et al., 2006; MARQUES et al., 2007; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007a; b; GONZÁLEZ et al., 2008; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2009; SÁNCHEZ-CHARDI; OLIVEIRA RIBEIRO; NADAL, 2009; TÊTE et al., 2015; POWELL, 2017; GREEFF, 2018; BAIG, 2019; LIU et al., 2020)

É crescente utilização de mamíferos em estudos ambientais, os quais cada vez mais, devido a aspectos éticos, protetivos e legislativos, passaram a empregar metodologias de obtenção de amostras minimamente ou não invasivas, tais como análises em amostras de sangue, fezes, urina, pelos e pele (FERREIRA, 2003; FOSSI et al., 2004; BRAIT; FILHO; FURTADO, 2009; ANZOLIN, 2011; DEBÉN et al., 2012; GUPTA; BAKRE, 2013; LODENIUS; SOLONEN, 2013; ESTRADA-GUERRERO; SOLER-TOVAR, 2014; TÊTE et al., 2015; KHAZAEI et al., 2016; WEIJS; ZACCARONI, 2016; DI MARZIO et al., 2019; LIU et al., 2020). Por ser o responsável pelo transporte de substâncias por todo o organismo e pelo contato direto com todos os órgãos e tecidos, o sangue é uma das matrizes mais utilizadas. Além disso, eritrócitos são reconhecidos por sequestrar EPTs, provavelmente como um mecanismo que evita o acúmulo destes em outros tecidos. Deste modo, o sangue funciona como indicador dos elementos, transientes e persistentes no organismo, os quais são capazes de prejudicar funções orgânicas essenciais à sobrevivência (BURGER et al., 2005; TÊTE et al., 2015; FLACHE et al., 2018; HILL; SCHOEMAN; VOSLOO, 2018; BUENFIL-ROJAS et al., 2020; LIU et al., 2020).

A avaliação da concentração de EPTs em pelos também vem sendo muito utilizada, pois, trata-se de um material de fácil amostragem, que não requer condições muito específicas e custosas de armazenamento e que possui queratina em sua matriz, a qual tem elevada capacidade de ligação com elementos metálicos. Além disso, os organismos normalmente excretam elementos em excesso por meio destas estruturas, refletindo não somente as concentrações de EPTs na corrente sanguínea, que está intimamente em contato com a raiz dos pelos, como também a disponibilidade de elementos no habitat, os quais são absorvidos à medida que estes crescem. A análise dos pelos pode, ainda, fornecer informações confiáveis sobre a exposição a elementos não essenciais acumulados em órgãos como rins, fígado, músculo, estômago e ossos (PEREIRA et al., 2006; FLACHE et al., 2015; 2016; HERNOUT et al., 2016; KHAZAEI et al., 2016; FERRANTE et al., 2018; FLACHE et al., 2018; HILL; SCHOEMAN; VOSLOO, 2018; HEIKER; ADAMS; RAMOS, 2018; MINA et al., 2019; BENVINDO-SOUZA et al., 2020; LIU et al., 2020; RAMOS; MEDELLIN; MORTON-BERMEA, 2020; TOUSSAINT; TAYLOR; BARNHOORN, 2020; PULSCHER et al., 2021; TIMOFIEIEVA et al., 2021).

Além dessas matrizes, o material fecal também tem sido considerado uma excelente alternativa, pois, além da facilidade na obtenção da amostra e disponibilidade durante todo o ano, representa a concentração de elementos proveniente de diferentes vias de exposição (e.g., inalação, exposição dérmica, ingestão) (POKORNY et al., 2004; ZOCHE et al., 2010; GUPTA; BAKRE, 2012; 2013; GUPTA, 2013; SYED et al., 2017; HERNDON; WHITESIDE, 2019; HOUCHENS, 2020; RODRÍGUEZ-ESTIVAL; ORTIZ-SANTALIESTRA; MATEO, 2020). No que diz respeito a rota de contaminação por ingestão é

importante mencionar que as concentrações de metais disponíveis nas fezes estão relacionadas ao que foi mais recentemente ingerido, mas, não absorvido, assim como não reflete o que foi metabolizado e excretado pela bile. Contudo, apesar de não refletir com precisão o quanto foi absorvido pelo organismo reflete a distribuição, biodisponibilidade dos elementos analisados e os riscos à saúde animal sendo, assim, considerada uma ferramenta confiável e que permite a obtenção de uma série de informações ecológicas (POKORNY et al., 2004; GUPTA, 2012; GUPTA; BAKRE, 2012; 2103; GUPTA, 2013; ROGEMAN et al., 2013; ZUKAL; PIKULA; BANDOUCHOVA, 2015; SYED et al., 2017; HERNDON; WHITESIDE, 2019; ORTIZ-SANTALIESTRA et al., 2019; HOUCHESS, 2020; RODRÍGUEZ-ESTIVAL; ORTIZ-SANTALIESTRA; MATEO, 2020).

Diante do exposto, o presente estudo objetivou avaliar o nível de contaminação e o grau de afetação de pequenos mamíferos silvestres, capturados ao longo de toda a extensão do rio Doce, através da análise de amostras de sangue, pelos e fezes. Porém, embora as fezes sejam reconhecidas como uma boa matriz biológica para avaliação de exposição a EPTs, o número de amostras obtidas no presente estudo (apenas 15) ao longo de todas as campanhas não permitiu que nenhuma interpretação dos dados fosse realizada. Assim, os resultados discutidos correspondem aos obtidos com a análise das matrizes sangue e pelos. A análise dessas matrizes permitiu identificar que todos os animais capturados foram, de alguma forma, afetados pela ocorrência do desastre. Os animais capturados no ponto C apresentaram maior osmolalidade e concentrações de Na^+ , Cl^- , maior disponibilidade de glicose plasmática, ativação das enzimas SOD e GPx, aumento na concentração de metalotioneína, LPO e danos ao DNA, além de dez elementos (As, Ba, Cd, Ce, Cr, Cu, Fe, Hg, Sb e Sn) em maiores concentrações em hemolisado sanguíneo quando comparados aos animais capturados no ponto DA. Essas respostas, embora denotem contaminação, são condizentes a ativação dos sistemas responsáveis pela osmorregulação, pela defesa ao estresse oxidativo e, consequentemente, pela manutenção da homeostasia. Aumento nos níveis de metalotioneínas (MTs) e ativação das enzimas SOD e GPx, por exemplo, são respostas esperadas em animais expostos a EPTs como forma de proteção aos danos oxidativos decorrentes desses (e.g., VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; PEREIRA et al., 2006; MARQUES et al., 2007; LINDE ARIAS; SANTOS, 2008; COGO et al., 2009; BARBOSA et al., 2010; FRITSCH et al., 2010). Além disso, segundo Sánchez-Chardi et al. (2007) elevadas concentrações de EPTs em sangue está relacionado, ao menos em parte, às funções de desintoxicação, uma vez que os eritrócitos são reconhecidos por sequestrar EPTs, provavelmente como um mecanismo que evita o acúmulo destes em outros tecidos (BURGER et al., 2005; FLACHE et al., 2018; HILL; SCHOEMAN; VOSLOO, 2018; BUENFIL-ROJAS et al., 2020).

É importante mencionar, que as maiores alterações nas respostas dos animais capturados no ponto C ocorreram no compartimento 2 durante a campanha 3. Esse compartimento é parte integrante do que corresponde a uma área reconhecidamente contaminada, devido não somente a

atividade extrativo-mineral como a presença de outras fontes de contaminação antrópica (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020b). Assim, como essa campanha ocorreu em uma estação chuvosa, de elevado índice pluviométrico, esses resultados podem indicar aumento na biodisponibilidade de EPTs presentes nas áreas amostradas, em decorrência da mobilização de elementos previamente existentes na região ou dos carreados de localidades mais poluídas para as áreas ocupadas por estes animais. Além disso, não é possível descartar a hipótese de que os animais capturados nas áreas próximas da APDL (DA) tenham recentemente colonizado esses locais e, portanto, apresentem menor nível de contaminação. Sob essa hipótese, é importante mencionar que os sítios C apresentaram maior abundância e riqueza do que os sítios DA, independentemente do compartimento avaliado (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d). Do mesmo modo, não se pode descartar a possibilidade de que animais capturados nos pontos C sejam provenientes dos pontos DA, uma vez que a espécie mais capturada (*D. aurita*) é muito vágil, anda cerca 1.868 m²/dia, (APRÍGIO-ASSIS, 2011) e os pontos C estão relativamente próximos das áreas afetadas pela passagem da onda de lama (ver metodologia descrita em BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d). Essa hipótese é sustentada pelos resultados de Ardente et al. (2016), os quais sugeriram que a elevada diversidade e abundância encontrada em locais distantes da área de mineração tem relação com a fuga de espécies das áreas degradadas para áreas mais preservadas, provavelmente devido à remoção de vegetação, poluição da água e do ar que podem afetar diretamente as comunidades locais.

Os animais capturados nos pontos DA, por sua vez, apresentaram redução na osmolalidade; alterações nas concentrações iônicas (menores concentrações de Na⁺ e Cl⁻ e maiores concentrações de K⁺ e Mg²⁺); maior gasto energético (redução de glicose com aumento na concentração de lactato e proteína plasmática); inibição das respostas dos sistemas antioxidantes e de biotransformação, além de apresentar cinco elementos (Al, Ce, Pb, Se e Zn) em concentrações superiores nos pelos quando comparados aos animais capturados nos pontos C. As alterações manifestadas pelos animais capturados nos pontos DA indicam maior afetação dessas localidades, bem como desses animais, uma vez que essas alterações não ocorreram em compartimentos ou campanhas específicas. Vários são os parâmetros plasmáticos que funcionam como indicativos de patologias em tecidos e células de animais afetados pela exposição a metais (EISLER, 1985; MARQUES et al., 2007; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2009), dentre eles, o aumento nas concentrações de Mg²⁺ e K⁺, normalmente associado a insuficiência renal, visto que os níveis adequados destes elementos são mantidos pelos rins (e.g., BEYENBACH et al., 1993; NADLER; RUDE, 1995; BEYENBACH et al., 1997; WEINER; WINGO, 1998; BURTON, 2001; DRUEKE; LACOUR, 2004; EVANS; GREEBERG, 2005; LINAS, 2009). Os rins são apontados como um dos órgãos mais rapidamente afetados por EPTs, nos quais uma série de alterações foram identificadas em pequenos mamíferos selvagens capturados em áreas poluídas (ANDREWS; JOHNSONT; COOKE, 1984; PEREIRA et al., 2006; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007; SÁNCHEZ-

CHARDI et al. 2009; SÁNCHEZ-CHARDI; OLIVEIRA RIBEIRO; NADAL, 2009; GREEFF, 2018). O mau funcionamento dos rins prejudica a reabsorção de cloreto de sódio (NaCl), açúcares, aminoácidos, além da manutenção do equilíbrio ácido-base. Prejudica, ainda, o transporte ativo secundário de cloreto, o qual é dependente dos gradientes de sódio gerados pela $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$, enzima que também apresenta extrema importância na regulação dos níveis de potássio nas células (CLIFF et al., 1986; BEYENBACH et al., 1995; JOBLING, 1995; NADLER; RUDE, 1995; BEYENBACH et al., 1997; WEINER; WINGO, 1998; BURTON, 2001; DRUEKE; LACOUR, 2004; EVANS; GREEBERG, 2005; LINAS, 2009). É importante mencionar que nenhuma avaliação específica foi realizada nos rins dos animais durante o presente estudo, portanto, a hipótese para a origem dos danos identificados nesses animais é baseada, exclusivamente, no observado através das determinações realizadas em plasma e em hemolisado sanguíneo, as quais são bastante compatíveis a danos nesse órgão e, conseqüentemente, a uma série de outras conseqüências negativas que o comprometimento desse pode causar aos animais.

Pequenos mamíferos apresentam diferenças quanto a sensibilidade à poluição causada por EPTs (MARQUES et al., 2007; GONZÁLEZ et al., 2008; WIJNHOFEN et al., 2008; FRITSCH et al., 2010). De fato, os presentes resultados demonstraram elevada variabilidade inter e intraespecífica tanto nas respostas fisiológicas e bioquímicas quanto nas concentrações dos elementos avaliados. Situação similar tem sido relatada por diferentes estudos com animais silvestres, pois, vários são os fatores bióticos e abióticos que interferem sobre as respostas dos organismos frente a exposição por diferentes contaminantes (PEREIRA et al., 2006; MARQUES et al., 2007; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007a; b; GONZÁLEZ et al., 2008; WIJNHOFEN et al., 2008; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2009; SÁNCHEZ-CHARDI; OLIVEIRA RIBEIRO; NADAL, 2009; FRITSCH et al., 2010; TÊTE et al., 2015). Porém, segundo Marques et al. (2007) elevada variabilidade nos dados é comum a pequenos mamíferos que habitam ambientes de baixa qualidade. Além da variabilidade nos dados, a baixa representatividade das amostras em cada um dos pontos e compartimentos dificultou a realização dos testes estatísticos e, conseqüentemente, a identificação de diferenças entre as comparações realizadas. No entanto, mesmo com essas limitações, as respostas fisiológicas, bioquímicas e as concentrações de EPTs apresentadas por todos os animais e por aqueles pertencentes a família Didelphidae e hábito alimentar omnívoro foram, assim como esperado, muito similares entre elas, pois, a maior representatividade dentre os resultados está, justamente, nesta família e hábito alimentar. Ainda, o refinamento dos resultados pela aproximação das respostas dos indivíduos em grupos pertencentes a uma mesma família ou com o mesmo hábito alimentar fez com que alguns danos ficassem mais evidentes, especialmente, nos animais capturados nos pontos DA e, inclusive, para os animais pertencentes a família Cricetidae, muito provavelmente em decorrência do aumento do número de amostras em um mesmo ponto. As principais diferenças identificadas nesses agrupamentos foram, por exemplo, para a família Cricetidae maior concentração de GSH e LPO em animais capturados no ponto DA do compartimento 1 durante as campanhas 1 e 3 e

maior atividade de CAT e SOD em animais capturados no ponto DA dos compartimentos 1 e 2 durante a campanha 2; para a família Didelphidae ocorrência da peroxidação lipídica (LPO) em animais capturados no ponto DA do compartimento 1 durante a campanha 3 e maior concentração de Mg^{2+} e K^+ em animais capturados no ponto DA do compartimento 2 durante a campanha 3 e, para o agrupamento pelo hábito alimentar omnívoro maior CAT e LPO em animais capturados no ponto DA do compartimento 1 durante a campanha 3, além de maiores concentrações de Al, Ce, Se e Zn em pelos de animais capturados no ponto DA do compartimento 1 durante a campanha 1 e, de Pb em pelos de animais capturados no ponto DA do compartimento 2 durante a campanha 3. Chama-se a atenção para a influência do desastre sobre os animais capturados no ponto DA, uma vez que muitas alterações manifestadas por esses organismos ocorreram no compartimento 1 durante as campanhas 1 e 3, enquanto poucas alterações foram identificadas nos organismos capturados no ponto C desse mesmo compartimento e campanhas.

Além dessas alterações reforça-se que a diversidade, abundância e riqueza foram maiores nos pontos C do que nos pontos DA. Algumas espécies como, por exemplo, *Metachirus nudicaudatus*, *Monodelphis americana*, *Oecomys catherinae*, *Oligoryzomys nigripes* e *Thaptomys nigrita* não foram registradas nos sítios DA, o que sugere declínio na qualidade ambiental desses locais, bem como maiores danos aos roedores e marsupiais das áreas mais próximas aos rios afetados BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d). Esses resultados são compatíveis aos encontrados por Ardente et al. (2016), os quais também identificaram maior abundância e diversidade em locais afastados das áreas de mineração e, que também indicam que espécies como *Oecomys* spp. pode desaparecer de locais impactados. Além disso, a ocorrência das espécies como *Nectomys squamipes* (rato-da-água), roedor associado a ambientes aquáticos, e *Rattus rattus* (rato-preto), espécie exótica e indicadora de ambientes antropizados, quase que exclusivamente nos pontos DA é preocupante visto que essas atuam no ciclo de transmissão de algumas doenças, como por exemplo, a esquistossomose e como hospedeiro de *Trypanosoma cruzi* e, portanto, servem de elo entre os ambientes domésticos e silvestres. Ainda, uma vez que o desastre levou a alterações nos habitats, há elevada possibilidade da redução da fauna nativa com consequente expansão de espécies exóticas como, por exemplo, *Rattus rattus*, magnificando efeitos sobre a biodiversidade enquanto competidor e vetor de doenças (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d; FARIA; KAIZER, 2020), exatamente como descrito por Powell (2017), o qual relatou que a destruição de habitat por atividades de mineração facilitou a colonização por espécies não nativas, como camundongos domésticos (*Mus musculus*) e ratos (*Rattus* spp.) e, como descrito por Ardente et al. (2016) e Faria e Kaizer (2020) que identificaram que habitats impactados são abundantemente ocupados por espécies mais generalistas e pouco habitados por espécies especialistas.

Efeitos diretos (influência na saúde) ou indiretos (má qualidade do habitat e baixa disponibilidade de recursos) já haviam sido apontados como prejuízos decorrentes da contaminação ambiental às populações de pequenos mamíferos (SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007a; b; SÁNCHEZ-CHARDI et al., 2009; FRITSCH et al., 2010; GREEFF, 2018), especialmente em áreas próximas de mineração ou de minas de mineração desativadas (PEREIRA et al., 2006; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007a; b; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2008; ARDENTE et al., 2016; KHAZAEI et al., 2016; POWELL, 2017; GREEFF, 2018; BAIG, 2019). Alterações no hábitat, como a fragmentação, interrompem os padrões de deslocamento, de distribuição e de rotas de migração, diminuem a disponibilidade de recursos alimentares, de locais para reprodução, descanso e proteção e, conseqüentemente, forçam modificações no comportamento e no *fitness* dos organismos (FRITSCH et al., 2010; POWELL, 2017; GREEFF, 2018; BAIG, 2019). Diante dessas condições os animais terão que ajustar suas áreas de vida ou buscar novas áreas para ocupação e, portanto, passarão por processos de competição, tanto por espaço quanto por alimento. Como resultado, a maioria dos organismos ou morrem precocemente ou reduzem, drasticamente, o tamanho populacional, bem como passam a existir em comunidades mais localizadas (ARDENTE et al., 2016; POWELL, 2017; GREEFF, 2018). Nesse sentido, chama-se a atenção para o fato de que a espécie *D. aurita*, a mais abundante no presente estudo, é uma espécie bastante generalista e, que em ambientes fragmentados, tendem a aumentar sua abundância e pressionar outras espécies da comunidade (APRÍGIO-ASSIS, 2011). No entanto, Faria e Kaizer (2020), em levantamento de fauna na região da Mata Atlântica do estado de Minas Gerais, encontraram baixo registro dessa espécie.

Assim como a destruição de habitats, a exposição a EPTs pode levar, ao longo do tempo, a perturbações, modificações ou destruição de respostas individuais (por exemplo, diminuição de expectativa de vida, maior vulnerabilidade a predadores e/ou disfunções na reprodução) ou de interações entre os organismos (como alterações na dinâmica populacional) tornando, assim, determinados ambientes inadequados para a vida selvagem. Nesse sentido, a associação entre esses dois fatores pode comprometer, severamente, o equilíbrio ecossistêmico (SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007a; b; SÁNCHEZ-CHARDI et al., 2009; FRITSCH et al., 2010; POWELL, 2017; GREEFF, 2018; BAIG, 2019). É importante mencionar que tanto a fragmentação quanto a contaminação gerada por atividades de mineração podem levar de décadas a milênios para se recuperar (PEREIRA et al., 2006; POWELL, 2017; GREEFF, 2018) e que contaminação não apresenta significativa redução mesmo após medidas de recuperação ou após inativação das minas de exploração mineral (SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007b; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2008; SÁNCHEZ-CHARDI; OLIVEIRA RIBEIRO; NADAL, 2009; GREEFF, 2018).

Com base nos resultados apresentados os danos foram classificados quanto:

a) Gravidade

Os resultados foram considerados graves, para todos os compartimentos, uma vez que diversos estudos apontam que pequenos mamíferos que vivem em áreas contaminadas por resíduos de mineração acumulam elevadas concentrações de EPTs (PEREIRA et al., 2006; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007a; b; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2008; ARDENTE et al., 2016; KHAZAEI et al., 2016; POWELL, 2017; GREEFF, 2018; BAIG, 2019). Não obstante, fêmeas acumulam maior concentração de EPTs e, durante a gestação e/ou lactação, os transferem para o feto através da placenta e para os filhotes através do leite (SANCHEZ-CHARDI et al., 2007b). Assim, como muitos EPTs já são danosos aos sistemas reprodutivos essa condição pode levar a inviabilidade de desenvolvimento desses organismos. Além disso, como pequenos mamíferos ainda estão expostos a contaminação por esses elementos na área de estudo e, facilmente se contaminam por diferentes vias de exposição (ar, água, alimento, etc), os prejuízos à saúde, ao longo do tempo, podem comprometer, de forma irreversível, não somente esses organismos como suas populações e o equilíbrio de todo o ecossistema.

Ainda, essa gravidade relaciona-se ao fato de que nenhuma espécie de hábito alimentar especialista foi encontrada nos habitats dentro da APDL e, mesmo a espécie generalista mais abundante (*D. aurita*) ao longo das campanhas vem apresentando redução em sua população na região da Mata Atlântica de Minas Gerais (FARIA; KAIZER, 2020). Ressalta-se que essa espécie é endêmica da Floresta Atlântica (APRÍGIO-ASSIS, 2011) e que esse bioma já apresenta elevado grau de ameaça ao equilíbrio ecossistêmico devido sua área encontrar-se altamente reduzida e fragmentada.

Com a passagem da onda de lama houve tanto fragmentação quanto destruição dos habitats desses animais. A fragmentação e destruição do habitat são causas influentes da extinção de espécies em todo o mundo, uma vez que essas condições frequentemente destroem ou deslocam as populações e, conseqüentemente, levam a menor diversidade genética e do fluxo gênico. A menor diversidade genética pode resultar na endogamia das populações, bem como na redução da imunidade e do potencial evolutivo da população. Diante desse contexto, pequenos roedores e marsupiais podem sofrer impactos diretos para a manutenção de populações viáveis e dos processos ecológicos nas comunidades locais.

b) Reversibilidade

Diante do fato de que EPTs apresentam elevada potencialidade tóxica e persistência e que pequenos mamíferos acumulam elevadas concentrações dos mesmos nas diferentes matrizes biológicas (PEREIRA et al., 2006; MUNIZ; OLIVEIRA-FILHO, 2006; MARQUES et al., 2007; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007a; b; SÁNCHEZ-CHARDI et al., 2008; WIJNHOFEN et al., 2008; SÁNCHEZ-CHARDI et al., 2009; SÁNCHEZ-CHARDI; OLIVEIRA RIBEIRO; NADAL, 2009; FRITSCH et al., 2010; TÊTE et al., 2015; ICMBio, 2016d; KHAZAEI et al., 2016; POWELL, 2017; BAIG, 2019; DI MARZIO et al., 2019), os danos

descritos foram considerados irreversíveis. Do mesmo modo, uma vez que os EPTs ainda estão disponíveis no ambiente e, que novos aportes de rejeito na calha do rio Doce continuam a ocorrer, os recursos alimentares desses animais, bem como a água que os mesmos utilizam para dessedentação continuarão sendo contaminados, favorecendo a bioacumulação e biomagnificação nestes animais. Ainda, é importante mencionar que muitos dos efeitos manifestados pelos animais dos pontos DA, especialmente os relacionados com o comprometimento renal, podem inviabilizar processos (por exemplo osmorregulação e equilíbrio ácido-base) essenciais à sobrevivência.

c) Tendência

A tendência dos danos é de aumentar, pois, os contaminantes continuam disponíveis no ambiente. Assim, embora a bioacumulação/biomagnificação ainda não tenha sido confirmada nesses animais, os mesmos correm sérios riscos de sofrerem efeitos ainda mais drásticos, comumente causados por EPTs, especialmente em combinação com as demais condições ambientais. Desse modo, como o ambiente encontra-se bastante deteriorado, esses animais correm sérios riscos de terem processos fisiológicos, bioquímicos e metabólicos prejudicados, tais como: reprodução, imunidade, danos aos ácidos nucleicos e ao sistema nervoso central. É importante mencionar que EPTs e a degradação de habitats contribuem, ainda, para a geração de danos como a morte, declínio populacional e até mesmo perda de biodiversidade. Portanto, como a recuperação tanto de um ambiente fragmentado quanto contaminado pode levar de décadas a milênios para ocorrer (PEREIRA et al., 2006; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2007b; SÁNCHEZ-CHARDI et al. 2008; SÁNCHEZ-CHARDI; OLIVEIRA RIBEIRO; NADAL, 2009; POWELL, 2017; GREEFF, 2018) e, como é certo que os danos ainda não foram cessados, sugere-se o monitoramento contínuo dos aspectos ecológicos, bem como das concentrações de EPTs nesses organismos para melhor acompanhamento dos danos.

3.2.6. MASTOFAUNA TERRESTRE DE MÉDIO E GRANDE PORTE

Quarenta e sete amostras de fezes de médios e grandes mamíferos foram coletadas para a análise de determinação das concentrações de EPTs ao longo das 4 campanhas apresentadas neste relatório. Esse grupo de fauna foi composto por 7 espécies divididas em 5 famílias e 4 hábitos alimentares. As espécies mais representativas foram: *Hydrochoerus hydrochaeris* (capivara; 14 indivíduos), *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato; 11 indivíduos), *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará; 9 indivíduos) e *Lontra longicaudis* (lontra; 9 indivíduos) (Figura 287; Tabela 92).

Assim como nos demais grupos da fauna silvestre abordados até agora, devido ao reduzido número de amostras em cada um dos pontos (C ou DA) e, também, por serem poucas as espécies que ocorrem tanto no ponto C quanto no DA de um mesmo compartimento, optou-se pela junção dos

dados em dois grupos: a) todos os organismos amostrados em um mesmo ponto (C ou DA) em cada um dos compartimentos (1, 2 e 3); b) todos os organismos que apresentam o mesmo hábito alimentar, em um mesmo ponto em cada um dos compartimentos. Essa junção permitiu que tivéssemos um número amostral estatisticamente representativo. Assim, os resultados que serão apresentados representam a presença/ausência de diferenças entre os espécimes da mastofauna que tiveram fezes coletadas no ponto controle (C) em relação ao ponto adjacente da APDL (DA), em cada uma das coletas/estações e em cada um dos compartimentos da bacia hidrográfica do rio Doce. Do mesmo modo, representam as diferenças existentes (ou não) entre as fezes de espécimes da mastofauna de um mesmo ponto (C ou DA) em um mesmo compartimento entre as campanhas e, em um mesmo ponto (C ou DA) dos diferentes compartimentos de uma mesma campanha.

Figura 287. Imagens das espécies mais representativas de médios e grandes mamíferos cujas fezes foram coletadas e destinadas para determinação da concentração de EPTs. A: *Hydrochoerus hydrochaeris*; B: *Cercyon thous*; C: *Chrysocyon brachyurus* e D: *Lontra longicaudis*.



Fonte: A - Stephen Meese (2012), disponível em <https://www.britannica.com/animal/capybara>; B - Mario Jorge Martins (2013), disponível em https://www.flickr.com/photos/mario_martins/9470231100; C - Adriano Gambarini, disponível em Silva et al. (2019); D - Portal da cidade de Foz do Iguaçu (2020), disponível em <https://foz.portaldacidade.com/noticias/cidade/lontra-resgatada-e-a-nova-moradora-do-refugio-bela-vista-em-foz-do-iguacu-3811>

Tabela 92. Descritivo dos espécimes da mastofauna de médio e grande porte que tiveram fezes coletadas para a análise de determinação da concentração de EPTs

	COMPARTIMENTO	U.A	PONTO	ESPÉCIE	FAMÍLIA	HÁBITO ALIMENTAR
CAMPANHA 1 - SECA	1	1	C	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Canidae	Omnívoro
	1	1	C	<i>Cerdocyon thous</i>	Canidae	Omnívoro
	1	1	C	<i>Leopardus sp.</i>	Felidae	Carnívoro
	1	1	C	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Canidae	Omnívoro
	1	1	C	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Canidae	Omnívoro
	1	1	C	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Canidae	Omnívoro
	1	1	DA	<i>Puma concolor</i>	Felidae	Carnívoro
	1	1	DA	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Canidae	Omnívoro
	1	2	DA	<i>Cerdocyon thous</i>	Canidae	Omnívoro
	1	1	DA	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Canidae	Omnívoro
	2	4	C	<i>Cerdocyon thous</i>	Canidae	Omnívoro
	2	4	DA	<i>Leopardus sp.</i>	Felidae	Carnívoro
	2	4	DA	<i>Lontra longicaudis</i>	Mustelidae	Piscívoro
	3	6	C	<i>Cerdocyon thous</i>	Canidae	Omnívoro
	3	6	C	<i>Cerdocyon thous</i>	Canidae	Omnívoro
	3	5	DA	<i>Lontra longicaudis</i>	Mustelidae	Piscívoro
	3	6	DA	<i>Lontra longicaudis</i>	Mustelidae	Piscívoro
	3	6	DA	<i>Cerdocyon thous</i>	Canidae	Omnívoro
	3	5	DA	<i>Procyon cancrivorus</i>	Procyonidae	Carnívoro
	3	6	DA	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hydrocheridae	Herbívoro
	3	6	DA	<i>Lontra longicaudis</i>	Mustelidae	Piscívoro
	3	6	DA	<i>Lontra longicaudis</i>	Mustelidae	Piscívoro
CAMPANHA 2 - CHUVOSA	1	1	C	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Canidae	Omnívoro
	1	1	C	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Canidae	Omnívoro
	1	1	C	<i>Cerdocyon thous</i>	Canidae	Omnívoro
	1	1	C	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Canidae	Omnívoro
	1	1	C	<i>Cerdocyon thous</i>	Canidae	Omnívoro
CAMPANHA 4 - SECA	1	1	C	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hydrocheridae	Herbívoro
	1	1	DA	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hydrocheridae	Herbívoro
	1	1	DA	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hydrocheridae	Herbívoro
	1	2	DA	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hydrocheridae	Herbívoro
	1	1	DA	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hydrocheridae	Herbívoro
	1	1	DA	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hydrocheridae	Herbívoro
	1	2	DA	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hydrocheridae	Herbívoro
	2	3	C	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hydrocheridae	Herbívoro
	2	3	C	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hydrocheridae	Herbívoro
	2	3	C	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hydrocheridae	Herbívoro
	2	4	DA	<i>Lontra longicaudis</i>	Mustelidae	Piscívoro
	2	4	DA	<i>Cerdocyon thous</i>	Canidae	Omnívoro
	2	4	DA	<i>Cerdocyon thous</i>	Canidae	Omnívoro
	3	6	C	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hydrocheridae	Herbívoro
	3	6	C	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hydrocheridae	Herbívoro
	3	6	C	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hydrocheridae	Herbívoro
	3	6	DA	<i>Lontra longicaudis</i>	Mustelidae	Piscívoro
	3	5	DA	<i>Lontra longicaudis</i>	Mustelidae	Piscívoro
	3	6	DA	<i>Lontra longicaudis</i>	Mustelidae	Piscívoro
	3	5	DA	<i>Cerdocyon thous</i>	Canidae	Omnívoro

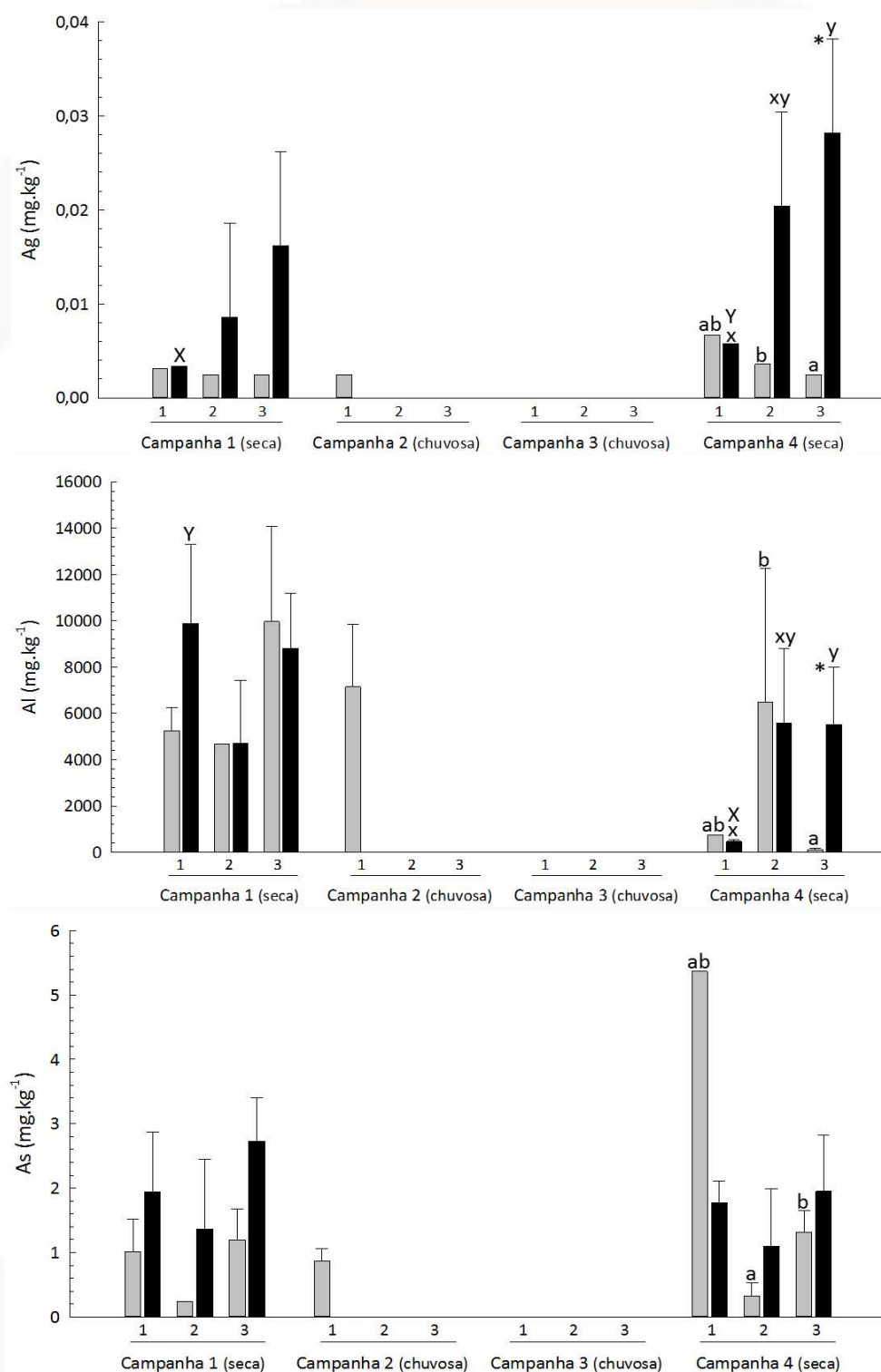
A análise de determinação da concentração dos 19 EPTs foi realizada em amostras de fezes obtidas nos três compartimentos das campanhas 1 e 4 (secas) e no compartimento 1 da campanha 2 (chuvosa). Devido a campanha 3 ter sido a de maior índice pluviométrico não foi possível encontrar material fecal, especialmente, íntegro. Todos os elementos avaliados foram detectados nas amostras, independentemente do agrupamento realizado para a análise dos dados.

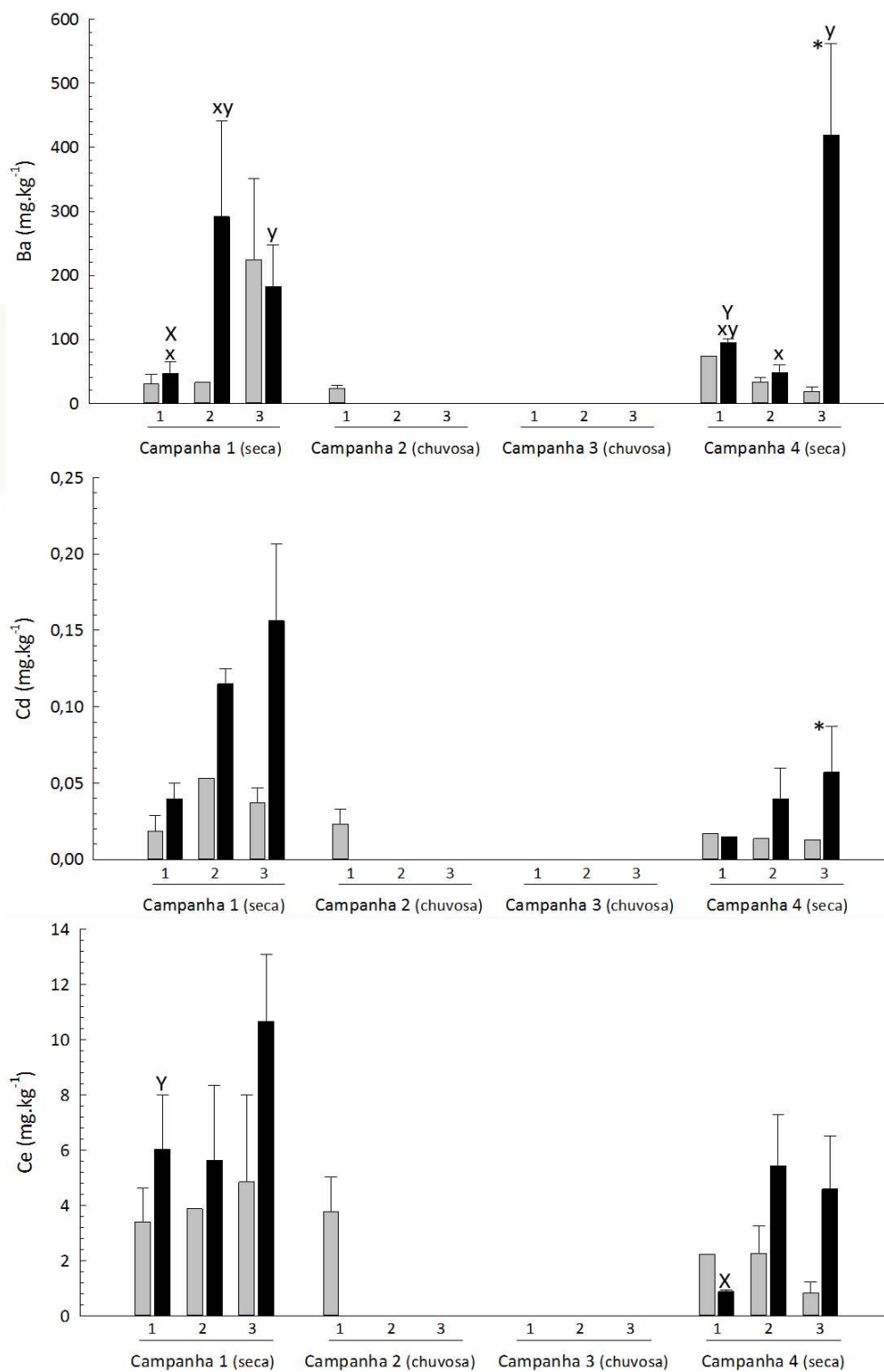
A análise dos resultados das concentrações de EPTs nas fezes de todos os mamíferos de médio e grande porte apontou que, dos 19, oito elementos (Ag, Al, Ba, Cd, Cu, Hg, Se e Zn) foram determinados em concentrações superiores nas fezes obtidas nos pontos adjacentes a APDL (pontos DA) em comparação as obtidas nos pontos controle (C) e, principalmente, no compartimento 3 da campanha 4. O elemento Cu também foi determinado em maiores concentrações nas fezes obtidas no ponto DA, porém, no compartimento 2 da campanha 4, enquanto, o elemento La apresentou concentração superior neste mesmo ponto do compartimento 1 da campanha 1. O único elemento determinado em maior concentração nas fezes obtidas no ponto C foi o Mn e, somente no compartimento 3 da campanha 4 (Figura 288).

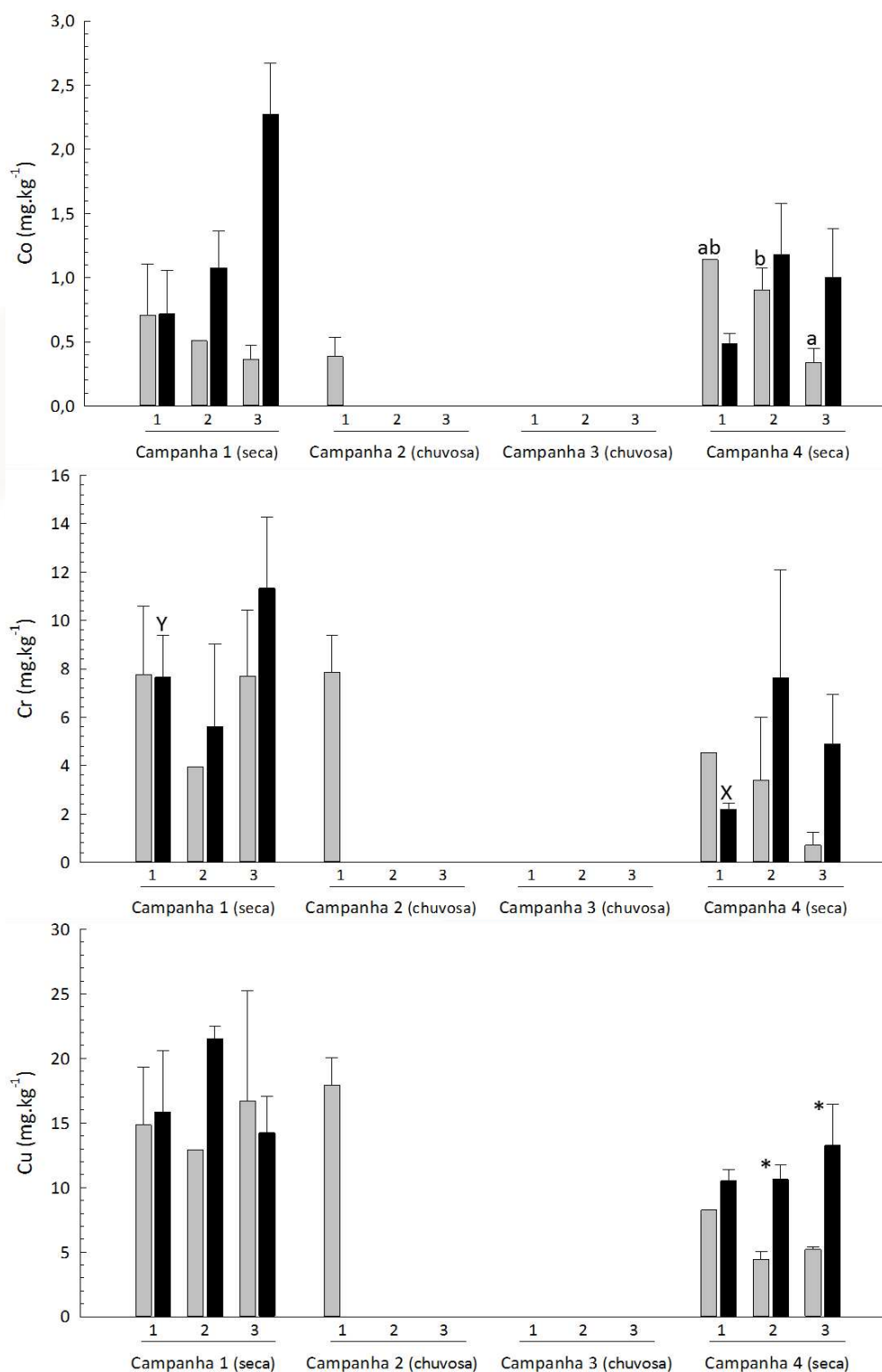
A comparação entre as campanhas só pôde ser realizada entre a 1 e a 4, as quais correspondem a campanhas realizadas no período seco. Nessas campanhas foram identificadas variações nas concentrações de EPTs apenas nas fezes obtidas nos pontos DA dos compartimentos 1 (12 elementos) e 3 (um elemento). Dos elementos que apresentaram concentrações superiores no compartimento 1, nove (Al, Ce, Cr, Hg, La, Pb, Se, Sn e Zn) apresentaram concentrações superiores na campanha 1 em comparação a campanha 4 e, três elementos (Ag, Ba, Mn) apresentaram concentrações superiores na campanha 4 em relação a campanha 1. No compartimento 3 apenas o Mn foi detectado em concentração superior na campanha 1 em relação a 4 (Figura 288).

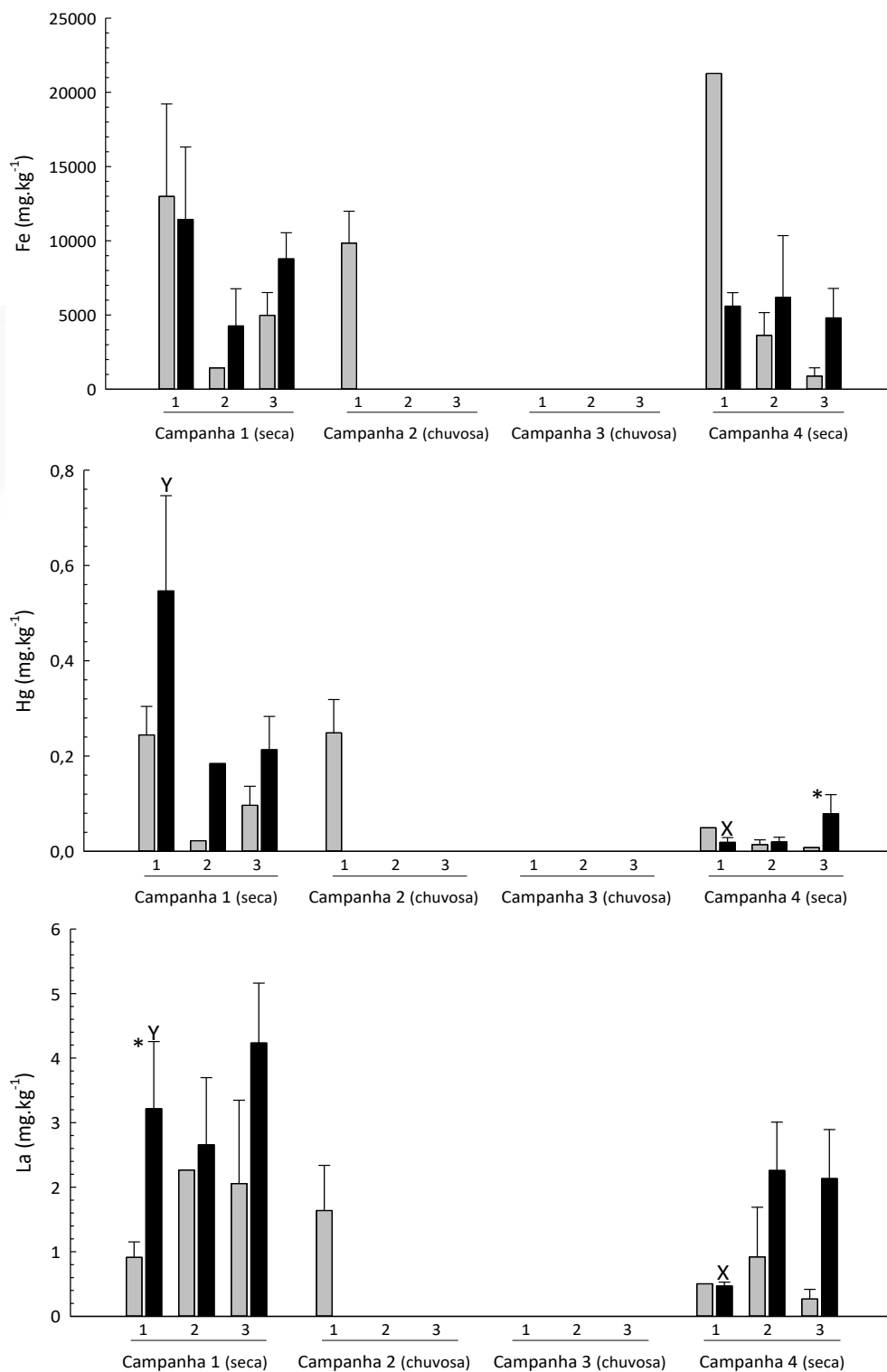
A comparação entre as concentrações de EPTs determinadas nas fezes obtidas em cada um dos compartimentos de uma mesma campanha demonstrou que a campanha 4 foi a que apresentou o maior número de elementos (Ag, Al, As, Ba, Co, Mn, Pb, Sb e Se) em concentrações variáveis entre os compartimentos. Desses elementos, oito apresentaram variabilidade entre os pontos C dos diferentes compartimentos, enquanto quatro tiveram variações de concentrações entre os pontos DA dos diferentes compartimentos. Dos elementos com concentrações variáveis entre os pontos C dos diferentes compartimentos, sete (Ag, Al, Co, Mn, Pb, Sb e Se) tiveram concentrações superiores no compartimento 2 em comparação ao 3 e, apenas o As apresentou concentração superior no compartimento 3 em relação ao 2. Entre os pontos DA, quatro elementos (Ag, Al, Ba e Se) apresentaram concentrações superiores no compartimento 3 em comparação ao compartimento 1 e, dois (Mn e Sb) em concentrações superiores no compartimento 1 em relação ao 3. Na campanha 1, apenas o Ba apresentou concentrações diferentes entre os pontos DA dos três compartimentos, sendo superior no compartimento 3 em comparação ao 1 (Figura 288).

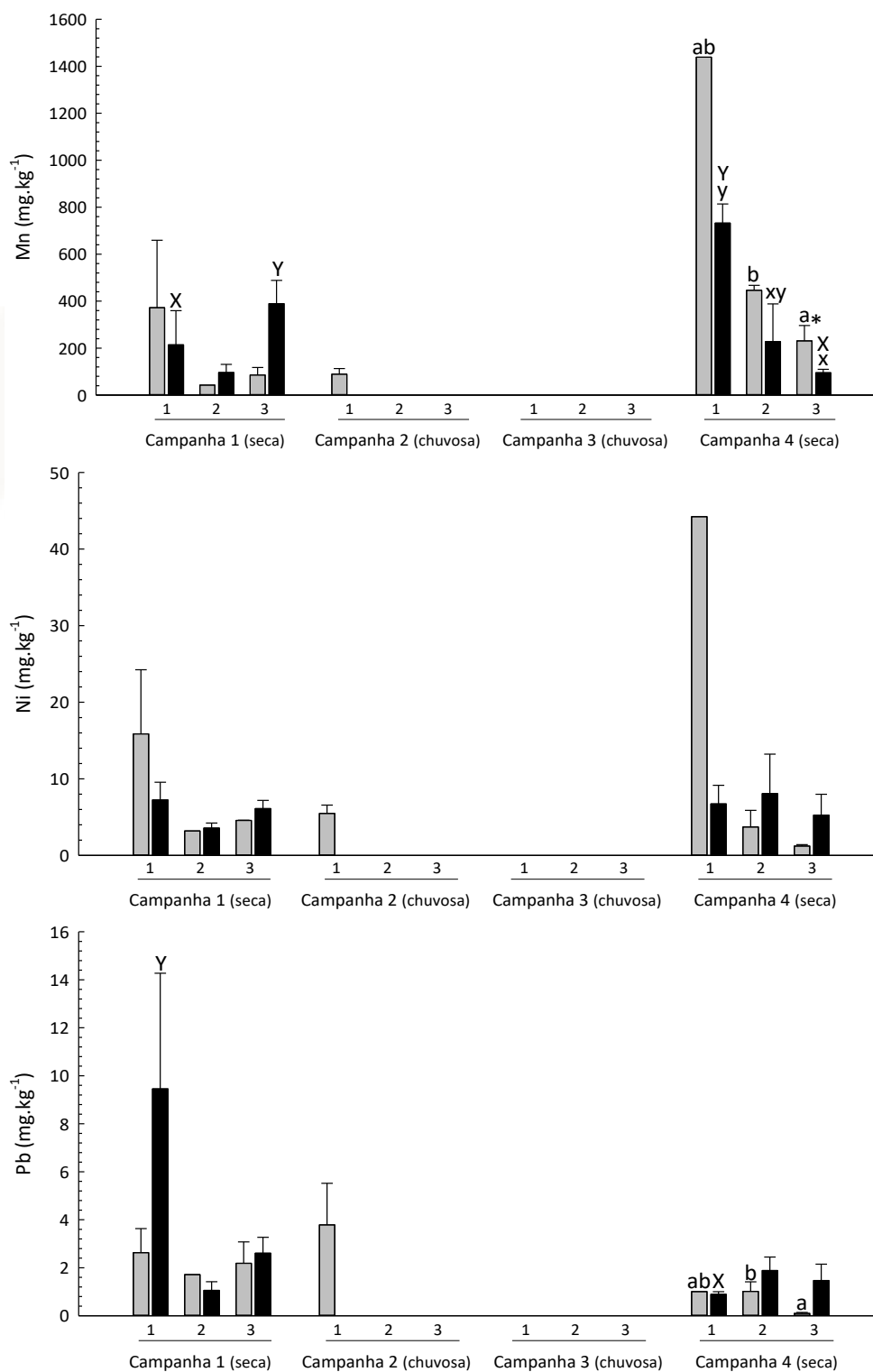
Figura 288. Concentração de EPTs determinada em amostras de fezes (mg.kg^{-1} , peso seco) de todos os espécimes da mastofauna de médio e grande porte nos pontos controle (C – barras cinzas) e adjacentes a APDL (DA – barras pretas) dos três compartimentos (1, 2 e 3) da bacia do rio Doce nas diferentes campanhas/estações amostrais

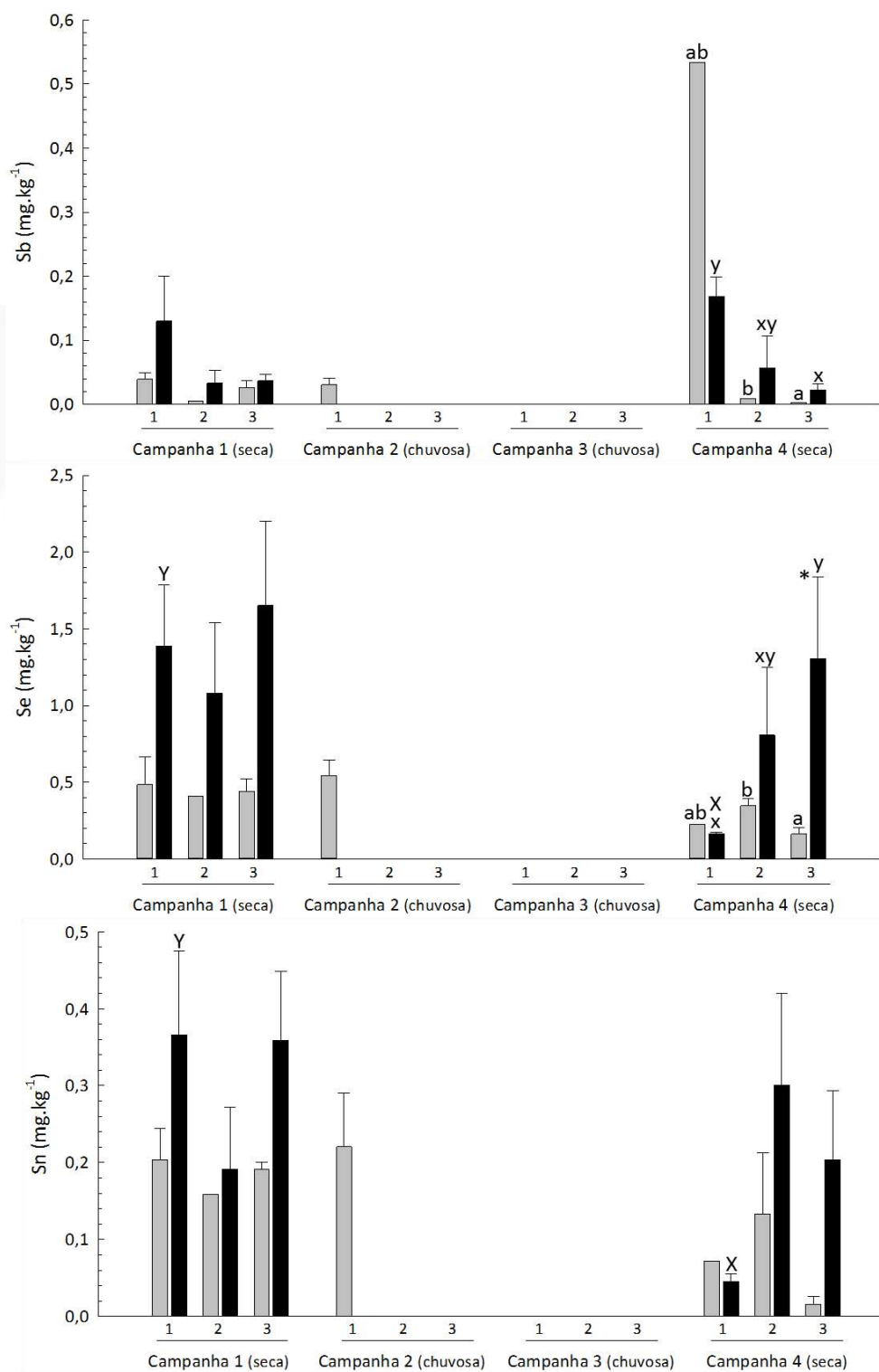


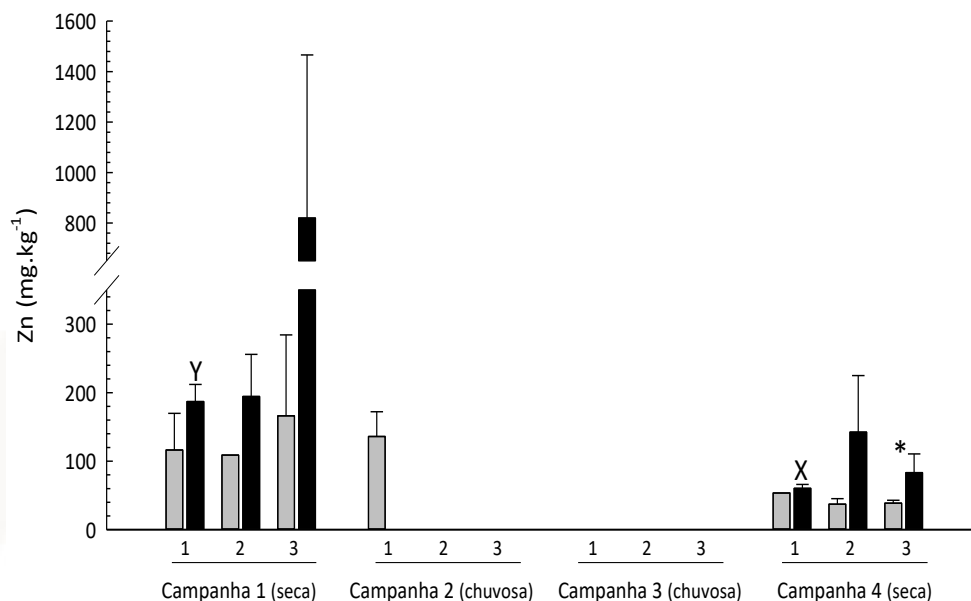












Resultados expressos em média $\pm$ erro padrão da média. A presença de asteriscos indica diferenças nas concentrações de EPTs entre os pontos controle (C) e adjacente APDL (DA) de cada compartimento em cada campanha/estação. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças nas concentrações de EPTs nos pontos C (a, b e c) ou DA (x, y e z) entre os compartimentos de cada campanha/estação. Letras maiúsculas diferentes indicam diferenças entre as concentrações de EPTs de um mesmo ponto (C; A, B e C) ou (DA; X, Y e Z) e compartimento (1, 2 ou 3) entre as diferentes campanhas/estações ($p < 0,05$ - Kruskal-Wallis com teste de Dunn).

A análise dos resultados das concentrações de EPTs também foi realizada a partir do agrupamento dos mamíferos de médio e grande porte em guildas tróficas. A primeira comparação foi realizada entre as médias das concentrações de EPTs determinadas em fezes de guildas tróficas diferentes, mas, cujas coletas ocorreram em uma mesma campanha, compartimento e ponto. Essa comparação só pôde ser realizada entre as amostras e fezes das diferentes guildas tróficas obtidas nas campanhas 1 e 4, que possuíam um maior número de amostras.

De acordo com a Tabela 93 durante a campanha 1 os mamíferos omnívoros apresentaram o maior número de elementos em concentrações superiores as determinadas em fezes das demais guildas tróficas. Mais especificamente, organismos omnívoros apresentaram concentrações superiores de EPTs, tanto no ponto C quanto no ponto DA do compartimento 1, em relação as concentrações determinadas nas fezes de animais carnívoros obtidas nesses mesmos pontos e compartimento. No ponto DA do compartimento 3, os omnívoros apresentaram concentrações superiores de EPTs em relação as demais guildas tróficas analisadas. No ponto DA do compartimento 2 os mamíferos piscívoros apresentaram concentrações de EPTs superiores aos carnívoros. Em suma, na campanha 1, independentemente do compartimento, a sequência em relação ao maior acúmulo de EPTs corresponde a: omnívoros > piscívoros > carnívoros > herbívoros.

Na campanha 4 as comparações foram realizadas entre os mamíferos piscívoros e omnívoros, os quais tiveram material fecal coletado apenas nos pontos DA dos compartimentos 2 e 3. Em ambas

as situações os mamíferos piscívoros apresentaram o maior número de elementos em concentrações superiores as determinadas nos omnívoros (Tabela 93).

Tabela 93. Concentrações de EPTs (mg.kg^{-1} , peso seco) determinadas nas fezes de mamíferos de médio e grande porte. Comparação entre as concentrações determinadas em fezes de animais pertencentes a guildas tróficas diferentes cujas fezes foram obtidas em uma mesma campanha, compartimento e ponto.

	Campanha	Compartimento	Ponto	Ag	Al	As	Ba	Cd	Ce	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	La	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn
Omnívoros	1	1	C	0,003	5340,68	1,16	20,06	0,02	3,71	0,77	6,30	10,68	14523,96	0,24	0,91	432,24	17,47	2,83	0,04	0,33	0,21	66,49
			DA	0,004	11487,69	2,45	37,51	0,04	6,74	0,79	9,09	17,98	14225,49	0,38	3,54	268,18	8,44	4,83	0,14	1,37	0,41	170,05
		2	C	0,003	4684,28	0,24	32,84	0,05	3,87	0,51	3,95	12,93	1431,39	0,02	2,27	42,81	3,19	1,72	0,01	0,41	0,16	108,92
			DA																			
		3	C	0,003	9966,78	1,19	223,74	0,04	4,85	0,36	7,69	16,69	4977,88	0,10	2,06	85,88	4,56	2,19	0,03	0,44	0,19	166,30
			DA	0,003	18393,60	5,11	160,21	0,19	16,49	2,57	14,71	17,76	12842,21	0,28	7,22	158,62	9,40	4,68	0,06	1,25	0,63	290,04
	4	1	C																			
			DA																			
		2	C																			
			DA	0,010	2542,99	0,21	48,30	0,02	4,15	0,80	3,36	9,58	2104,65	0,01	1,73	68,02	2,95	1,69	0,00	0,37	0,26	60,88
		3	C																			
			DA	0,011	5050,16	1,01	53,82	0,02	4,68	0,93	4,71	9,75	3372,48	0,01	2,13	68,59	3,67	1,52	0,02	0,39	0,24	48,84
Carnívoros	1	1	C	0,003	4818,71	0,28	84,91	0,02	1,86	0,40	15,05	35,74	5335,96	0,27	0,92	72,33	7,80	1,65	0,05	1,28	0,18	365,99
			DA	0,003	5101,04	0,42	72,17	0,04	3,94	0,50	3,34	9,46	3083,49	1,04	2,25	52,08	3,64	23,33	0,11	1,43	0,22	237,98
		2	C																			
			DA	0,003	1958,53	0,28	141,44	0,13	2,91	0,78	2,17	20,57	1745,55	0,18	1,62	61,27	2,92	0,70	0,01	0,62	0,11	255,97
		3	C																			
			DA	0,003	4340,56	0,83	197,08	0,34	6,58	1,95	5,26	27,14	3714,78	0,08	3,25	223,16	4,48	1,60	0,01	0,93	0,19	139,31
Piscívoros	1	1	C																			
			DA																			
		2	C																			
			DA	0,015	7422,76	2,45	441,54	0,10	8,34	1,37	9,02	22,47	6769,57	0,19	3,69	131,16	4,22	1,42	0,05	1,54	0,27	132,71
		3	C																			
			DA	0,026	9465,72	3,17	224,67	0,14	12,48	2,78	14,58	11,56	10274,42	0,28	4,65	535,45	6,57	2,82	0,04	2,32	0,41	1311,85
	4	1	C																			
			DA																			
		2	C																			
			DA	0,041	11657,58	2,87	48,27	0,08	7,97	1,93	16,15	12,74	14340,37	0,04	3,31	548,06	18,31	2,27	0,16	1,67	0,38	305,62
		3	C																			
			DA	0,034	5670,59	2,26	540,71	0,07	4,56	1,03	4,95	14,42	5282,78	0,10	2,13	104,48	5,78	1,46	0,02	1,61	0,19	94,72
Herbívoros	1	1	C																			
			DA																			
		2	C																			
			DA																			
		3	C																			
			DA	0,003	1096,55	0,48	19,65	0,01	1,69	0,27	0,97	8,55	3841,28	0,02	0,55	199,76	2,56	0,71	0,01	0,11	0,05	59,37
	4	1	C	0,007	749,19	5,36	73,57	0,02	2,24	1,14	4,54	8,25	21266,73	0,05	0,50	1438,83	44,23	1,01	0,53	0,23	0,07	53,59
			DA	0,006	469,21	1,77	94,34	0,01	0,89	0,49	2,19	10,52	5596,08	0,02	0,47	732,65	6,73	0,89	0,17	0,16	0,04	60,30
		2	C	0,004	6496,68	0,32	33,53	0,01	2,27	0,90	3,39	4,41	3626,20	0,01	0,92	446,60	3,71	1,01	0,01	0,35	0,13	37,24
			DA																			
		3	C	0,003	122,49	1,31	17,75	0,01	0,83	0,34	0,71	5,22	884,64	0,01	0,27	231,12	1,22	0,10	0,00	0,16	0,02	38,77
			DA																			

O preenchimento gradual das colunas refere-se as diferenças entre as concentrações e EPTs determinadas em fezes de mamíferos de médio e grande porte pertencentes a guildas tróficas diferentes, mas, que tiveram amostra fecal coletada em uma mesma campanha, compartimento e ponto. A comparação, para visualização das diferenças, deve ser feita entre pontos cujos quadrantes possuem colorações iguais. Quanto mais preenchido o quadrante com uma determinada cor maior a concentração de um determinado elemento para aquela guilda trófica. Células sem coloração correspondem a resultados que não puderam ser comparados por não haver correspondente em guilda trófica diferente em uma mesma campanha, compartimento e ponto. Células em branco correspondem a pontos onde não houve coleta de amostras. Para essa tabela os animais carnívoros piscívoros foram separados dos demais carnívoros.

A avaliação dos resultados especificamente para cada uma das quatro guildas tróficas avaliadas revelaram que os animais de hábito alimentar omnívoro tiveram material fecal obtido em

três (1, 2 e 4) das quatro campanhas realizadas, mas, as comparações entre as concentrações de EPTs determinadas nos pontos C e DA só puderam ser realizadas nos compartimentos 1 e 3 da campanha 1. Em ambos os compartimentos identifica-se que, exceto pelos elementos Fe, Mn e Ni, no compartimento 1 e, pelo elemento Ba no compartimento 3, todos os demais elementos apresentaram concentrações superiores nas fezes obtidas nos pontos DA (Tabela 94). A comparação das concentrações de EPTs determinadas em um mesmo ponto (C ou DA) entre as campanhas só pôde ser realizada para o ponto C do compartimento 1 entre as campanhas 1 e 2 e, para o ponto DA do compartimento 3 entre as campanhas 1 e 4. Através das fezes dos animais que ocorrem no ponto C do compartimento 1 verifica-se que a maior biodisponibilidade de EPTs ocorreu na campanha 2, enquanto que, através das fezes dos animais que ocorrem no ponto DA do compartimento 3 a maior biodisponibilidade de EPTs ocorreu na campanha 1 (Tabela 95). Por fim, a comparação entre um mesmo ponto (C ou DA) nos diferentes compartimentos de uma mesma campanha só pôde ser realizada para o ponto C da campanha 1, onde identifica-se que tanto o compartimento 1 quanto o compartimento 3 foram os que apresentaram o maior número de elementos (oito) em elevadas concentrações. Porém, ao comparar esses compartimentos verifica-se que o compartimento 3 apresenta dez elementos com concentrações superiores as encontradas no compartimento 1 (Tabela 96).

Tabela 94. Concentrações de EPTs (mg.kg^{-1} , peso seco) determinadas nas fezes de mamíferos de médio e grande porte de hábito alimentar omnívoro. Comparação entre os pontos C e DA em cada compartimento (1, 2 e 3) e campanha (1, 2 e 4)

Campanha	Compartimento	Ponto	Ag	Al	As	Ba	Cd	Ce	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	La	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn
Omnívoros	1	C	0,003	5340,68	1,16	20,06	0,02	3,71	0,77	6,30	10,68	14523,96	0,24	0,91	432,24	17,47	2,83	0,04	0,33	0,21	66,49
		DA	0,004	11487,69	2,45	37,51	0,04	6,74	0,79	9,09	17,98	14225,49	0,38	3,54	268,18	8,44	4,83	0,14	1,37	0,41	170,05
		C	0,003	4684,28	0,24	32,84	0,05	3,87	0,51	3,95	12,93	1431,39	0,02	2,27	42,81	3,19	1,72	0,01	0,41	0,16	108,92
		DA																			
		C	0,003	9966,78	1,19	223,74	0,04	4,85	0,36	7,69	16,69	4977,88	0,10	2,06	85,88	4,56	2,19	0,03	0,44	0,19	166,30
		DA	0,003	18393,60	5,11	160,21	0,19	16,49	2,57	14,71	17,76	12842,21	0,28	7,22	158,62	9,40	4,68	0,06	1,25	0,63	290,04
	2	C	0,003	7146,00	0,87	23,36	0,02	3,78	0,39	7,86	17,94	9840,57	0,25	1,64	89,32	5,48	3,79	0,03	0,54	0,22	136,11
		DA																			
		C																			
		DA																			
		C																			
		DA																			
	4	C																			
		DA																			
		C																			
		DA	0,010	2542,99	0,21	48,30	0,02	4,15	0,80	3,36	9,58	2104,65	0,01	1,73	68,02	2,95	1,69	0,00	0,37	0,26	60,88
		C																			
		DA	0,011	5050,16	1,01	53,82	0,02	4,68	0,93	4,71	9,75	3372,48	0,01	2,13	68,59	3,67	1,52	0,02	0,39	0,24	48,84

Tabela 95. Concentrações de EPTs (mg.kg⁻¹, peso seco) determinadas nas fezes de mamíferos de médio e grande porte de hábito alimentar omnívoro. Comparação em um mesmo ponto (C ou DA) entre as campanhas (1, 2 e 4)

Campanha	Compartimento	Ponto	Ag	Al	As	Ba	Cd	Ce	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	La	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn
Omnívoros	1	C	0,003	5340,68	1,16	20,06	0,02	3,71	0,77	6,30	10,68	14523,96	0,24	0,91	432,24	17,47	2,83	0,04	0,33	0,21	66,49
		DA	0,004	11487,69	2,45	37,51	0,04	6,74	0,79	9,09	17,98	14225,49	0,38	3,54	268,18	8,44	4,83	0,14	1,37	0,41	170,05
		C	0,003	4684,28	0,24	32,84	0,05	3,87	0,51	3,95	12,93	1431,39	0,02	2,27	42,81	3,19	1,72	0,01	0,41	0,16	108,92
		DA																			
		C	0,003	9966,78	1,19	223,74	0,04	4,85	0,36	7,69	16,69	4977,88	0,10	2,06	85,88	4,56	2,19	0,03	0,44	0,19	166,30
		DA	0,003	18393,60	5,11	160,21	0,19	16,49	2,57	14,71	17,76	12842,21	0,28	7,22	158,62	9,40	4,68	0,06	1,25	0,63	290,04
	2	C	0,003	7146,00	0,87	23,36	0,02	3,78	0,39	7,86	17,94	9840,57	0,25	1,64	89,32	5,48	3,79	0,03	0,54	0,22	136,11
		DA																			
		C																			
		DA																			
		C																			
		DA																			
	4	C																			
		DA																			
		C																			
		DA	0,010	2542,99	0,21	48,30	0,02	4,15	0,80	3,36	9,58	2104,65	0,01	1,73	68,02	2,95	1,69	0,00	0,37	0,26	60,88
		C																			
		DA	0,011	5050,16	1,01	53,82	0,02	4,68	0,93	4,71	9,75	3372,48	0,01	2,13	68,59	3,67	1,52	0,02	0,39	0,24	48,84

Tabela 96. Concentrações de EPTs (mg.kg⁻¹, peso seco) determinadas nas fezes de mamíferos de médio e grande porte de hábito alimentar onívoro. Comparação em um mesmo ponto (C ou DA) nos diferentes compartimentos (1, 2 e 3) de uma mesma campanha (1, 2 ou 4)

Campanha	Compartimento	Ponto	Ag	Al	As	Ba	Cd	Ce	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	La	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn
Omnívoros	1	C	0,003	5340,68	1,16	20,06	0,02	3,71	0,77	6,30	10,68	14523,96	0,24	0,91	432,24	17,47	2,83	0,04	0,33	0,21	66,49
		DA	0,004	11487,69	2,45	37,51	0,04	6,74	0,79	9,09	17,98	14225,49	0,38	3,54	268,18	8,44	4,83	0,14	1,37	0,41	170,05
		C	0,003	4684,28	0,24	32,84	0,05	3,87	0,51	3,95	12,93	1431,39	0,02	2,27	42,81	3,19	1,72	0,01	0,41	0,16	108,92
		DA																			
		C	0,003	9966,78	1,19	223,74	0,04	4,85	0,36	7,69	16,69	4977,88	0,10	2,06	85,88	4,56	2,19	0,03	0,44	0,19	166,30
		DA	0,003	18393,60	5,11	160,21	0,19	16,49	2,57	14,71	17,76	12842,21	0,28	7,22	158,62	9,40	4,68	0,06	1,25	0,63	290,04
	2	C	0,003	7146,00	0,87	23,36	0,02	3,78	0,39	7,86	17,94	9840,57	0,25	1,64	89,32	5,48	3,79	0,03	0,54	0,22	136,11
		DA																			
		C																			
		DA																			
		C																			
		DA																			
	4	C																			
		DA																			
		C																			
		DA	0,010	2542,99	0,21	48,30	0,02	4,15	0,80	3,36	9,58	2104,65	0,01	1,73	68,02	2,95	1,69	0,00	0,37	0,26	60,88
		C																			
		DA	0,011	5050,16	1,01	53,82	0,02	4,68	0,93	4,71	9,75	3372,48	0,01	2,13	68,59	3,67	1,52	0,02	0,39	0,24	48,84

As fezes dos animais de hábito alimentar carnívoro foram obtidas durante as campanhas 1 e 4 (secas), porém, a comparação entre os pontos C e DA só pôde ser realizada no compartimento 1 da campanha 1. Os resultados indicaram que as concentrações de 11 EPTs (Al, As, Cd, Ce, Co, Hg, La, Pb, Sb, Se e Sn) foram superiores nas fezes obtidas nos pontos DA em comparação as obtidas no ponto C. No entanto, oito elementos (Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni e Zn) apresentaram concentrações superiores nas fezes obtidas no ponto C (Tabela 97). A comparação das concentrações de EPTs, determinadas nas fezes obtidas em um mesmo ponto (C ou DA) nas diferentes campanhas só pôde ser realizada para os pontos DA dos compartimentos 2 e 3, entre as campanhas 1 e 4. Através das concentrações determinadas nas fezes dos animais que ocorrem no ponto DA do compartimento 2 identifica-se que a maior biodisponibilidade de EPTs ocorreu na campanha 4, enquanto que, através das fezes dos animais que ocorrem no ponto DA do compartimento 3 a maior biodisponibilidade de EPTs ocorreu na campanha 1 (Tabela 98). Por sua vez, a comparação entre um mesmo ponto (C ou DA) nos diferentes compartimentos de uma mesma campanha só pôde ser realizada para o ponto DA da campanha 1 e, para esse mesmo ponto entre os compartimentos 2 e 3 da campanha 4. Na campanha 1, exceto pelos elementos Ba e Cu (superiores no compartimento 2) e Hg, Pb e Sb (superiores no compartimento 1) os demais elementos apresentaram concentrações superiores no compartimento 3. Na campanha 4, exceto pelos elementos Ba, Cu e Hg (superiores no compartimento 2), os demais elementos foram detectados em maiores concentrações nas fezes obtidas no compartimento 3 (Tabela 99).

Tabela 97. Concentrações de EPTs (mg.kg^{-1} , peso seco) determinadas nas fezes de mamíferos de médio e grande porte de hábito alimentar carnívoro (incluindo piscívoros). Comparação entre os pontos C e DA em cada compartimento (1, 2 e 3) e campanha (1 e 4)

	Campanha	Compartimento	Ponto	Ag	Al	As	Ba	Cd	Ce	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	La	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn	
Carnívoros	1	1	C	0,003	4818,71	0,28	84,91	0,02	1,86	0,40	15,05	35,74	5335,96	0,27	0,92	72,33	7,80	1,65	0,05	1,28	0,18	365,99	
			DA	0,003	5101,04	0,42	72,17	0,04	3,94	0,50	3,34	9,46	3083,49	1,04	2,25	52,08	3,64	23,33	0,11	1,43	0,22	237,98	
		2	C																				
			DA	0,009	4690,65	1,36	291,49	0,11	5,62	1,08	5,60	21,52	4257,56	0,18	2,66	96,21	3,57	1,06	0,03	1,08	0,19	194,34	
		3	C																				
			DA	0,015	6903,14	2,00	210,87	0,24	9,53	2,37	9,92	19,35	6994,60	0,18	3,95	379,30	5,53	2,21	0,03	1,62	0,30	725,58	
	4	1	C																				
			DA																				
		2	C																				
			DA	0,041	11657,58	2,87	48,27	0,08	7,97	1,93	16,15	12,74	14340,37	0,04	3,31	548,06	18,31	2,27	0,16	1,67	0,38	305,62	
3	C																						
	DA	0,034	5670,59	2,26	540,71	0,07	4,56	1,03	4,95	14,42	5282,78	0,10	2,13	104,48	5,78	1,46	0,02	1,61	0,19	94,72			

Tabela 98. Concentrações de EPTs (mg.kg^{-1} , peso seco) determinadas nas fezes de mamíferos de médio e grande porte de hábito alimentar carnívoro (incluindo piscívoros). Comparação em um mesmo ponto (C ou DA) entre as campanhas (1 e 4)

	Campanha	Compartimento	Ponto	Ag	Al	As	Ba	Cd	Ce	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	La	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn	
Carnívoros	1	1	C	0,003	4818,71	0,28	84,91	0,02	1,86	0,40	15,05	35,74	5335,96	0,27	0,92	72,33	7,80	1,65	0,05	1,28	0,18	365,99	
			DA	0,003	5101,04	0,42	72,17	0,04	3,94	0,50	3,34	9,46	3083,49	1,04	2,25	52,08	3,64	23,33	0,11	1,43	0,22	237,98	
		2	C																				
			DA	0,009	4690,65	1,36	291,49	0,11	5,62	1,08	5,60	21,52	4257,56	0,18	2,66	96,21	3,57	1,06	0,03	1,08	0,19	194,34	
		3	C																				
			DA	0,015	6903,14	2,00	210,87	0,24	9,53	2,37	9,92	19,35	6994,60	0,18	3,95	379,30	5,53	2,21	0,03	1,62	0,30	725,58	
	4	1	C																				
			DA																				
		2	C																				
			DA	0,041	11657,58	2,87	48,27	0,08	7,97	1,93	16,15	12,74	14340,37	0,04	3,31	548,06	18,31	2,27	0,16	1,67	0,38	305,62	
3	C																						
	DA	0,034	5670,59	2,26	540,71	0,07	4,56	1,03	4,95	14,42	5282,78	0,10	2,13	104,48	5,78	1,46	0,02	1,61	0,19	94,72			

Tabela 99. Concentrações de EPTs (mg.kg⁻¹, peso seco) determinadas nas fezes de mamíferos de médio e grande porte de hábito alimentar carnívoro (incluindo piscívoros). Comparação em um mesmo ponto (C ou DA) nos diferentes compartimentos (1, 2 e 3) de uma mesma campanha (1 ou 4)

	Campanha	Compartimento	Ponto	Ag	Al	As	Ba	Cd	Ce	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	La	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn	
Carnívoros	1	1	C	0,003	4818,71	0,28	84,91	0,02	1,86	0,40	15,05	35,74	5335,96	0,27	0,92	72,33	7,80	1,65	0,05	1,28	0,18	365,99	
			DA	0,003	5101,04	0,42	72,17	0,04	3,94	0,50	3,34	9,46	3083,49	1,04	2,25	52,08	3,64	23,33	0,11	1,43	0,22	237,98	
		2	C																				
			DA	0,009	4690,65	1,36	291,49	0,11	5,62	1,08	5,60	21,52	4257,56	0,18	2,66	96,21	3,57	1,06	0,03	1,08	0,19	194,34	
		3	C																				
			DA	0,015	6903,14	2,00	210,87	0,24	9,53	2,37	9,92	19,35	6994,60	0,18	3,95	379,30	5,53	2,21	0,03	1,62	0,30	725,58	
	4	1	C																				
			DA																				
		2	C																				
			DA	0,041	11657,58	2,87	48,27	0,08	7,97	1,93	16,15	12,74	14340,37	0,04	3,31	548,06	18,31	2,27	0,16	1,67	0,38	305,62	
		3	C																				
			DA	0,034	5670,59	2,26	540,71	0,07	4,56	1,03	4,95	14,42	5282,78	0,10	2,13	104,48	5,78	1,46	0,02	1,61	0,19	94,72	

Dentre os carnívoros existe um grupo com dieta bastante específica, são os piscívoros. Mamíferos de grande porte com este hábito alimentar tiveram fezes obtidas apenas nos pontos DA, dos compartimentos 2 e 3, das campanhas 1 e 4. Assim, a comparação entre os pontos C e DA de um mesmo compartimento e campanha não pôde ser realizada. Mas, a comparação das concentrações de EPTs determinadas nas fezes obtidas no ponto DA do compartimento 2 entre essas campanhas demonstrou que para os mamíferos piscívoros que tiveram fezes amostradas nesse compartimento, a maior biodisponibilidade de EPTs ocorreu na campanha 4, que apresentou 13 elementos (Ag, Al, As, Co, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Sn e Zn) em concentrações mais elevadas que na campanha 1. A comparação entre as concentrações determinadas nos pontos DA do compartimento 3 das campanhas 1 e 4 revelou que para os piscívoros que tiveram fezes amostradas nesse compartimento, a maior biodisponibilidade ocorreu na campanha 1, uma vez que os únicos elementos que não foram determinados em maiores concentrações nessa campanha foram Ag, Ba e Cu (Tabela 100). Ainda, a comparação entre os pontos DA dos compartimentos 2 e 3 de cada uma das campanhas demonstrou que, exceto pelos elementos Ba, Cu e Sb, os demais elementos estiveram em maiores concentrações no compartimento 3 da campanha 1 e, exceto pelos elementos Ba, Cu e Hg, os demais elementos estiveram em maiores concentrações no compartimento 2 da campanha 4 (Tabela 101).

Tabela 100. Concentrações de EPTs (mg.kg⁻¹, peso seco) determinadas nas fezes de mamíferos de médio e grande porte de hábito alimentar piscívoro. Comparação em um mesmo ponto (C ou DA) entre as campanhas (1 e 4)

Campanha	Compartimento	Ponto	Ag	Al	As	Ba	Cd	Ce	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	La	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn
Piscívoros	1	C																			
		DA																			
		C																			
	2	DA	0,01	7422,76	2,45	441,54	0,10	8,34	1,37	9,02	22,47	6769,57	0,19	3,69	131,16	4,22	1,42	0,05	1,54	0,27	132,71
		C																			
	3	DA	0,03	9465,72	3,17	224,67	0,14	12,48	2,78	14,58	11,56	10274,42	0,28	4,65	535,45	6,57	2,82	0,04	2,32	0,41	1311,85
Piscívoros	4	C																			
		DA																			
		C																			
	2	DA	0,04	11657,58	2,87	48,27	0,08	7,97	1,93	16,15	12,74	14340,37	0,04	3,31	548,06	18,31	2,27	0,16	1,67	0,38	305,62
		C																			
	3	DA	0,03	5670,59	2,26	540,71	0,07	4,56	1,03	4,95	14,42	5282,78	0,10	2,13	104,48	5,78	1,46	0,02	1,61	0,19	94,72

Tabela 101. Concentrações de EPTs (mg.kg⁻¹, peso seco) determinadas nas fezes de mamíferos de médio e grande porte de hábito alimentar piscívoro. Comparação em um mesmo ponto (C ou DA) nos diferentes compartimentos (1, 2 e 3) de uma mesma campanha (1 ou 4)

Campanha	Compartimento	Ponto	Ag	Al	As	Ba	Cd	Ce	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	La	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn
Piscívoros	1	C																			
		DA																			
		C																			
	2	DA	0,01	7422,76	2,45	441,54	0,10	8,34	1,37	9,02	22,47	6769,57	0,19	3,69	131,16	4,22	1,42	0,05	1,54	0,27	132,71
		C																			
	3	DA	0,03	9465,72	3,17	224,67	0,14	12,48	2,78	14,58	11,56	10274,42	0,28	4,65	535,45	6,57	2,82	0,04	2,32	0,41	1311,85
Piscívoros	4	C																			
		DA																			
		C																			
	2	DA	0,04	11657,58	2,87	48,27	0,08	7,97	1,93	16,15	12,74	14340,37	0,04	3,31	548,06	18,31	2,27	0,16	1,67	0,38	305,62
		C																			
	3	DA	0,03	5670,59	2,26	540,71	0,07	4,56	1,03	4,95	14,42	5282,78	0,10	2,13	104,48	5,78	1,46	0,02	1,61	0,19	94,72

Mamíferos de grande porte com hábito alimentar herbívoro tiveram fezes obtidas nas campanhas 1 e 4 (secas), porém, apenas no ponto DA do compartimento 3 da campanha 1; nos pontos C dos compartimentos 1, 2 e 3 da campanha 4 e, no ponto DA do compartimento 1 da campanha 4. Assim, a comparação entre os pontos C e DA só pôde ser realizada para o compartimento 1 da campanha 4. Nesse compartimento, exceto pelos elementos Ba, Cu e Zn, os demais foram determinados em concentrações superiores nas fezes obtidas no ponto C (Tabela 102). A comparação das concentrações de EPTs determinadas nas fezes obtidas em cada um dos pontos (C ou DA) entre as campanhas não pôde ser realizada por não haver pontos correspondentes em um mesmo compartimento. Além disso, a comparação entre um mesmo ponto (C ou DA) nos diferentes compartimentos de uma mesma campanha só pôde ser realizada para os pontos C da campanha 4. Os resultados demonstraram que, exceto pelos elementos Al, Ce, La, Pb, Se e Sn (superiores na campanha 2) os demais elementos foram determinados em maiores concentrações nas fezes obtidas no ponto C da campanha 1, indicando que esta foi a campanha com maior número de elementos (14) biodisponíveis para os animais deste hábito alimentar (Tabela 103).

Tabela 102. Concentrações de EPTs (mg.kg⁻¹, peso seco) determinadas nas fezes de mamíferos de médio e grande porte de hábito alimentar herbívoro. Comparação entre os pontos C e DA em cada compartimento (1, 2 e 3) e campanha (1 e 4)

Campanha	Compartimento	Ponto	Ag	Al	As	Ba	Cd	Ce	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	La	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn
Herbívoros	1	C																			
		DA																			
		C																			
		DA																			
		C																			
		DA	0,003	1096,55	0,48	19,65	0,01	1,69	0,27	0,97	8,55	3841,28	0,02	0,55	199,76	2,56	0,71	0,01	0,11	0,05	59,37
	4	C	0,007	749,19	5,36	73,57	0,02	2,24	1,14	4,54	8,25	21266,73	0,05	0,50	1438,83	44,23	1,01	0,53	0,23	0,07	53,59
		DA	0,006	469,21	1,77	94,34	0,01	0,89	0,49	2,19	10,52	5596,08	0,02	0,47	732,65	6,73	0,89	0,17	0,16	0,04	60,30
		C	0,004	6496,68	0,32	33,53	0,01	2,27	0,90	3,39	4,41	3626,20	0,01	0,92	446,60	3,71	1,01	0,01	0,35	0,13	37,24
		DA																			
		C	0,003	122,49	1,31	17,75	0,01	0,83	0,34	0,71	5,22	884,64	0,01	0,27	231,12	1,22	0,10	0,00	0,16	0,02	38,77
		DA																			

Tabela 103. Concentrações de EPTs (mg.kg⁻¹, peso seco) determinadas nas fezes de mamíferos de médio e grande porte de hábito alimentar piscívoro. Comparação em um mesmo ponto (C ou DA) nos diferentes compartimentos (1, 2 e 3) de uma mesma campanha (1 ou 4)

Campanha	Compartimento	Ponto	Ag	Al	As	Ba	Cd	Ce	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	La	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn
Herbívoros	1	C																			
		DA																			
		C																			
		DA																			
		C																			
		DA	0,003	1096,55	0,48	19,65	0,01	1,69	0,27	0,97	8,55	3841,28	0,02	0,55	199,76	2,56	0,71	0,01	0,11	0,05	59,37
	4	C	0,007	749,19	5,36	73,57	0,02	2,24	1,14	4,54	8,25	21266,73	0,05	0,50	1438,83	44,23	1,01	0,53	0,23	0,07	53,59
		DA	0,006	469,21	1,77	94,34	0,01	0,89	0,49	2,19	10,52	5596,08	0,02	0,47	732,65	6,73	0,89	0,17	0,16	0,04	60,30
		C	0,004	6496,68	0,32	33,53	0,01	2,27	0,90	3,39	4,41	3626,20	0,01	0,92	446,60	3,71	1,01	0,01	0,35	0,13	37,24
		DA																			
		C	0,003	122,49	1,31	17,75	0,01	0,83	0,34	0,71	5,22	884,64	0,01	0,27	231,12	1,22	0,10	0,00	0,16	0,02	38,77
		DA																			

Discussão

EPTs são cumulativos, persistentes e facilmente mobilizados e disponibilizados nos diferentes compartimentos ambientais podendo causar consequências incalculáveis para todo o ecossistema (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; GUPTA, 2012; WOOD, 2012; GUPTA, 2013; WIECZOREK-DABROWSKA et al., 2013; RAMM, 2015; SYED et al., 2017; ALI; KHAN; ILAHI, 2019; BAIG, 2019; ORTIZ-SANTALIESTRA et al., 2019). Devido a isso, é muito bem, e cada vez mais, documentado na literatura que organismos que vivem em locais contaminados irão, cedo ou tarde, adquirir uma carga destes poluentes e manifestar alterações orgânicas em decorrência dessa contaminação, bem como acumulá-los ao longo do tempo (GUPTA, 2012; WOOD, 2012; GUPTA, 2013; GUPTA; BAKRE, 2013; SISINNO; OLIVEIRA-FILHO, 2013; WIECZOREK-DABROWSKA et al., 2013; NIKINMAA, 2014; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014; RAMM, 2015; SYED et al., 2017; ALI; KHAN; 2018; ZIARATI et al., 2018; ALI; KHAN; ILAHI, 2019; BAIG, 2019; ORTIZ-SANTALIESTRA et al., 2019). Assim, determinar a concentração de EPTs na biota permite compreender os ciclos desses no ambiente, bem como a capacidade de acúmulo e os potenciais efeitos toxicológicos que estes têm sobre os organismos (GUPTA, 2012; 2013; GUPTA; BAKRE, 2012; WIECZOREK-DABROWSKA et al., 2013; RAMM, 2015; ZIARATI et al., 2018; BAIG, 2019).

Mamíferos de médio e grande porte são, naturalmente, encontrados em baixa densidade nos ecossistemas (KOPROSKI et al., 2006; REIS et al., 2006; RAMOS, 2014), deste modo, são, globalmente, considerados como vulneráveis aos efeitos da contaminação e degradação de habitats (e.g. BOCCHIGLIERI; MENDONÇA; HENRIQUES, 2010; GUPTA; BAKRE, 2012; GUPTA, 2013; RAMOS, 2014). Esses animais são, inclusive, reconhecidos por acumularem elevadas concentrações de contaminantes através da inalação e da ingestão (de alimento e água), embora, contaminação por ingestão direta de solo e sedimento, assim como pelo contato do tegumento com matrizes ambientais contaminadas também possa ocorrer. Especificamente em relação ao processo de ingestão de alimento, o acúmulo de EPTs nesses organismos se dá, principalmente, pela transferência ao longo da cadeia trófica (biomagnificação), visto que mamíferos de médio e grande porte ocupam níveis elevados nas cadeias alimentares, portanto, as concentrações com as quais estes terão contato serão bastante elevadas (POKORNY et al., 2004; GUPTA, 2012; 2013; GUPTA; BAKRE, 2013; ROGGMAN et al., 2013; FERRANTE et al., 2018; ZIARATI et al., 2018; BAIG, 2019; ORTIZ-SANTALIESTRA et al., 2019; RODRÍGUEZ-ESTIVAL; ORTIZ-SANTALIESTRA; MATEO, 2020).

No entanto, dada a dificuldade de captura desses organismos e ao código de ética que envolve estudos com esses indivíduos, a coleta de material fecal tem sido considerada uma excelente alternativa de método avaliativo não-letal e invasivo. Além disso, as vantagens apresentadas pela análise de material fecal incluem, por exemplo, facilidade na obtenção da amostra, disponibilidade durante todo o ano e, diariamente, ótimo custo benefício, além de representar a concentração de

elementos proveniente de diferentes vias de exposição (e.g., inalação, exposição dérmica, ingestão) (POKORNY et al., 2004; GUPTA; BAKRE, 2012; 2013; GUPTA, 2013; SYED et al., 2017; RODRÍGUEZ-ESTIVAL; ORTIZ-SANTALIESTRA; MATEO, 2020). No que diz respeito a rota de contaminação por ingestão é importante ressaltar que as concentrações de metais disponíveis nas fezes estão relacionadas ao que foi mais recentemente ingerido, mas, não absorvido, assim como não reflete o que foi metabolizado e excretado pela bile. Contudo, apesar de não refletir com precisão o quanto foi absorvido pelo organismo reflete a distribuição, biodisponibilidade dos elementos analisados e os riscos à saúde animal sendo, assim, considerada uma ferramenta confiável e que permite a obtenção de uma série de informações ecológicas (POKORNY et al., 2004; GUPTA, 2012; GUPTA; BAKRE, 2012; 2013; GUPTA, 2013; ROGGMAN et al., 2013; SYED et al., 2017; ORTIZ-SANTALIESTRA et al., 2019; RODRÍGUEZ-ESTIVAL; ORTIZ-SANTALIESTRA; MATEO, 2020).

Corroborando essas informações todos os elementos avaliados no presente estudo foram detectados nas fezes obtidas de médios e grandes mamíferos ao longo da extensão acometida pelo rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão. A análise dos resultados dos 46 espécimes avaliados demonstrou que, embora médios e grandes mamíferos necessitem e utilizem uma extensa área para forrageamento e deslocamento (SANTOS et al., 2004; KOPROSKI et al., 2006; REIS et al., 2006; BOCCHIGLIERI, 2010; ALVES; FONSECA; ENGEL, 2012; RAMOS, 2014; FREGONEZI, 2015), as fezes obtidas nos pontos adjacentes a APDL (DA) apresentaram maiores concentrações de EPTs que as obtidas nos pontos controle (C), principalmente, no compartimento 3 da campanha 4. A comparação entre as campanhas secas (1 e 4), por sua vez, indicou que as maiores concentrações de EPTs foram determinadas nas fezes obtidas no ponto DA do compartimento 1 da campanha 1. Mas, as comparações entre os compartimentos de cada campanha demonstraram que tanto as fezes obtidas no ponto C quando as obtidas no ponto DA apresentaram diferenças nas concentrações. Para ambos os pontos as concentrações variaram mais significativamente na campanha 4 sendo que, para o ponto C essas ocorreram no compartimento 2, enquanto para o ponto DA ocorreram no compartimento 3. Através destes resultados depreende-se que mamíferos de médio e grande porte foram expostos aos EPTs disponibilizados no ambiente e, portanto, estão sujeitos à bioacumulação e aos efeitos destes elementos, especialmente, aqueles que habitam e forrageiam os pontos adjacentes a APDL (DA), cujas fezes apresentaram o maior número de elementos em elevadas concentrações. Essa maior disponibilidade de EPTs nos pontos DA era esperada uma vez que estes pontos correspondem aos que se localizam em áreas onde o rejeito proveniente do rompimento da barragem ficou depositado, bem como encontram-se próximos de corpos d'água acometidos pelo desastre. Do mesmo modo, a ocorrência das maiores concentrações de EPTs no compartimento 1 da campanha 1 reflete o maior acometimento deste que foi o compartimento onde ficou depositado a maior quantidade do material extravasado (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018b; 2019d; e; 2020d; VIEIRA et al., 2020).

Uma vez que a contaminação destes animais ocorre, principalmente, através da ingestão, quando os resultados das concentrações de EPTs foram avaliados através do agrupamento por guildas tróficas ficou evidente a diferença nos níveis de contaminação de cada guilda avaliada. Essa variação na concentração de EPTs entre os hábitos alimentares decorre do fato de que mamíferos de médio e grande porte apresentam diferentes capacidades de utilização dos ambientes e forrageamento, especialmente, no que diz respeito as preferências alimentares, frequência de alimentação, taxa e eficiência no processo de digestão e assimilação, entre outros aspectos fisiológicos, bioquímicos e comportamentais. Reforça-se, ainda, que a disponibilidade de alimento não é, nem espacial e temporalmente, nem qualitativa e quantitativamente, um recurso ilimitado ao longo do ano (COOKE; ANDREWS; JOHNSON, 1990; POKORNY et al. 2004; BOCCHIGLIERI, 2010; ALVES; FONSECA; ENGEL, 2012; WIECZOREK-DABROWSKA et al., 2013). Assim, é importante mencionar que mesmo diante da intensa busca por material fecal ao longo das 4 campanhas realizadas somente 47 amostras foram obtidas. Essa dificuldade na obtenção de amostras de fezes indica ocorrência de populações reduzidas ou de aumento no número de indivíduos transitórios (BOCCHIGLIERI; MENDONÇA; HENRIQUES, 2010), o que já pode ser um reflexo da alteração ambiental decorrente do desastre BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d).

Apesar da inerente variabilidade entre as guildas tróficas os presentes resultados confirmam a ocorrência de maiores concentrações de EPTs em animais que ocupam níveis mais elevados da cadeia trófica, assim como fortemente abordado na literatura (ANDRADE, 2003; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; MORAIS, 2009; WOOD, 2012; NIENCHESKI et al., 2014; ABDULLAH et al., 2015; YANCHEVA et al., 2015; FERNANDES et al., 2016; SANTOS, 2018; SILVA et al., 2017). Esperava-se, no entanto, maior número de elementos e concentrações mais elevadas em carnívoros, mas, a ordem entre as guildas em relação a contaminação foi omnívoros > piscívoros > carnívoros > herbívoros. Essa ordenação, porém, tem relação com o fato de que espécies de hábito alimentar omnívoro possuem grande mobilidade e habilidade para explorar diferentes ambientes, bem como não apresentam preferência por habitat, se adaptam bem a áreas impactadas e fragmentadas, além de possuírem uma dieta irrestrita/generalista, o que os permite forragear em áreas de maior amplitude (BOCCHIGLIERI; MENDONÇA; HENRIQUES, 2010; ALVES; FONSECA; ENGEL, 2012; MAYER, 2019). De fato, os dados ecológicos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), bem como o maior número de amostras de fezes de mamíferos com este hábito alimentar coletadas na maior parte das campanhas, compartimentos e pontos corroboram essas informações. No entanto, apesar da ampla ocorrência é importante mencionar que as espécies pertencentes a essa guilda trófica, a despeito das capacidades acima descritas, apresentaram perda no número de indivíduos de cerca de 9% (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), indicando que a perda de habitat e da qualidade destes ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre (BOCCHIGLIERI, 2010; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d) tem causado efeito até mesmo em

espécies com hábitos generalistas, capazes de usar diferentes habitats e alimentos e que são mais tolerantes e comuns em ambientes antropizados (BOCCHIGLIERI, 2010; RAMOS, 2014).

Os mamíferos piscívoros constituíram a segunda guilda trófica a apresentar as maiores concentrações de EPTs nas fezes. Essa resposta está diretamente relacionada ao fato de que fezes de mamíferos que se alimentam especificamente de peixes foram encontradas apenas nos pontos DA dos compartimentos 2 e 3 de ambas as campanhas, o que corrobora o fato de que os corpos d'água foram os compartimentos ambientais mais afetados pela passagem e deposição da lama, bem como confirma a bioacumulação desses elementos nos peixes, assim como demonstrado desde a ocorrência do desastre (e.g., SARTORI et al., 2017; UFVJM, 2017; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020b; e item 3.1 do presente relatório). É importante mencionar que as fezes de mamíferos piscívoros coletadas correspondem, exclusivamente, a fezes da espécie *Lontra longicaudis* que apresenta enorme dependência dos corpos d'água e matas ciliares em condições preservadas (SANTOS et al., 2004; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), o que a torna expressivamente afetada pelo desastre, visto que trata-se de uma espécie com baixa densidade populacional, de difícil detecção em amostragens de campo e, cujas estimativas populacionais, nas áreas acometidas pelo desastre, indicaram perda de 9% da população (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d). Os riscos a esta espécie são confirmados por estudos que indicam que lontras que habitam corpos d'água em locais com histórico de mineração apresentaram comprometimento na saúde, sobrevivência e estabilidade populacional (RODRÍGUEZ-ESTIVAL; ORTIZ-SANTALIESTRA; MATEO, 2020). Além disso, como as alterações ambientais levam a introdução de agentes infecciosos que desencadeiam situações patológicas nos organismos e, de forma bastante grave naqueles já debilitados, os riscos relatados podem, ao longo do tempo, desencadear desequilíbrio ecossistêmico (DIB; BARBOSA, 2018).

Os demais carnívoros, embora constituam organismos de topo de cadeia trófica, compuseram a terceira guilda a apresentar EPTs em maiores concentrações. Assim como as lontras, esses animais são extremamente vulneráveis a paisagens alteradas, pois, além de apresentarem baixa densidade, necessitam de extensas áreas de vida e, frequentemente, se dispersam por longas distâncias, especialmente quando jovens; sendo que ambientes abertos acabam funcionando como barreiras à movimentação destes animais (SANTOS et al., 2004; KOPROSKI et al., 2006; REIS et al., 2006; BOCCHIGLIERI, 2010; RAMOS, 2014; FREGONEZI, 2015; MAYER, 2019), uma vez prejudicam, por exemplo, a busca/utilização de abrigos e o forrageamento (BOCCHIGLIERI, 2010). Fezes de animais pertencentes a esta guilda foram obtidas, em sua maior parte, de felídeos no compartimento 1 da campanha 1, o mais acometido pelo desastre. Espécies de mamíferos carnívoros do porte dos felídeos encontram-se em estado vulnerável ou crítico em relação à conservação e, a maior causa do declínio das populações destes animais é, justamente, a redução ou perda de habitats causada, dentre outros fatores, pela exploração mineral e construção de barragens (SANTOS et al., 2004; BOCCHIGLIERI,

2010). Espécies deste porte necessitam de elevada disponibilidade energética, porém, em ambientes instáveis que apresentam uma limitação nos recursos disponíveis e, onde essas espécies não possuem liberdade em termos de requerimentos espaciais para forrageamento, essas tornam-se as mais sensíveis a estes efeitos, as ameaças de extinção e, em médio a longo prazo tendem a desaparecer (BOCCHIGLIERI, 2010; RAMOS, 2014; FREGONEZI, 2015).

De modo geral, os resultados obtidos através das fezes de mamíferos carnívoros (incluindo os piscívoros) são bastante preocupantes, pois, tratam-se de organismos que já possuem fragilidades ecológicas inerentes, como a especificidade do hábito alimentar e baixa densidade. A ocorrência desses animais é totalmente dependente da disponibilidade de recursos e da qualidade ambiental (KOPROSKI et al., 2006; BOCCHIGLIERI, 2010; ALVES; FONSECA; ENGEL, 2012; RAMOS, 2014; FREGONEZI, 2015). Assim, como a ocorrência de EPTs no ambiente é reconhecida por causar alterações na distribuição das espécies (GUPTA, 2013; SYED et al., 2017; MAYER, 2019) e, como houve clara desconfiguração dos habitats ocupados pelas espécies avaliadas e, especialmente, por essas necessitarem de grandes áreas de vida (SANTOS et al., 2004; KOPROSKI et al., 2006; REIS et al., 2006; BOCCHIGLIERI, 2010; ALVES; FONSECA; ENGEL, 2012; RAMOS, 2014; FREGONEZI, 2015), o desastre pode levar a alteração no padrão de seleção de recursos o que, a médio e longo prazo, pode causar aumento na taxa de predação e competição entre os carnívoros (SANTOS et al., 2004; BOCCHIGLIERI, 2010). Além disso, a desconfiguração de habitat leva a emigração dessas espécies e, consequentemente, o desequilíbrio do ecossistema como um todo, já que esses animais são reguladores do ambiente e cuja manutenção das populações protege a manutenção de outras espécies de um mesmo ecossistema (SANTOS et al., 2004; KOPROSKI et al., 2006; RAMOS, 2014; FREGONEZI, 2015; MAYER, 2019).

Herbívoros, por sua vez, constituíram o grupo de mamíferos cujas as menores concentrações de EPTs nas fezes foram determinadas em comparação às demais guildas tróficas. O material fecal correspondente a essa guilda foi obtido, exclusivamente, de exemplares da espécie *Hydrochoerus hydrochaeris* (capivara), animal herbívoro semiaquático e cuja presença está associada a ambientes adjacentes a corpos d'água, utilizados para termorregulação, proteção contra predadores, acasalamento e alimentação (RAMOS, 2014). Nesses habitats esses animais consomem, especialmente, plantas aquáticas, gramíneas e ciperáceas (RAMM, 2015). Porém, embora sejam animais que consomem grandes quantidades de forragem por dia (~ 3kg), são bastante seletivos na escolha de seu alimento. Assim, a baixa concentração de EPTs desses animais em relação as demais guildas pode ser decorrente da disponibilidade do recurso em qualidade adequada (BOCCHIGLIERI, 2010; RAMM, 2015), do fato de estes animais serem consumidores primários (RAMM, 2015), do material vegetal ser de difícil digestão (POKORNY et al., 2004), ou, ainda, da variação na digestibilidade da vegetação entre as amostras/organismos (ROGGEMAN et al., 2013), uma vez que são animais

gregários cujos os grupos incluem, normalmente, um macho, diversas fêmeas e muitos filhotes (RAMM, 2015).

Ainda, é importante mencionar que não foram encontradas amostras de fezes desses animais durante a primeira campanha e, especialmente, nos compartimentos 1 e 2. Essa condição reflete danos diretos sobre esses organismos, uma vez que, além desses serem os compartimentos que acumularam elevada quantidade de EPTs, as capivaras foram alguns dos exemplares de fauna que sofreram elevada mortalidade após a ocorrência do desastre (LOBATO, 2015; UFMG/UFJF, 2016; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d). A ocorrência dessa espécie no ponto DA do compartimento 3 da campanha 1, no entanto, pode refletir alteração na distribuição espacial desses indivíduos (talvez pela fuga desses animais para esse compartimento) ou pela disponibilidade de recursos alimentares primários exclusivamente nessas áreas. É importante chamar a atenção que na quarta campanha, embora tenham sido encontradas fezes desses animais em todos os compartimentos, nos compartimentos 2 e 3 o material fecal foi encontrado somente nos pontos C, enquanto, no compartimento 1, as fezes foram encontradas em ambos os pontos (C e DA). A comparação entre os pontos C e DA no compartimento 1 demonstrou que as maiores concentrações de EPTs foram registradas nas fezes obtidas no ponto C, no entanto, uma única amostra fecal foi coletada nesta localidade. De acordo com os dados ecológicos, de fato, espécies de capivara estão sendo mais frequentemente registradas dos pontos DA do que no C, fenômeno que pode estar relacionado às características biológicas da espécie, que pode se beneficiar desse tipo de alteração de habitat, pois se aproveita de ambientes ribeirinhos abertos e com elevada abundância de gramíneas (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d). Assim, esse resultado pode refletir a degradação de todo esse compartimento independentemente do ponto. Além disso, devido a degradação deste compartimento, esses resultados podem refletir a ampla circulação desses animais entre os pontos em busca de recurso alimentar, uma vez que este compartimento e, especialmente seus corpos d'água foram os mais acometidos pelo desastre e onde grande quantidade de rejeito ficou depositado (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018b; 2019d; e; 2020d; VIEIRA et al., 2020).

Em suma, embora as concentrações de EPTs nas fezes tenham indicado, mas, não nos tenha permitido concluir sobre a bioacumulação de EPTs na mastofauna de médio e grande porte da área acometida pelo desastre, permitiu confirmar a predição de que esses animais estão expostos aos EPTs disponibilizados no ambiente e, que a principal rota de contato desses animais com esses elementos é, de fato, a ingestão de alimento contaminado. Percebe-se, ainda, que o desastre, bem como a desestruturação dos habitats, em decorrência deste ou das ações de recuperação, provocaram distúrbios nos diferentes organismos da mastofauna terrestre, independentemente dos níveis tróficos. Essa condição pode afetar o tamanho das populações, reduzir a variabilidade genética, interferir nas interações interespecíficas e conseqüentemente, no equilíbrio ecossistêmico (BOCCHIGLIERI, 2010; MAYER, 2019). É essencial mencionar que estes danos estão ocorrendo no bioma Mata Atlântica, o

mais ameaçado do Brasil e, que embora já seja considerado altamente vulnerável e insubstituível, vem sofrendo, seriamente, fragmentação em sua cobertura original (BOCCHIGLIERI, 2010; RAMOS, 2014) que somado aos danos decorrentes do desastre podem levar a perdas populacionais significativas e irreversíveis.

Com base nos resultados apresentados os danos foram classificados quanto:

d) Gravidade

Os resultados foram considerados graves, para todos os compartimentos, uma vez que diversos estudos apontam que mamíferos de médio e grande porte que vivem em áreas contaminadas por resíduos de mineração acumulam elevadas concentrações de diferentes metais (GUPTA, 2012; GUPTA, 2013; GUPTA; BAKRE, 2012; 2013; RAMM, 2015; ORTIZ-SANTALIESTRA et al., 2019; RODRÍGUEZ-ESTIVAL; ORTIZ-SANTALIESTRA; MATEO, 2020). Assim, como todos os mamíferos de médio e grande porte estão expostos a contaminação por EPTs e, se contaminam por diferentes vias de exposição (ar, água, alimento, etc), a médio e longo prazo estes podem manifestar alterações de saúde que podem comprometer, de forma irreversível, todo o equilíbrio ecossistêmico. Reforça-se, ainda, que trata-se de organismos de topo de cadeia trófica, cujas concentrações de EPTs refletirão a ocorrência do processo de biomagnificação (ANDRADE, 2003; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; MORAIS, 2009; NIENCHESKI et al., 2014; ABDULLAH et al., 2015; YANCHEVA et al., 2015; FERNANDES et al., 2016; SANTOS, 2018; SILVA et al., 2017). Ainda, essa gravidade, ao longo de todos os compartimentos avaliados, relaciona-se ao fato de tratar-se do bioma Mata Atlântica, o qual já apresenta seu equilíbrio ecossistêmico ameaçado.

e) Reversibilidade

Diante do fato de que EPTs apresentam elevada potencialidade tóxica e persistência (SKEAFF; DURBEUIL; BRIGHAM, 2002; ATKINS; JONES, 2007; PINTILIE et al., 2007; WOOD, 2012; TURZAŃSKA-PIETRAS et al., 2018; ALI; KHAN; ILAHI, 2019; DINÇ; YIGIN; BOZKAYA, 2019), os danos descritos foram considerados irreversíveis. Do mesmo modo, uma vez que os EPTs ainda estão disponíveis no ambiente e, que novos aportes de rejeito na calha do rio Doce continuam a ocorrer, os recursos alimentares desses animais, bem como a água que os mesmos utilizam para dessedentação continuarão sendo contaminados, favorecendo a bioacumulação e biomagnificação nestes animais.

f) Tendência

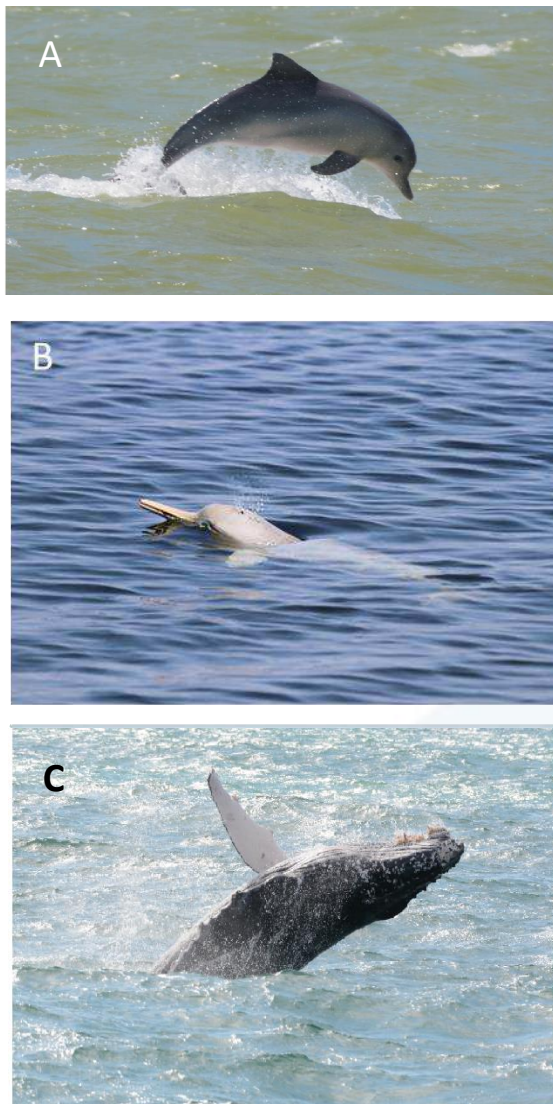
A tendência dos danos é de aumentar, pois, os contaminantes continuam disponíveis no ambiente. Assim, embora a bioacumulação/biomagnificação ainda não tenha sido confirmada nesses

animais, os mesmos correm sérios riscos de sofrerem os efeitos de saúde comumente causados por EPTs, sozinhos ou em combinação com as demais condições ambientais. Desse modo, como o ambiente encontra-se bastante deteriorado, esses animais correm sérios riscos de terem processos fisiológicos, bioquímicos e metabólicos prejudicados, tais como: reprodução, imunidade, danos aos ácidos nucleicos e ao sistema nervoso central (WIECZOREK-DABROWSKA et al., 2013; ZIARATI et al., 2018; BAIG, 2019; ORTIZ-SANTALIESTRA et al., 2019). É importante mencionar que EPTs e a degradação de habitats contribuem, ainda, para a geração de danos como a morte, declínio populacional e até mesmo perda de biodiversidade (KLER; VASHISHAT; KUMAR, 2014; ABDULLAH et al., 2015; MARCHESI et al., 2015; SILVA et al., 2017; BORGHESI et al., 2017; PLAZA et al., 2018; TURZAŃSKA-PIETRAS et al., 2018; DINÇ; YIGIN; BOZKAYA, 2019; KALISIŃSKA, 2019). Assim, como é certo que os danos ainda não foram cessados, sugere-se o monitoramento contínuo dos aspectos ecológicos destas espécies, bem como das concentrações de EPTs nesses organismos para melhor acompanhamento dos danos. Sugere-se, fortemente, o monitoramento quanto a sobreposição de nichos e densidade que podem ter sido fortemente afetadas pelas rápidas mudanças ambientais e, sem sombra de dúvidas, limitam os recursos necessários às espécies (BOCCHIGLIERI, 2010).

3.2.7. MASTOFAUNA AQUÁTICA (CETÁCEOS)

Foram obtidas amostras de 77 representantes da mastofauna aquática (cetáceos) de encalhes pré (entre os anos de 2011 a outubro de 2015) e pós-desastre (entre novembro de 2015 a 2018) na região do Banco dos Abrolhos, especialmente na porção sul do banco, no litoral norte do Estado do Espírito Santo. Destas, 56 corresponderam a amostras de *Sotalia guianensis* (boto-cinza), três amostras de *Pontoporia blainvillei* (toninha) e 18 amostras de *Megaptera novaeangliae* (baleia-jubarte) (Figura 289). A determinação da concentração dos 19 EPTs foi realizada em tecido hepático, renal, muscular e gorduroso, o que totalizou 205 amostras teciduais analisadas. É importante mencionar que o item 2.6.3 do presente relatório de Acompanhamento de Danos – TOMO IV, específico sobre danos aos cetáceos, apresenta uma análise complementar para o boto-cinza, espécie com maior número de amostras. A análise apresentada no item supracitado, embora utilize a mesma base numérica de dados, explorou a relação existente entre as concentrações de EPTs e fatores espaciais (proximidade da foz do rio Doce), biológicos (idade dos botos) e tendências temporais (tendência linear de aumento).

Figura 289. Imagens representativas das espécies de cetáceos avaliadas: A - *Sotalia guianensis* (boto-cinza); B - *Pontoporia blainvillei* (toninha) e C - *Megaptera novaeangliae* (baleia jubarte)



Fontes: A – LACTEC; B – FUNBIO (2019); C – LACTEC

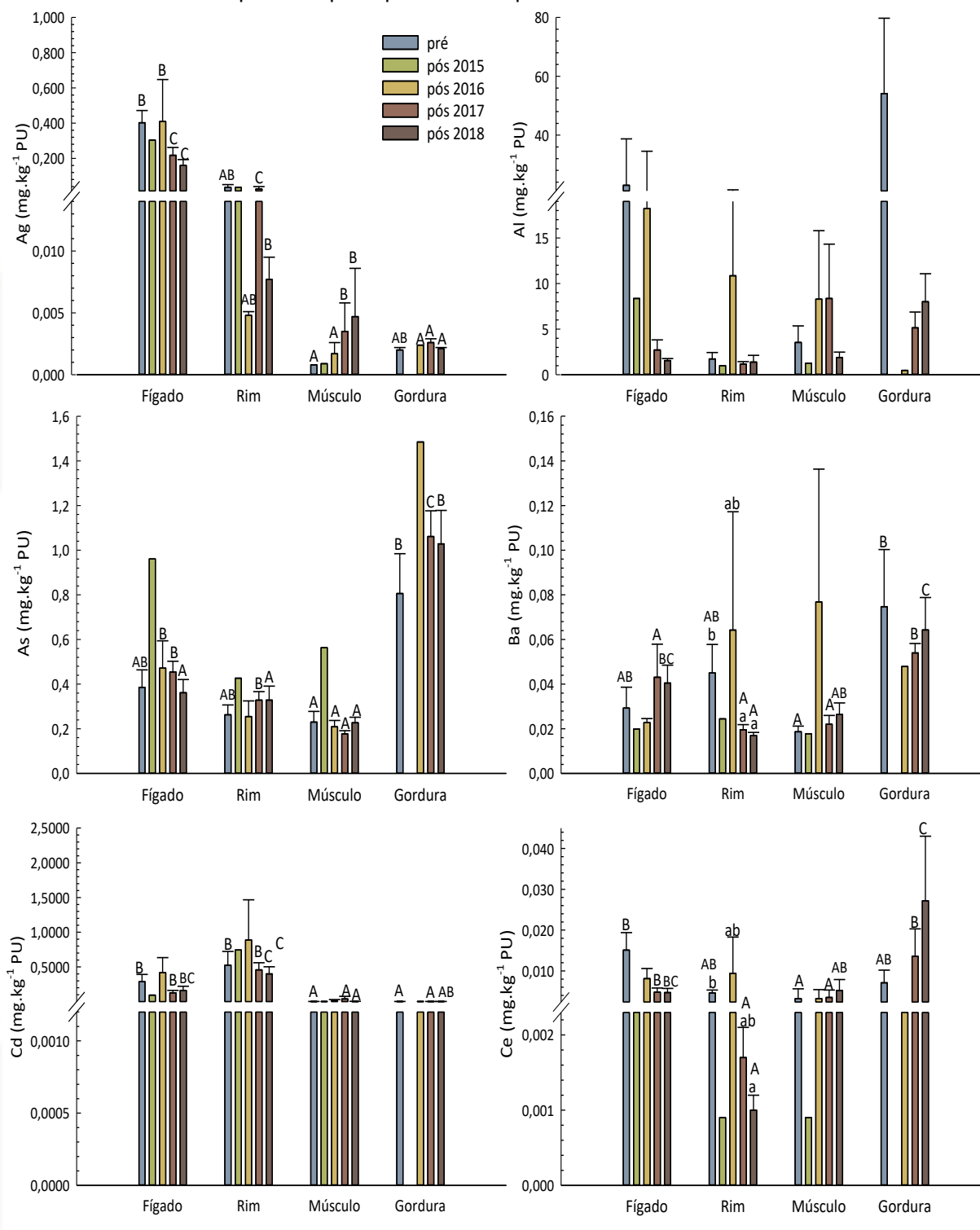
A análise de determinação das concentrações de EPTs nos diferentes tecidos obtidos das carcaças de indivíduos de boto-cinza indica que houve alteração na concentração de alguns dos elementos entre os 19 avaliados no período pós-desastre em relação ao pré-desastre, independentemente do tecido avaliado (fígado, rim, músculo e gordura). Especificamente para as amostras provenientes dos espécimes de boto-cinza encalhados no período pós-desastre, nos anos de 2017 e 2018, observou-se que os elementos Ba, Ce, Co, La e Sn apresentaram concentrações reduzidas em relação às amostras obtidas de carcaças pré-desastre. No ano de 2017 menores concentrações foram identificadas para o elemento Ba no rim, para o elemento Co no fígado e para o elemento Sn no fígado e no músculo. No ano de 2018 observou-se menores concentrações dos elementos Ba, Ce e La no rim e do elemento Sn no músculo (Figura 290). Apesar desta aparente redução das concentrações

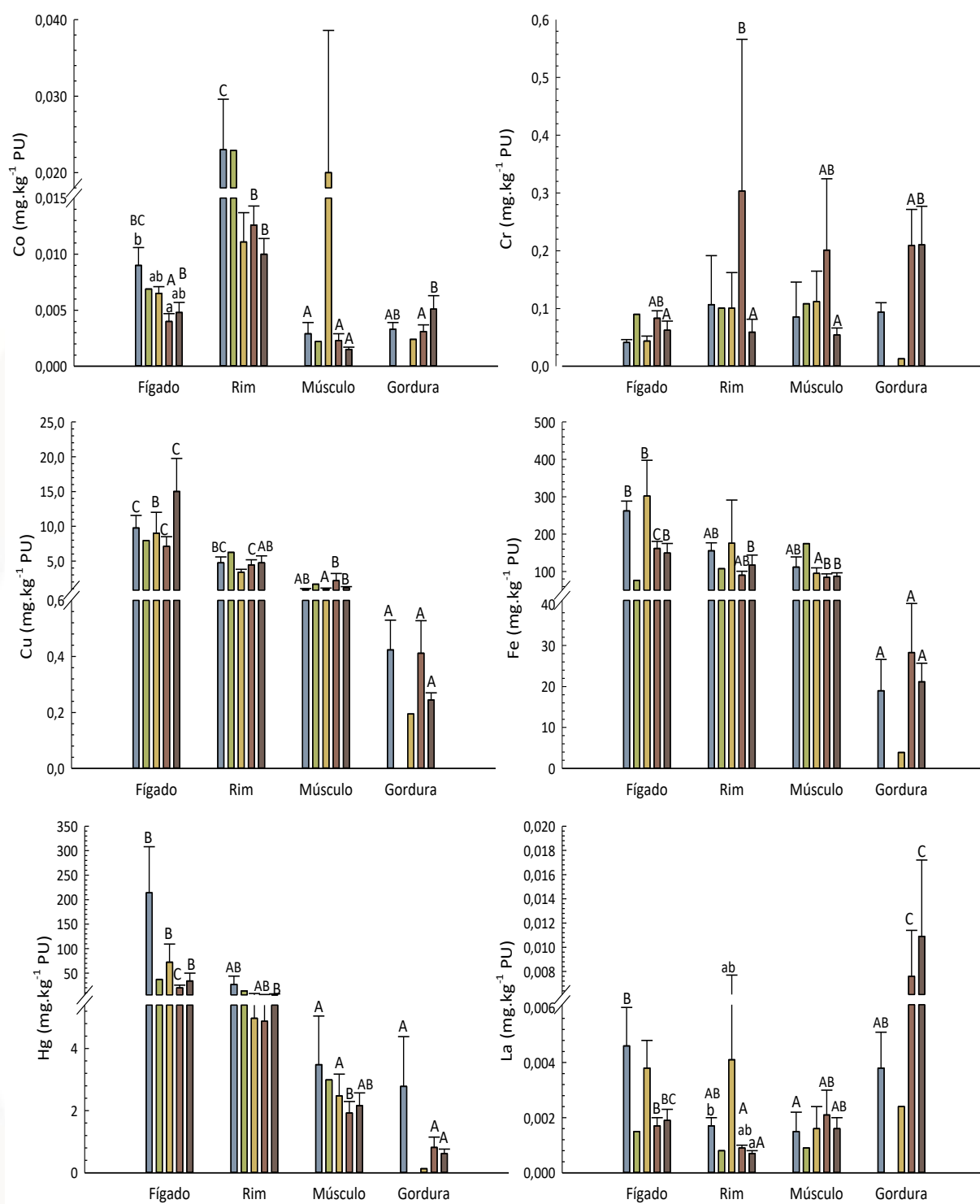
é possível verificar ampla variabilidade nas concentrações de todos os EPTs avaliados, com alguns destes apresentando concentrações bastante elevadas, entre os tecidos, tais como: Al (0,4785 a 22,9294 mg.kg⁻¹); Cu (0,1948 a 15,0139 mg.kg⁻¹); Fe (3,8844 a 301,8803 mg.kg⁻¹); Hg (0,1335 a 213,9198 mg.kg⁻¹); Mn (0,0788 a 7,0482 mg.kg⁻¹); Se (0,5952 a 86,4527 mg.kg⁻¹) e Zn (7,2553 a 49,3511 mg.kg⁻¹) (Figura 290).

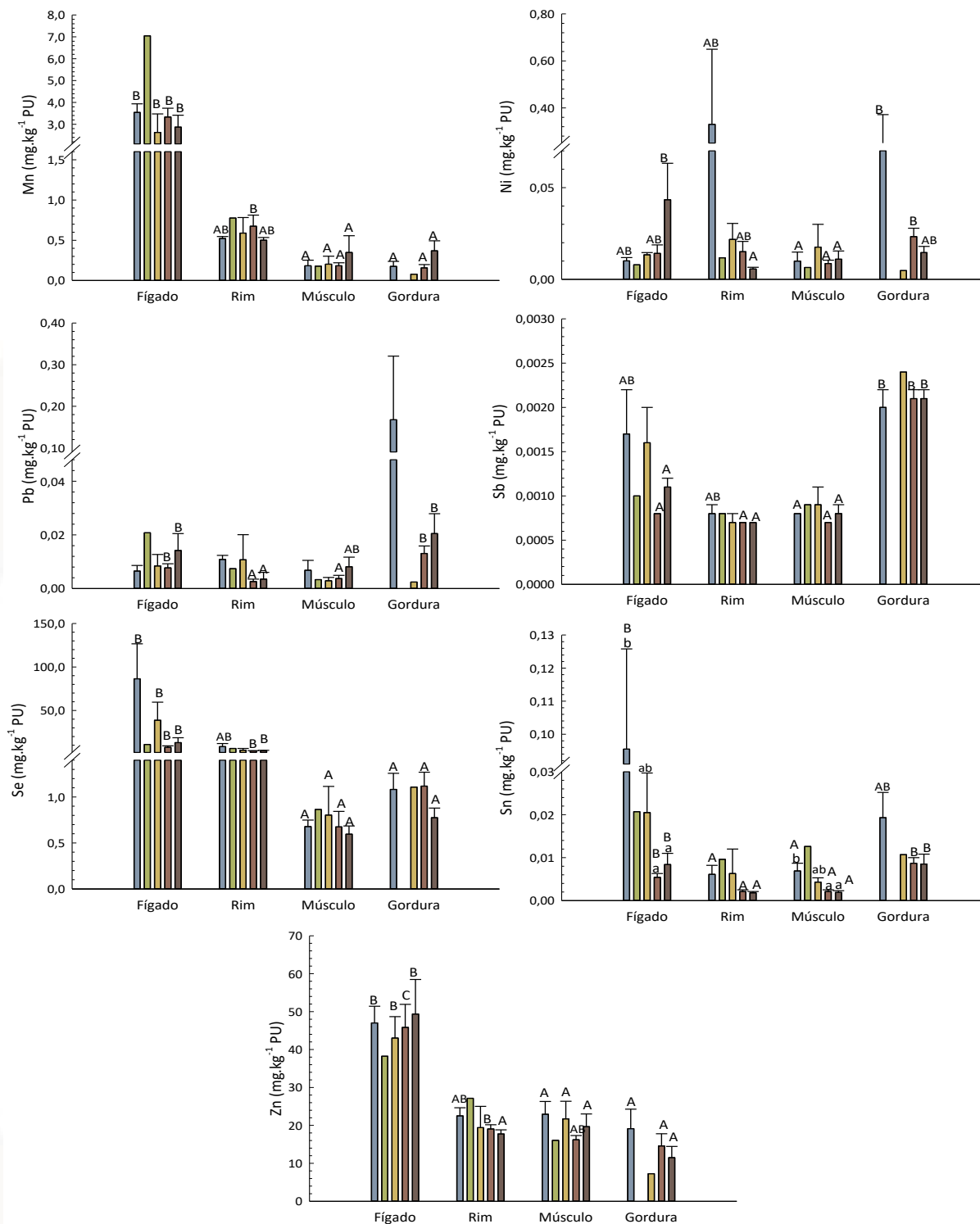
Embora o desbalanceamento amostral entre os anos e períodos limite uma inferência estatística, a análise gráfica chama atenção para picos ou aumento da concentração de alguns EPTs em tecidos específicos em determinados anos do período pós-desastre, tais como: o elemento Ag apresentou tendência crescente de concentração em músculo ao longo dos anos avaliados; o elemento As apresentou picos de concentração em todos os tecidos, especialmente nos anos de 2015 e 2016; o elemento Ba apresentou picos de concentração em músculo e rim no ano de 2016; o elemento Cr apresentou picos de concentração no rim e músculo no ano de 2017, e na gordura nos anos de 2017 e 2018; o elemento Cu apresentou um pico de concentração no fígado no ano de 2018. Por outro lado, houve picos de concentração dos elementos Hg, Ni, Sn, Pb e Se em determinados tecidos nas amostras do período pré-desastre.

A análise gráfica dos resultados obtidos para esta espécie permite, ainda, identificar que independentemente do período avaliado as maiores concentrações dos elementos Ag, Cu, Fe, Hg, Mn, Se, Sn e Zn foram determinadas em tecido hepático, os elementos Cd e Co tiveram suas maiores concentrações determinadas em tecido renal e, os elementos As, Ba e Sb apresentaram maiores concentrações no tecido gorduroso, ficando o tecido muscular com concentrações intermediárias dos diferentes EPTs avaliados. O elemento Al não apresentou diferença de concentração nem entre os tecidos e nem entre os períodos avaliados. O elemento Pb só apresentou diferença na concentração entre os tecidos nos períodos de 2017 e 2018, onde as concentrações destes elementos foram maiores nos tecidos hepático e gorduroso em relação aos tecidos muscular e renal (Figura 290).

Figura 290. Concentrações de EPTs determinadas em amostras de tecidos (fígado, rim, músculo e gordura; mg.kg^{-1} de peso úmido) retirados de carcaças de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) encalhados nos períodos pré e pós-desastre próximos da foz do rio Doce.





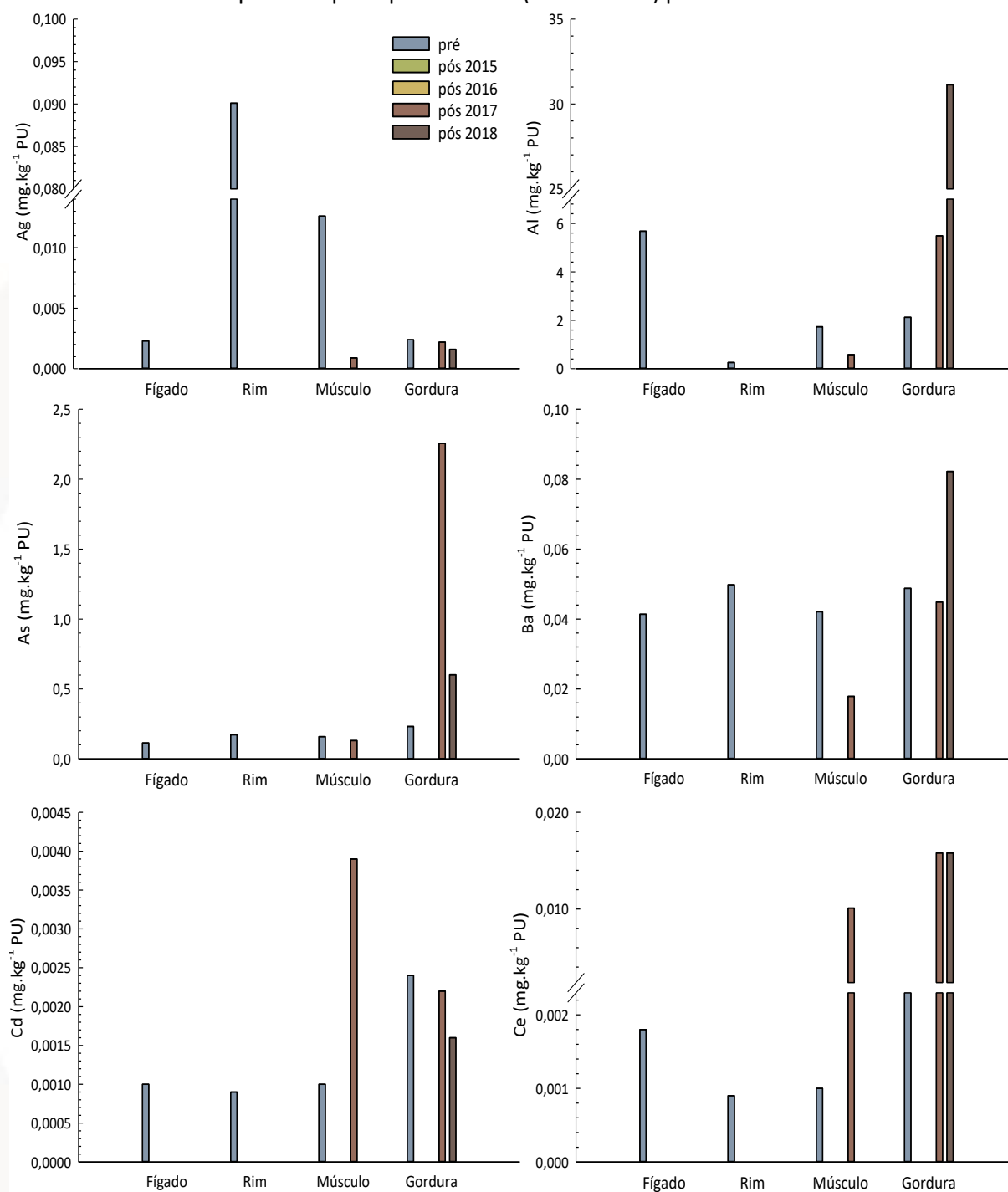


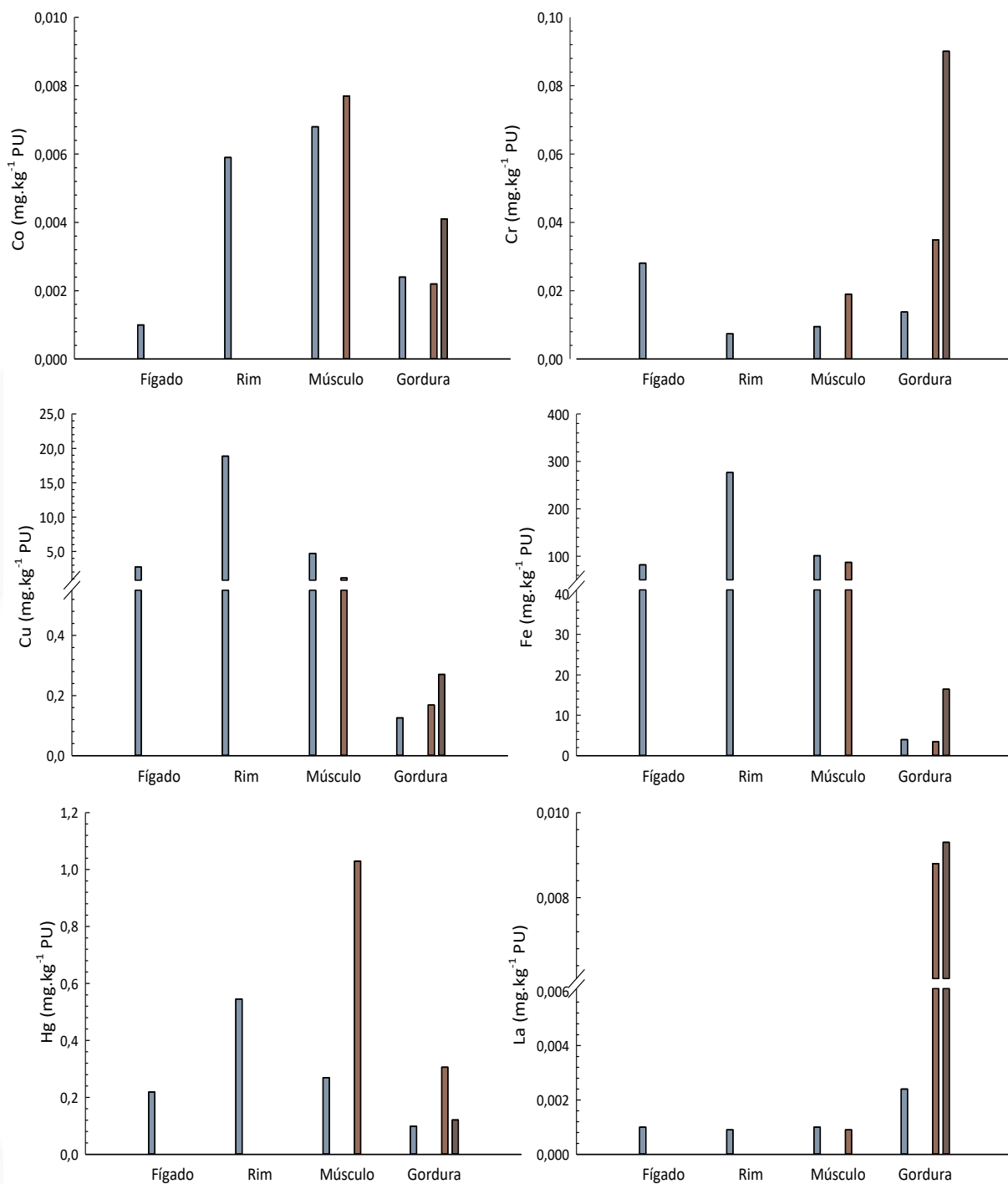
Resultados expressos em média $\pm$ erro padrão da média. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças nas concentrações dos EPTs entre os períodos amostrados para cada um dos tecidos avaliados. Letras maiúsculas diferentes indicam diferenças entre as concentrações dos EPTs entre os diferentes tecidos em um mesmo período de amostragem ($p < 0,05$ - Kruskal-Wallis com teste a posteriori de Dunn).

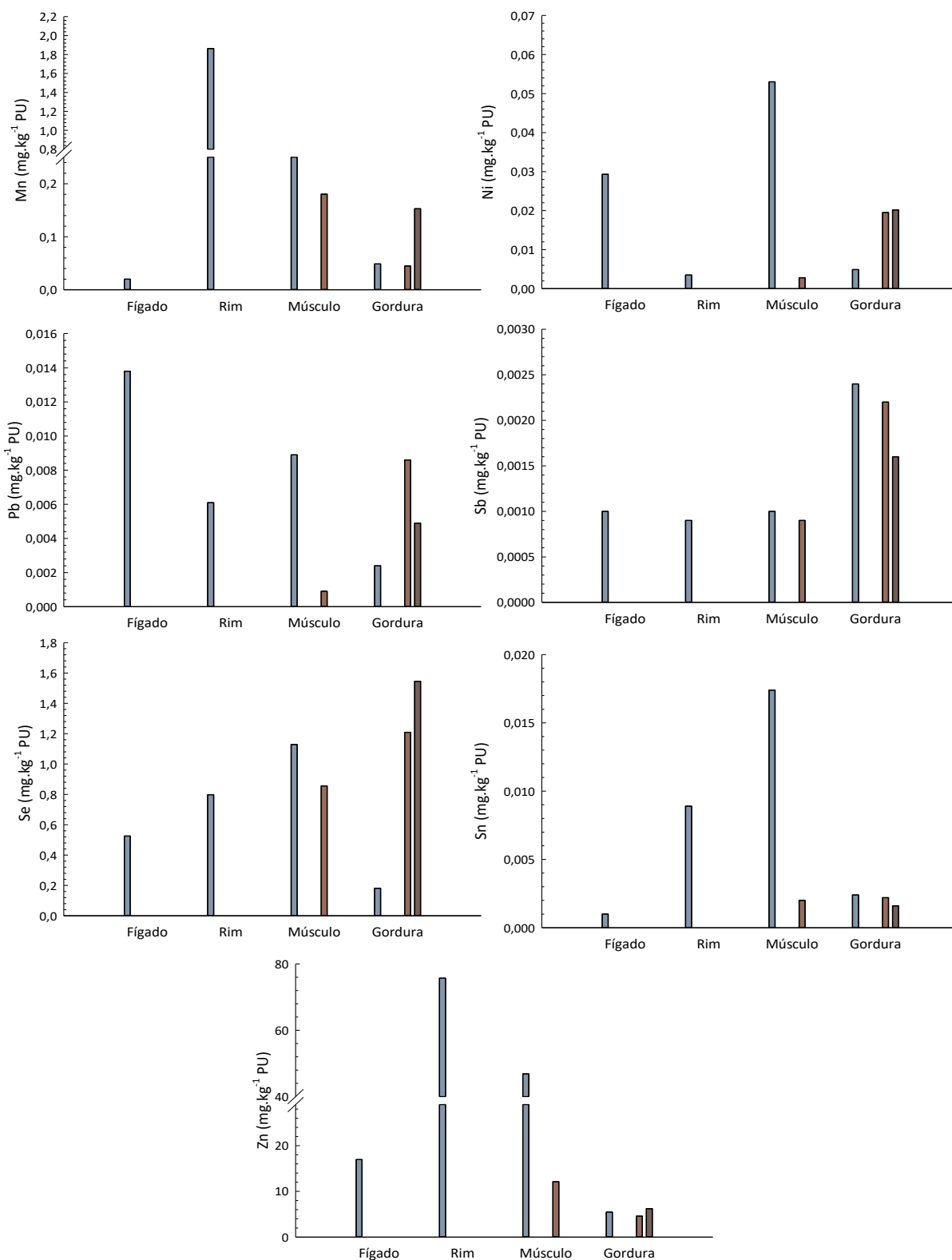
A análise de determinação das concentrações de EPTs em indivíduos de *Pontoporia blainvillei* (toninha) foi realizada em amostras pré e pós-desastre (anos de 2017 e 2018). No entanto, para os períodos pós-desastre apenas os tecidos musculares (2017) e gordurosos (2017 e 2018) estavam

disponíveis para serem analisados. Apesar do pequeno número amostral e da ausência de análise estatística, bem como de amostras de todos os tecidos nos períodos pós-desastre, foi possível identificar que a maior parte dos elementos avaliados (Al, As, Ba, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, La, Mn, Ni, Pb, Sb, Se e Zn) apresentaram concentrações superiores nos períodos pós-desastre que as determinadas nas amostras de tecido muscular e/ou gorduroso de toninhas encalhadas pré-desastre. Dentre os tecidos, o gorduroso foi o que acumulou EPTs em maiores concentrações. Para este tecido, tanto as amostras obtidas de encalhes no ano de 2017 quanto de 2018 apresentaram concentrações superiores de Al, As, Ce, Cr, Cu, La, Ni, Pb e Se em relação ao período pré-desastre. O elemento Hg apresentou concentração superior no período pós-desastre de 2017 e os elementos Ba, Fe e Mn apresentaram concentrações superiores no período pós-desastre de 2018 em relação as concentrações determinadas em amostras de gordura de toninhas de encalhes pré-desastre. Amostras de tecido muscular, obtidas apenas para o período pós-desastre de 2017, apresentaram concentrações superiores de Cd, Ce, Co, Cr e Hg em relação as amostras musculares de toninhas encalhadas pré-desastre. Ainda, a comparação entre as concentrações determinadas no tecido gorduroso dos animais encalhados pós-desastre demonstra que os elementos Ag, As, Cd, Hg, Pb, Sb e Sn apresentaram maiores concentrações no ano de 2017, enquanto os elementos Al, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, La, Mn, Ni, Se e Zn apresentaram maiores concentrações no ano de 2018. Somente o elemento Ce apresentou concentrações similares no tecido gorduroso dos animais encalhados nos períodos pós-desastre (Figura 291).

Figura 291. Concentrações de EPTs determinadas em amostras de tecidos (fígado, rim, músculo e gordura; mg.kg^{-1} de peso úmido) retirados de carcaças de *Pontoporia blainvillei* (toninha) encalhadas nos períodos pré e pós-desastre (2017 e 2018) próximos da foz do rio Doce.





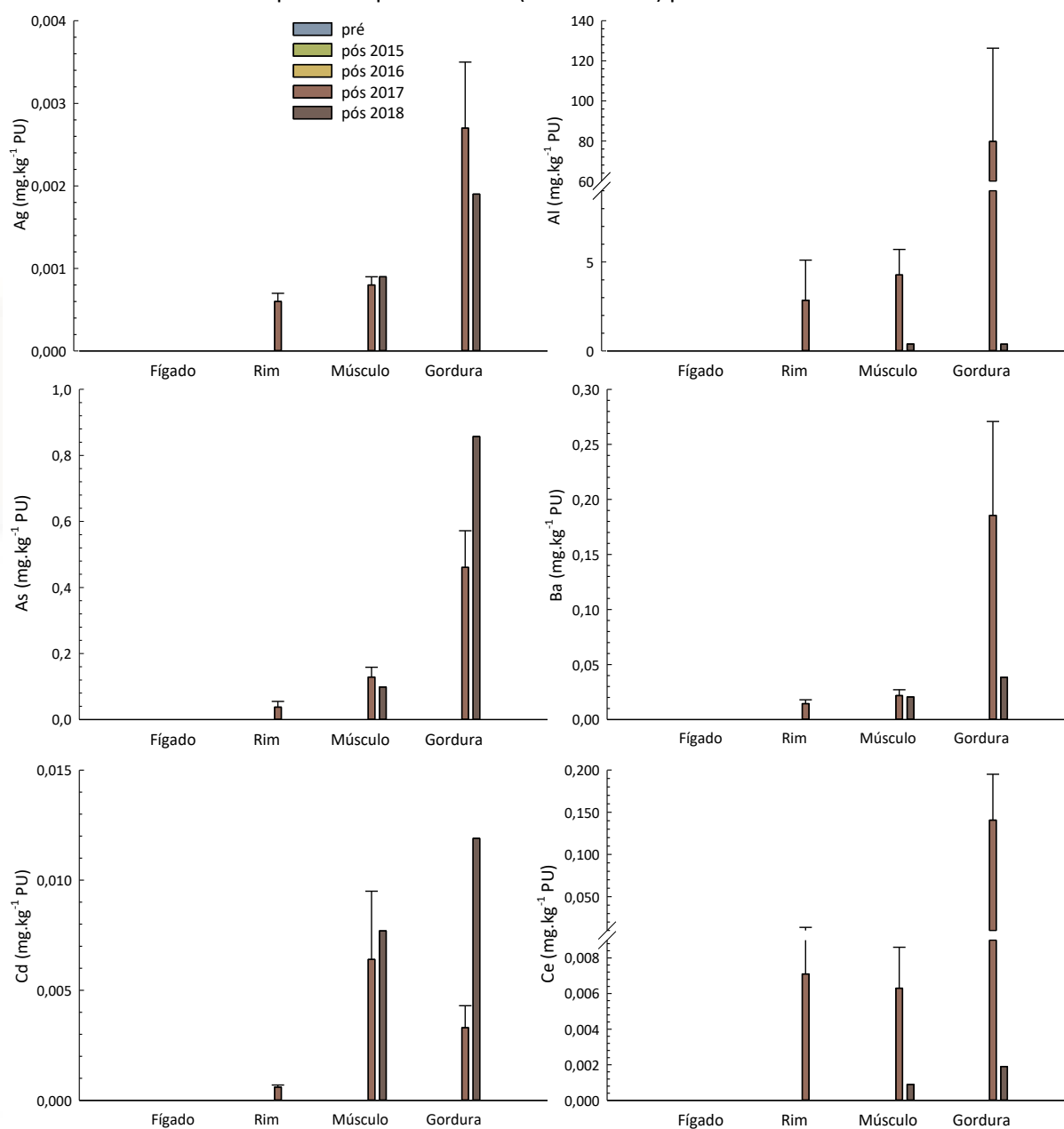


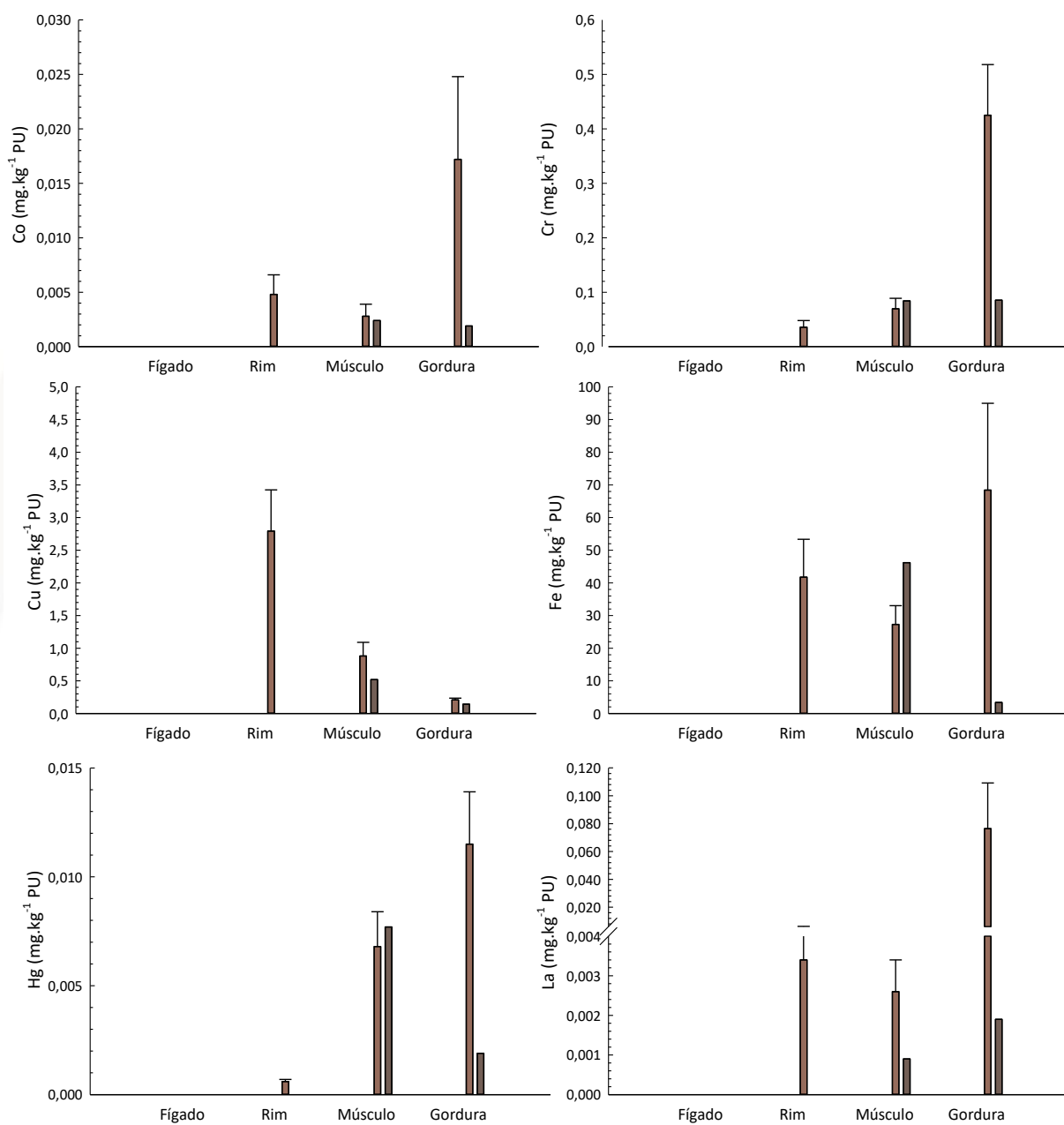
Resultados expressos em média

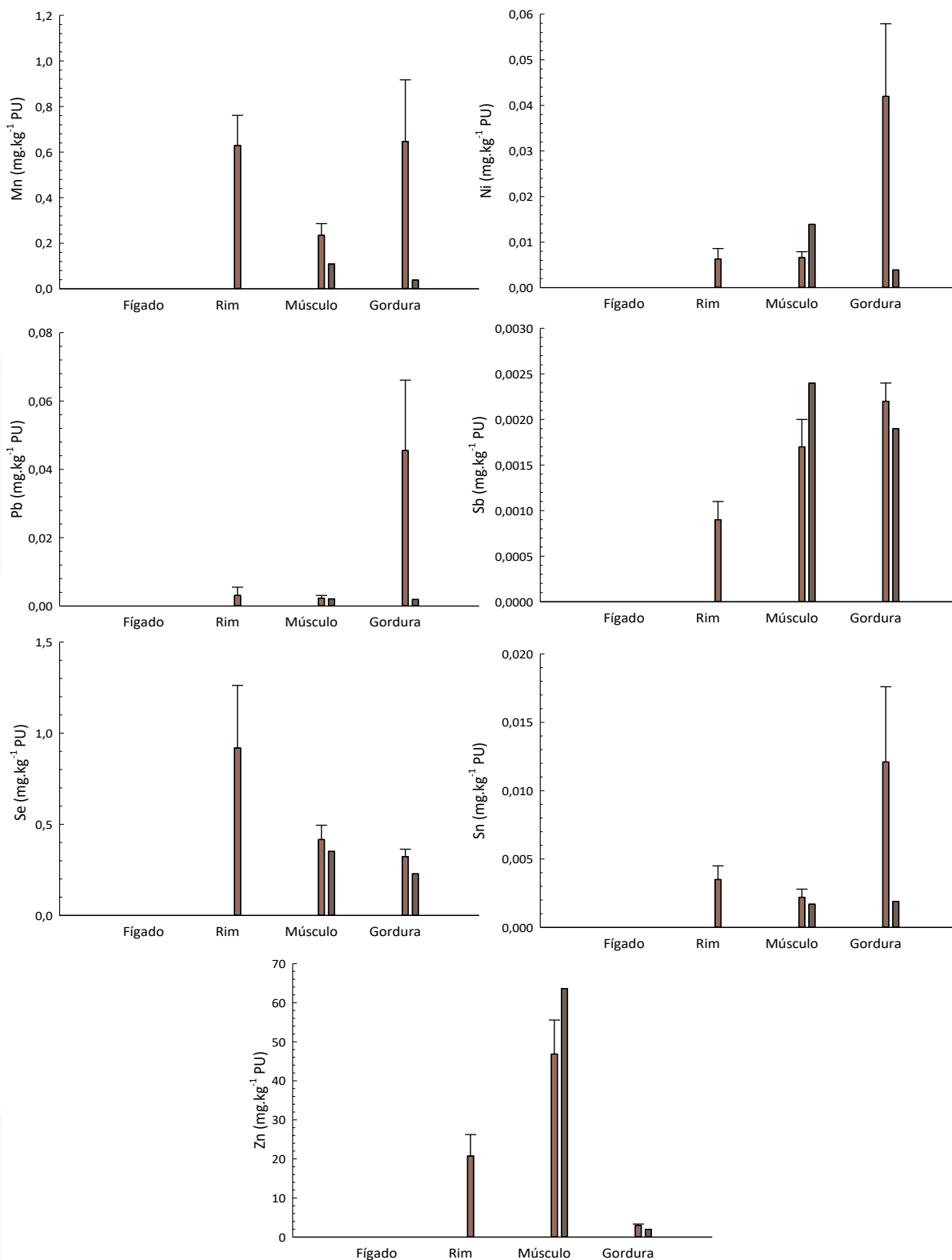
A análise de determinação das concentrações de EPTs em indivíduos de baleia-jubarte só pôde ser realizada nos tecidos renal, muscular e gorduroso obtidos de carcaças encalhadas nos anos de 2017 e 2018, não havendo amostras de tecido hepático tampouco de indivíduos de períodos anteriores,

especialmente pré-desastre, para comparação. No entanto, apesar da ausência desses dados, do número amostral baixo e da ausência de comparação estatística, foi possível identificar que os organismos encalhados no ano de 2017 apresentaram concentrações superiores às determinadas nos indivíduos encalhados no ano de 2018. Além disso, a maior parte dos elementos avaliados foram determinados em maiores concentrações no tecido gorduroso (Ag, Al, As, Ba, Ce, Co, Cr, Fe, Hg, La, Ni, Pb e Sn). Os elementos Cu e Se apresentaram maiores concentrações no tecido renal, enquanto apenas o elemento Zn foi determinado em maiores concentrações no tecido muscular (Figura 292).

Figura 292. Concentrações de EPTs determinadas em amostras de tecidos (rim, músculo e gordura; mg.kg^{-1} de peso úmido) retirados de carcaças de *Megaptera novaeangliae* (baleia jubarte) encalhadas nos períodos pós-desastre (2017 e 2018) próximos da foz do rio Doce.







Resultados expressos em média $\pm$ erro padrão da média.

Discussão

Entre os mamíferos aquáticos, os cetáceos representam um grupo cujo interesse em avaliar o acúmulo de poluentes e a correlação destes com a mortalidade tem sido ampliado ao longo dos anos.

Estes animais são considerados excelentes indicadores das condições ambientais porque ocupam uma posição no topo da cadeia trófica, apresentam um ciclo de vida relativamente longo, crescimento lento e taxa reprodutiva baixa (reprodução geralmente a cada 2-3 anos com a geração de um único filhote), bem como uma espessa camada de gordura, capaz de armazenar diferentes químicos, o que os tornam mais vulneráveis a apresentar prejuízos à saúde, e também facilitam a bioacumulação e biomagnificação de EPTs em decorrência da exposição e incorporação destes ao longo de suas vidas. Além disso, esses animais são reconhecidos por responderem rapidamente e, em pequena e larga escala, a mudanças em fatores ecológicos e de qualidade ambiental através de alterações em diferentes parâmetros biológicos e de saúde (DORNELES et al., 2008; BRAIT; FILHO; FURTADO, 2009; MOURA, 2009; CRESPO et al., 2010; GODOY, 2011; PANEBIANCO et al., 2011; EMIN-LIMA, 2012; LEMOS, 2012; PANDOLFO, 2012; LEMOS et al., 2013; PAITACH, 2015; SALGADO, 2015; WEIJS; ZACCARONI, 2016; CARPENÈ; ANDREANI; ISANI, 2017; KOCH et al., 2018; SICILIANO et al., 2018; PINHEIRO et al., 2019; QUEIROZ, 2019; TREVIZANI, 2019). É importante ressaltar que diversos estudos mencionam a ocorrência da relação entre a exposição a EPTs e a deficiência no sistema imune, aparecimento de doenças infecciosas, lesões teciduais, alterações reprodutivas (com o consequente decréscimo das populações), neurológicas e mortalidade destes organismos (SICILIANO; ALVES; HACON, 2005; MOURA, 2009; EMIN-LIMA, 2012; LEMOS, 2012; PANDOLFO, 2012; LEMOS et al., 2013; SALGADO, 2015; ICMBio, 2016i; KOCH et al., 2018; SICILIANO et al., 2018; PINHEIRO et al., 2019; QUEIROZ, 2019; SIGAM, 2021).

Dentre as espécies de cetáceos que ocorrem em águas costeiras e da plataforma continental do estado do Espírito Santo e, que são observadas frequentemente nestas regiões, incluindo a foz do rio Doce, duas (*S. guianensis* e *P. blainvillei*) apresentam algum grau de ameaça de extinção (FREITAS NETTO; DI BENEDITTO, 2008; PANDOLFO, 2012; PAITACH, 2015; FRAINER; SICILIANO; TAVARES, 2016; ICMBio, 2016i; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018b; 2019d; TREVIZANI, 2019). Dentre as espécies avaliadas, *M. novaeangliae* é a única classificada, tanto nacional quanto internacionalmente, como apresentando baixo risco de extinção (COOKE, 2018). Porém, como a contaminação química está entre os principais fatores que ameaçam a sobrevivência destas espécies (revisado em KOCH et al., 2018), a avaliação dos danos causados pelo rompimento da barragem de Fundão sobre estes organismos torna-se de extrema importância. No entanto, apesar da relevância dos cetáceos no contexto da área costeira e marinha acometida pelos rejeitos da barragem de Fundão, pouco se conhece sobre a concentração e efeitos de EPTs sobre a saúde destes organismos, bem como sobre a relação que possa existir entre a contaminação por EPTs e a mortalidade de cetáceos (CRESPO et al., 2010; ICMBio, 2016i; PINHEIRO et al., 2019). Porém, como é sabido que animais costeiros tendem a acumular mais contaminantes que aqueles que utilizam regiões oceânicas (DORNELES et al., 2008; MOURA, 2009; SALGADO, 2015; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018b; 2019d; TREVIZANI, 2019) e, como as espécies avaliadas usam

preferencialmente regiões próximas da costa e/ou rasas como habitats, no caso de *S. guianensis* e *P. blainvillei*, ou para reprodução, no caso de *M. novaeangliae* (revisado em BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018b; 2019d), a análise dos danos provenientes deste desastre sobre estes organismos se torna ainda mais relevante, especialmente se levarmos em consideração o fato que mamíferos marinhos se contaminam desde o início da gestação quando expostos a área com elevadas concentrações de elementos químicos (PANDOLFO, 2012; KOCH et al., 2018; SICILIANO et al., 2018).

O boto-cinza é uma espécie residente e fiel ao uso de algumas áreas na região costeira ao largo da foz do rio Doce, onde tendem a usar regiões rasas, próximas da costa e da desembocadura do rio Doce que, devido ao aporte de sedimentos do rio, caracteriza-se como uma região de água turva. Nestes locais os botos são observados em contato direto com fundos lodosos, provavelmente, capturando presas bentônicas e demersais (revisado em BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018b). Esta espécie alimenta-se principalmente de peixes (EMIN-LIMA, 2012; FÉLIX, 2014; SALGADO, 2015; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018b; SICILIANO et al., 2018; SIGAM, 2021) e, na área específica do estudo, as espécies predadas por estes organismos incluem *Anchoa* sp. (manjuba), *Isopisthus parvipinnis* (corvina), *Larimus breviceps* (cangoá ou oveva), *Macrodon* sp. (pescada), *Conodon nobilis* (roncador), *Anchoviella lepidentostole* (manjuba), *Mugil liza* (tainha), *Paralonchurus brasiliensis* (Maria Luísa), *Makaira nigricans* (espada) e *Stellifer rastrifer* (cangoá ou roncador) (LIMA, 2012; TREVIZANI, 2019; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019d; RODRIGUES et al., 2020). Diversas espécies de peixes, capturadas ao longo de toda a costa do Espírito Santo, incluindo as presas preferenciais de boto-cinza, apresentaram aumento nas concentrações de EPTs após a ocorrência do desastre (RRDM, 2019; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020j), e estes aumentos podem estar relacionados com os aumentos nas concentrações de alguns EPTs em determinados tecidos dos botos-cinza, conforme evidenciado neste item e na seção específica sobre danos aos cetáceos deste documento.

Outra questão é que devido ao baixo número amostral e a elevada variabilidade nas concentrações de EPTs existente entre os organismos, não há robustez estatística suficiente que permita realizar correlações. Contudo, é importante mencionar que a variabilidade nas concentrações verificadas no presente estudo, em carcaças de *S. guianensis*, já havia sido descrita em outros estudos. Essa variabilidade parece estar relacionada com a preferência alimentar individual, ao hábito e a disponibilidade das presas, a idade, tamanho e sexo dos organismos, as condições de saúde de cada animal antes da morte, ao grau de decomposição da carcaça e/ou dos tecidos, entre outros fatores (PANEBIANCO et al., 2011; LEMOS, 2012; LEMOS et al., 2013; PAITACH, 2015; SALGADO, 2015; SICILIANO et al., 2018; ver também item 2.3.6 do presente relatório de Acompanhamento de Danos – TOMO IV, específico sobre danos aos cetáceos). Deste modo, nota-se pela presença dos 19 EPTs nos diferentes tecidos destes organismos que os mesmos estão em contato com estes contaminantes, os quais podem ter influenciado o aumento no número de encalhes identificado ao longo do período

avaliado, especialmente, após a ocorrência do desastre (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018b; RRDM, 2019; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019d).

Corroborando esses resultados, o monitoramento realizado pela RRDM (2019) identificou nestes organismos aumento na incidência de processos infecciosos, elevadas concentrações teciduais dos elementos Hg, Fe e Mn, crescimento incomum dos ossos e redução da diversidade genética mitocondrial na área avaliada. Como aportes destes rejeitos ainda podem ocorrer, para que se possa realizar uma melhor avaliação quanto a uma possível correlação entre o desastre e o aumento nas concentrações de EPTs, bem como na mortalidade desses indivíduos na costa do Espírito Santo, sugere-se a continuidade no monitoramento das populações, dos encalhes e da determinação destes contaminantes em carcaças desta espécie por um longo período de tempo, especialmente, porque essa espécie apresenta características genéticas distintas das demais populações de botos-cinza da costa brasileira, já se encontra ameaçada e, também, apresenta uma proporção de fêmeas menor que de machos (MOURA, 2009; LIMA, 2012), o que amplia, sobremaneira, a vulnerabilidade da espécie e potenciais efeitos em nível populacional diante da contaminação proveniente do desastre.

Do mesmo modo que os botos-cinza, as toninhas são cetáceos residentes em desembocaduras de rios e estuários (FRIZZERA et al., 2012; PROJETO TONINHAS, 2021; SIGAM, 2021). Registros da espécie indicam a ocorrência destes cetáceos na região norte do Estado do Espírito Santo, próximo da foz do rio Doce, que parece ser, inclusive, uma importante área de uso pela espécie, especialmente para alimentação (FREITAS NETTO; DI BENEDITTO, 2008; FRIZZERA et al., 2012; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018b; 2019d). A toninha é a espécie mais ameaçada da América do Sul, especialmente devido a captura acidental (CREMER; SIMÕES-LOPES, 2005; FREITAS NETTO; DI BENEDITTO, 2008; ICMBio, 2010; FRIZZERA et al., 2012; PANDOLFO, 2012; PAITACH, 2015; FRAINER; SICILIANO; TAVARES, 2016; ICMBio, 2016j; PINHEIRO et al., 2019; QUEIROZ, 2019). Com a ocorrência do desastre, houve um aumento de cerca de 40% nos encalhes de *P. blainvillei* no litoral do Espírito Santo, especialmente de filhotes e juvenis (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018b; RRDM, 2019; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019d). Diferentemente dos botos-cinza, toninhas se alimentam, quando jovens, preferencialmente de moluscos e crustáceos, complementando sua alimentação com peixes, desde que estes sejam pequenos, com cerca de 10 centímetros de comprimento. Quando adulta essa espécie consome principalmente peixes das famílias Sciaenidae e Haemulidae, além de complementar a dieta com moluscos e crustáceos (SICILIANO et al., 2006; ICMBio, 2010; DI BENEDITTO, 2000 *apud* LEMOS, 2012; PANDOLFO, 2012; FÉLIX, 2014; FRAINER; SICILIANO; TAVARES, 2016; SICILIANO et al., 2018; RUPIL et al., 2019; TREVIZANI, 2019; PROJETO TONINHAS, 2021; SIGAM, 2021). Com o desastre, moluscos, crustáceos e peixes, capturados ao longo de todo o litoral do Espírito Santo, passaram a apresentar concentrações de EPTs superiores às determinadas em estudos pré-desastre (RRDM 2019; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020j). Como as toninhas são muito fiéis às áreas de alimentação (e.g., CREMER; SIMÕES-LOPES, 2005; FRAINER; SICILIANO;

TAVARES, 2016) e como moluscos e crustáceos foram os organismos que bioacumularam EPTs em maiores concentrações (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020j), estes cetáceos ficaram mais vulneráveis a contaminação existente na região. Assim, as concentrações de EPTs determinadas nos tecidos muscular e gorduroso de carcaças de toninhas avaliadas no presente estudo, em concentrações superiores às que haviam sido determinadas em exemplares encalhados no período pré-desastre, reforça a dependência dessa espécie a esta localidade e, corrobora a possibilidade de haver relação entre o desastre e o aumento nas concentrações destes elementos, especialmente, porque a contaminação por EPTs nestes organismos ocorre principalmente pela alimentação (AUGIER et al., 1993; GRAY, 2002 *apud* LEMOS, 2012; LIMA, 2012; SALGADO, 2015; SICILIANO et al., 2018; QUEIROZ, 2019). No entanto, devido ao baixo número de exemplares analisados (especialmente do período pré-desastre), é essencial a continuidade no monitoramento, bem como da avaliação de contaminantes em carcaças desta espécie, principalmente, por se tratar de uma espécie altamente ameaçada cuja extinção pode representar, em termos evolutivos, a perda de uma linhagem única, pois, essa é a única espécie viva da família Pontoporiidae (ICMBio, 2010; FRAINER; SICILIANO; TAVARES, 2016). Além disso, na região marinho-costeira da foz do rio Doce esta espécie encontra-se perto de seu limite norte de distribuição e com uma população reduzida (SICILIANO; DI BENEDITTO; RAMOS, 2002; DANILEWICZ et al., 2012). Todos os fatores citados acima sugerem que a toninha é uma espécie que pode se extinguir localmente na região norte do Espírito Santo e o desastre pode contribuir de forma contundente para esta extinção local.

Diferentemente das espécies supra-citadas a baleia-jubarte não é uma espécie residente na foz do rio Doce e, embora seja uma espécie de topo de cadeia trófica, não se alimenta (ou se alimenta somente ocasionalmente) no Brasil. Esta espécie utiliza a costa brasileira primariamente como habitat para reprodução e, o banco dos Abrolhos caracteriza-se como a principal área de reprodução desta no Oceano Atlântico Sul Ocidental. No entanto, apesar da espécie ocorrer e se deslocar por todo o banco dos Abrolhos, sua ocorrência nas regiões próximas da foz do rio Doce são pouco frequentes, provavelmente devido a alta turbidez existente na região, a qual é evitada pela espécie (BISI, 2006; WEDEKIN, 2011; CASTRO, 2015; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018b; 2019d). Além disso, o período em que ocorreu a chegada dos rejeitos provenientes do desastre no litoral do Espírito Santo (novembro/2015) é compatível ao momento em que as jubartes estavam retornando para as suas áreas de alimentação (MORETE et al., 2007; PROJETO BALEIA JUBARTE, 2021; SIGAM, 2021). Assim, embora estes animais tenham apresentado elevadas concentrações de EPTs nos tecidos renal, muscular e gorduroso das carcaças encalhadas pós-desastre, nos anos de 2017 e/ou 2018 e, também tenha sido uma espécie cujo número de encalhes aumentou entre os anos de 2010-2016 (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018b; 2019d), estes encalhes parecem não ter relação direta com a contaminação proveniente do desastre e sim com o crescimento verificado da população que reproduz no Brasil (WEDEKIN et al., 2017). No

entanto, apesar dos resultados obtidos para os anos de 2017-2018 não terem sido comparados aos resultados pré-desastre (inexistentes para esta espécie) é fato que estes cetáceos estão se contaminando e, que a relação entre os encalhes e a contaminação ambiental na localidade estudada não pode ser totalmente descartada. Além disso, como o aporte de rejeitos ainda continua a ocorrer na foz do rio Doce, a distribuição ao longo do Banco dos Abrolhos pode comprometer os padrões de distribuição e reprodução desta espécie na costa do estado do Espírito Santo, visto que as características ambientais afetam a presença destes cetáceos (MORETE, 2007; WEDEKIN et al., 2010; PAVANATO et al., 2018). Jubartes são fiéis ao uso das suas áreas de reprodução e esta fidelidade é transferida aos filhotes (WEDEKIN et al., 2010), portanto, se a contaminação proveniente do desastre estiver interferindo sobre a saúde destes animais, os mesmos podem sofrer redução populacional a longo prazo.

Deste modo, devido a todos os fatores apontados e a importância do Banco dos Abrolhos para a reprodução desta espécie no Brasil, a continuidade no monitoramento tanto dos níveis de contaminação na costa do Espírito Santo, especialmente no Banco de Abrolhos, quanto dos aspectos ecológicos destes organismos é essencial para uma melhor avaliação a respeito dos danos do desastre sobre estes cetáceos. Essa relevância se torna ainda maior porque EPTs são reconhecidos como por serem transferidos da mãe para o filhote, através da placenta e da mobilização de gordura corporal para a produção de leite (MORETE, 2007; ENDO *et al.*, 2006 *apud* LEMOS, 2012; KOCH et al., 2018) e por causarem redução da imunidade e alterações de saúde em mamíferos marinhos (SICILIANO; ALVES; HACON, 2005;; MOURA, 2009; EMIN-LIMA, 2012; LEMOS, 2012; PANDOLFO, 2012; LEMOS et al., 2013; SALGADO, 2015; ICMBio, 2016i; KOCH et al., 2018; SICILIANO et al., 2018; PINHEIRO et al., 2019; QUEIROZ, 2019; SIGAM, 2021). Ressalta-se, ainda, que o período de amamentação é essencial à sobrevivência dos filhotes (BISI, 2006; MORETE, 2007) e que as jubartes não se alimentam nos locais de reprodução (ou se alimentam somente ocasionalmente), assim, os efeitos advindos destes contaminantes podem ser potencializados nestes organismos devido ao gasto energético empregado em todo processo reprodutivo (corte, disputa, gestação, lactação, cuidado parental) que, inevitavelmente, colocam estes animais em desequilíbrio fisiológico (CASTRO, 2015; SALGADO, 2015; KOCH et al., 2018). Ainda, como essa espécie se reproduz em intervalos de um a três anos, onde ocorre o nascimento de um único filhote (MORETE, 2007; PROJETO BALEIA JUBARTE, 2021), o monitoramento é imprescindível para a sua conservação.

Com base nos resultados apresentados os danos foram classificados quanto:

a) Gravidade:

Os danos de bioacumulação e biomagnificação (exceto para jubarte que não se alimenta ou raramente se alimenta no Brasil) foram considerados gravíssimos devido aos riscos que estes contaminantes podem trazer para as três espécies que ocorrem em águas costeiras e da plataforma continental do estado do Espírito Santo, dentre as quais duas apresentam algum grau de ameaça de extinção. Essa gravidade foi considerada ainda maior para a espécie *P. blainvillei*, classificada como a mais ameaçada da América do Sul e cuja bioacumulação aumentou em relação ao período pré-desastre. A classificação destes danos é ainda justificada pelo fato destes organismos apresentarem baixa taxa reprodutiva (reprodução ocorre geralmente entre 2-3 anos com a geração de apenas um filhote) e estarem naturalmente expostos a elevado risco de sobrevivência, devido a outras ameaças existentes, especialmente, a pesca, atividade comum e de grande importância na área de estudo (FREITAS NETO; DI BENEDITTO, 2008; FÉLIX, 2014; THOMÉ; DE MARTINI; JUNIOR, 2016). Não obstante, como cetáceos costeiros são expostos aos efeitos sinérgicos e cumulativos de EPTs, bem como estes são transferidos da mãe para o filhote, a contaminação pode afetar o desenvolvimento destes organismos, reduzindo o número populacional e, conseqüentemente, ampliar o grau de vulnerabilidade e o risco de efeitos em nível populacional destas espécies ou, ainda, extinção local (especialmente para toninhas). Alterações populacionais e, especialmente, a extinção dessas espécies podem afetar todo o ecossistema, uma vez que a remoção destas irá causar alterações na composição e abundância da estrutura faunística e, em longo prazo, como em um efeito cascata, afetar toda a biota costeira gerando prejuízos incalculáveis não só em termos biológicos, mas também econômicos.

b) Reversibilidade:

Os danos de bioacumulação e biomagnificação foram considerados irreversíveis, visto que esses animais continuarão expostos a estes contaminantes na área estudada, já que novos aportes de rejeito na calha do rio Doce e, conseqüentemente, no ambiente costeiro, continuam a ocorrer. Além disso, como já descrito, EPTs apresentam relação com a redução da imunidade e alterações de saúde de mamíferos marinhos, assim, uma vez presentes em elevadas concentrações podem causar outras alterações como, por exemplo, disfunções hormonais e metabólicas, que podem inviabilizar a sobrevivência e, conseqüentemente, comprometer as populações destas espécies.

c) Tendência:

Tanto a bioacumulação quanto a biomagnificação (exceto para as jubartes que não se alimentam no Brasil) não vão deixar de ocorrer, uma vez que os contaminantes continuam disponíveis no ambiente. Deste modo, mesmo que as concentrações destes elementos sejam menores e, que a biodisponibilidade varie ao longo do tempo, estes organismos continuarão expostos a estes

contaminantes e aos efeitos que estes, sozinhos ou em associação com outros fatores, possam causar. Assim, a tendência desses danos é aumentar. Porém, como o número de indivíduos avaliados no presente estudo foi muito pequeno, mas, é certo que os danos ainda não foram cessados, sugere-se o monitoramento contínuo da qualidade da água e sedimento, dos aspectos ecológicos destas espécies, bem como das concentrações de EPTs em carcaças que venham a ser encontradas na área estudada para melhor acompanhamento dos danos.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

De maneira geral, os resultados obtidos para organismos aquáticos, semiterrestres e terrestres capturados ao longo de toda a extensão acometida pela passagem da onda de lama indicam prejuízos às diferentes funções envolvidas com a manutenção da homeostasia desses animais e, portanto, confirmam danos à saúde dos mesmos. Corroborando essas alterações, as concentrações dos EPTs determinadas nas diferentes matrizes das espécies avaliadas também indicam prejuízo e, neste caso bioacumulação e/ou biomagnificação de metais e semimetais, em concentrações superiores as determinadas em estudos pretéritos, sejam eles de linha base ou realizados logo após a ocorrência do desastre ou, ainda, superiores aos limites máximos estabelecidos pela legislação brasileira (no caso de peixes). A presença desses EPTs, especialmente em concentrações tão elevadas como as que foram encontradas, representa um alerta à saúde humana e, à futuros prejuízos que possam ocorrer, não somente à saúde desses animais, mas, também à manutenção das populações e, consequentemente, equilíbrio dos ecossistemas.

É fato que o impacto visual do desastre vem diminuindo, porém, os resultados apresentados pelos diferentes grupos de fauna avaliados (ictiofauna e fauna silvestre) confirmaram a importante mobilização e contribuição da pluma de rejeitos na contaminação das águas e biota local por metais e semimetais, sejam eles direta ou indiretamente, associados a atividade de mineração. Assim, embora o material em suspensão venha depositando, junto ao sedimento, e se acumulando no fundo dos rios e região estuarino-marinha adjacente à foz do rio Doce, o mesmo tem sido ressuspensão e disponibilizado na coluna d'água desencadeando, alterações significativas na qualidade da água, biogeoquímica de sedimentos, bioacumulação e efeitos de toxicidade para a biota local, assim como evidenciado. Observou-se, também, que embora as concentrações de EPTs possam variar no tempo e no espaço, a disponibilidade destes, mesmo que em menores concentrações, é uma realidade e, infelizmente continuará sendo, uma vez que os mesmos continuam disponíveis no ambiente e, são altamente persistentes.

É importante mencionar que organismos aquáticos concentram EPTs em concentrações superiores às encontradas nos demais compartimentos do ambiente (água e sedimento), deste modo, apresentam relevante importância sobre a dinâmica de ciclagem desses elementos nos ecossistemas, atuando na exportação entre os ambientes aquáticos e terrestre, via cadeia alimentar, e ampliando o risco humano à contaminação. Nesse sentido, como elementos de extrema toxicidade como, por exemplo As (incluindo suas espécies inorgânicas As^{3+} e As^{5+}) e MeHg, foram determinados nesses organismos, é essencial a realização do monitoramento ambiental para que se possa conhecer, exatamente, os efeitos do rejeito sobre a biota e à saúde humana.

Reforça-se, que com a passagem da onda de lama houve tanto fragmentação quanto destruição dos habitats. Estes danos ocorreram (e, no caso da contaminação, ainda estão ocorrendo) no bioma Mata Atlântica, o mais ameaçado do Brasil e onde, inclusive, muitas espécies da fauna são endêmicas e/ou apresentam algum grau de ameaça. Assim, além dos prejuízos à condição de saúde desses animais, se considerado os danos causados pelas alterações ambientais, os riscos à composição e abundância da estrutura faunística são bastante grandes, uma vez que podem levar a perdas populacionais significativas e irreversíveis. Alterações populacionais e, especialmente, a extinção dessas espécies podem afetar todo o ecossistema gerando prejuízos incalculáveis não só em termos biológicos, mas também econômicos.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDULLAH, M.; FASOLA, M.; MUHAMMAD, A.; MALIK, S.A.; BOSTAN, N.; BOKHARI, H.; KAMRAN, M.A.; SHAFQAT, M.N.; ALAMDAR, A.; KHAN, M.; ALI, N.; EQANI, S.A.M.A.S. Avian feathers as a non-destructive bio-monitoring tool of trace metals signatures: A case study from severely contaminated áreas. **Chemosphere**, v.119, p. 553–561, 2015.
- AEBI, H. Catalase *in vitro*. **Methods in Enzymology**, v. 105, p. 121–126, 1984.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA) e COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão [et al.]. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). Resolução - RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013. **Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos**, 2013. 11p.
- _____. Resolução da Diretoria Colegiada - RDC Nº 166, 24/07/2017. **Guia para validação de métodos analíticos** - Julho, 2017.
- AKAISHI, F.M., SILVA DE ASSIS, H.C., JAKOBI, S.C.G., EIRAS-STOFELLA, D.R., ST-JEAN, S.D., COURTENAY, S.C., LIMA, E.F., WAGENER, A.L.R., SCOFIELD, A.L., RIBEIRO, C.A.O. Environmental contamination and morphological and neurotoxicological findings in tropical freshwater fish (*Astyanax* sp.) after waterborne and acute exposure to water soluble fraction (WSF) of crude oil. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 46, 244-253, 2004.
- ALAM, S. K.; BRIM, M. S. Organochlorine, PCB, PAH, and metal concentrations in eggs of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from northwest Florida, USA. **Journal of Environmental Science and Health, Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes**, v. 35 (6), p. 705-724, 2000.
- AL-BAHRY, S.N.; MAHMOUD, I.Y.; MELGHIT, K.; AL-AMRI, I. Analysis of elemental composition of the eggshell before and after incubation in the Loggerhead Turtle *Caretta caretta* in Oman. **Microscopy and Microanalysis**, v. 17, p. 452–460, 2011.
- ALI, H., KHAN, E. Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs—Concepts and implications for wildlife and human health. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, 1-25, 2018
- ALMEIDA, A. P.; GASPARINI, J. L.; ABE, A. S.; ARGOLLO, A. J. S.; BATISTOTTE, C.; FERNANDES, R.; ROCHA, C. F. D.; VAN SLUYS, M. Os répteis ameaçados de extinção no estado do Espírito Santo. In: PASSAMANI, M.; MENDES, S. L. (Eds.). *Espécies da fauna ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo*. Vitória, Brazil: **INMA**, p. 65-74, 2007.
- ALMEIDA, N. L.; RODRIGUES, L. C. R.; CAMPOS, J. C. F.; AMODEO, N. B. P. Diagnóstico socioeconômico e ambiental do leste mineiro como subsídio para políticas públicas de planejamento e desenvolvimento regional. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE DESENVOLVIMENTO REGIONAL, 2., 2004, Santa Cruz do Sul. **Anais...** Santa Cruz do Sul, 2004. Disponível em: <www.unisc.br/site/sidr/2004/planejamento/15.pdf>. Acesso em: 3 maio 2017.
- ALMEIDA, V.O., PEREIRA, T.C.B., TEODORO, L.S., ESCOBAR, M., ORDOVÁS, C.J., SANTOS, K.B., WEILER, J., BOGO, M.R., SCHNEIDER, I.A.H. On the effects of iron ore tailings micro/nanoparticles in embryonic and larval zebrafish (*Danio rerio*). **Science of the Total Environment**, 759: 143456, 2021.
- ALVES, T.R., FONSECA, R.C.B., ENGEL, V.L. Mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico de habitats na cuesta de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia*, **Série Zool.**, 102 (2): 150-158, 2012.
- AMBIOS – ENGENHARIA E PROCESSOS LTDA. Estudo de Avaliação de Risco à Saúde Humana em

- localidades atingidas pelo rompimento da Barragem do Fundão – MG: **Relatório Final**. São Paulo, 2019. 369p.
- ANDRADE, C. A. Estudo ecotoxicológico no trecho médio da Bacia do Rio Doce – MG. 2003. **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação da Escola de Engenharia de São Carlos**, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003. 219p.
- ANDRADE, M. T.; VEADOR, M. A. R. V.; MENEZES, M. A. B. C.; ALÍPIO, V. C. Análise da concentração de metais pesados no rio Piracicaba, Minas Gerais. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 30, 2010, São Carlos. **Anais...** São Carlos, 2010. p. 1-15. Disponível em: <www.abepro.org.br/biblioteca/enegep2010_TN_STO_113_739_16250.pdf>. Acesso em: 3 de maio de 2017.
- ANDREANI, G., CANNAVACCIUOLO, A., MENOTTA, S., SPALLUCCI, V., FEDRIZZI, G., CARPENÈ, E., ISANI, G., Environmental exposure to non-essential trace elements in two bat species from urbanised (*Tadarida teniotis*) and open land (*Miniopterus schreibersii*) areas in Italy. **Environmental Pollution**, 254: 113034, 2019.
- ANDREWS, S.M., JOHNSONT, M.S., COOKE, J.A. Cadmium in Small Mammals from Grassland Established on Metalliferous Mine Waste. **Environmental Pollution**, 33: 153-162, 1984.
- ANZOLIN, D.G. Análise de contaminantes e biomarcadores em peixes-boi marinhos (*Trichechus manatus*). 2011. **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Biologia Animal do Centro de Ciências Biológicas da UFPR**, Universidade Federal do Pernambuco, Recife, 2011. 86p.
- APRÍGIO ASSIS, A.P. Estudo de padrões de distribuição da diversidade genética e morfológica em *Didelphis aurita* (Didelphidae: Didelphimorphia): investigando a biogeografia da Floresta Atlântica. 2011. **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Biologia**, área de concentração em Genética e Biologia Evolutiva, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011. 194p.
- ARANTES, I. A.; PINTO, M. T. C.; MANGABEIRA, P. A.; GRENIER-LOUSTALOT, M. F.; VEADO, M. A. R. V.; OLIVEIRA, A. H. Mercury concentration in fish from Piracicaba River (Minas Gerais, Brazil). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 156, p. 119-130, 2009.
- ARAUJO, J.A.; SILVA, J. H. V.; AMÂNCIO, A. L. L.; LIMA, C. B.; OLIVEIRA, E. R. A. O. Fontes de minerais para poedeiras. **Acta Veterinaria Brasilica**, v.2, n.3, p.53-60, 2008.
- ARDENTE, N.C., FERREGUETTI, A.C., GETTINGER, D., LEAL, P., MENDES-OLIVEIRA, A.C., MARTINS-HATANO, F. BERGALLO, H.G. Diversity and Impacts of Mining on the Non-Volant Small Mammal Communities of Two Vegetation Types in the Brazilian Amazon. **PLOS ONE** 11(11): e0167266. doi:10.1371/journal.pone.0167266, 2016.
- ATKINS, P., JONES, L. **Princípios De Química: Questionando a vida moderna e o Meio Ambiente**. Editora Bookman, 2007. 970p.
- ATLI, G.; CANLI, M. Response of antioxidant system of freshwater fish *Oreochromis niloticus* to acute and chronic metal (Cd, Cu, Cr, Zn, Fe) exposures. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, n. 8, p. 1884–1889, 2010.
- ÁVILA, J.L T.; MONTE-MÓR, R.L.M. Urbanização e impactos ambientais: uma análise da relação entre as características dos espaços urbanos e a poluição hídrica na região do médio rio Doce (MG). In: ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA, 7., 2007, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, 2007. p. 1-18. Disponível em: <http://www.ecoeco.org.br/conteudo/publicacoes/encontros/vii_en/mesa3/trabalhos/urbanizacao_e_impactos_ambientais.pdf>. Acesso em: 26 jul. 2017.
- AZEVEDO, L. S.; ALMEIDA W.R.; BASTOS, M.G.; SUZUKI, M.S.; RECKTENVALD, M.C.N.N.; BASTOS, M.T.S.; VERGÍLIO, C.S.; DE SOUZA, C.M.M. Organotropism of methylmercury in fish of the southeastern of Brazil. **Chemosphere**, v. 185, n. 1, p. 746–753, 2017. Available at:

- <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.081>. Acesso em: 25 mar. 2021.
- BAESSE, C.Q. Aves como biomonitoras da qualidade ambiental em fragmentos florestais do Cerrado. **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais da Universidade Federal de Uberlândia**, Uberlândia, 2015. 126p.
- BAIG, A. Animals as Biological Indicators for Heavy Metal Pollution. **Fuuast J.Biol.**, 9(1): 139-147, 2019.
- BAKSHI, A.; PANIGRAHI, A. K. A comprehensive review on chromium induced alterations in fresh water fishes. **Toxicology Reports**, v. 5, n. March, p. 440–447, 2018.
- BAMBINO, K., CHU, J. Zebrafish in Toxicology and Environmental Health. **Curr Top Dev Biol.** 124:331-367, 2017.
- BANKS, W.A. Characteristics of compounds that cross the blood-brain barrier. **BMC Neurology**, v. 9 (1): 1-5, 2009.
- BAPTISTOTTE, C.; THOMÉ, J.C.A.; BJORNDALE, K.A. Reproductive biology and conservation status of the Loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Espírito Santo State, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 4(3), p. 523-529, 2003.
- BARBOSA, K.B.F., COSTA, N.M.B., ALFENAS, R.C.G., DE PAULA, S.O., MINIM, V.P.R., BRESSAN, J. Estresse oxidativo: conceito, implicações e fatores modulatórios. **Rev. Nutr.**, Campinas, 23(4):629-643, 2010.
- BARTHOLOMEW, C.R. Heavy Metals Analysis In Tissue Of Bats. 2014. **Monografia – Graduação em Ciência de Recursos Animais e Programa de Manejo**, Faculty of Resource Science and Technology, Universiti Malaysia Sarawak, Malaysia, 2014. 62p.
- BAUER, A., BAUER, G. 2014. **Squamata – Sauria (Iguana e lagartos)**. In: Cubas, Silva e Catão-Dias, 2014. Tratado de Animais Selvagens - Medicina Veterinária. 2 ed. São Paulo: Rocca, 2014, v.1. p. 170-185.
- BAYKAN, U.; ATLI, G.; CANLI, M. The effects of temperature and metal exposures on the profiles of metallothionein-like proteins in *Oreochromis niloticus*. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 23, n. 1, p. 33–38, 2007.
- BEHR, E. R.; SIGNOR, C. A. Distribuição e alimentação de duas espécies simpátricas de piranhas *Serrasalmus maculatus* e *Pygocentrus nattereri* (Characidae, Serrasalminae) do rio Ibicuí, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 98, n. 4, p. 501–507, 2008.
- BELIAEFF, B., BURGEOT, T. Integrated biomarker response: a useful too for ecological risk assessment. **Environmental Toxicology Chemistry**, v. 21, p. 1316-1322, 2002.
- BENVINDO DE SOUZA, M., BORGES, R.E., PACHECO, S.M., SANTOS, L.R.S. Genotoxicological analyses of insectivorous bats (Mammalia: Chiroptera) in central Brazil: The oral epithelium as an indicator of environmental quality. **Environmental Pollution**, 245: 504 – 509, 2019.
- BENVINDO DE SOUZA, M., SANTOS, L.R.S., BORGES, R.E., NUNES, H.F., VIEIRA, T.B., PACHECO, S.M., SILVA, D.M. Current Status of Ecotoxicological Studies of Bats in Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 1-7, 2020.
- BERNET, D., SCHMIDT, H., MEIER, W., BURKHARDT-HOLM, P., WAHLI, T. Histopathology in fish, proposal, for a protocol to assess aquatic pollution. **Journal of Fish Diseases**, v. 22, p. 25-34, 1999.
- BEUTLER, E. **Red Cell Metabolism: A manual of biochemical methods**. Grune & Straton, New York. 1975.
- BEUTLER, E., DURON, O., KELLY, B. M. Improved method for the determination of blood glutathione. **Journal of Laboratory and Clinical Medicine**, v. 61, p. 882-890, 1963.
- BEVILACQUA, J. E. Estudo sobre a caracterização e a estabilidade de amostras de sedimentos do rio Tietê, SP. 1996. **Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Química do Instituto de Química da USP**, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996. 190p.

- BIDINOTTO, P.M., SOUZA, R.H.S., MORAES, G. Hepatic glycogen in eight tropical freshwater teleost fishes: procedure for field determinations of micro samples. **Boletim Técnico do CEPTA-Pirassununga**, v. 10, pp. 53-60. 1997.
- BIRNIE-GAUVIN, K., CONSTANTINO, D., COOKE, S.J., WILLMORE, W.G. A comparative and evolutionary approach to oxidative stress in fish: A review. **Fish and Fisheries**, v. 18, n. 5, p. 928–942, 2017.
- BISI, T. L. Comportamento de filhotes de baleia jubarte, *Megaptera novaeangliae*, na região ao redor do Arquipélago dos Abrolhos, Bahia (Brasil). **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Ciência**, área de Ecologia do Instituto de Biociência da USP, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006. 99p.
- BITTENCOURT, Q.M., SANTOS, A.R., SILVA, M.C.G., SILVA, J.F., SILVA, N.P.C., SILVA, W.E., CADENA P.G., AMORIM, M.J.A.A.L. Efeitos tóxicos de compostos de vanádio sobre os parâmetros biológicos de embriões e adultos de zebrafish (*Danio rerio*). **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.**, v.70, n.6, p.1877-1886, 2018.
- BOCCHIGLIERI, A. Mamíferos de médio e grande porte em uma área alterada no Cerrado: estrutura da comunidade, sobreposição de nicho e densidade. **Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia**, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, 2010. 130p.
- BOCCHIGLIERI, A., MENDONÇA, A.F., HENRIQUES, R.P.B. Composição e diversidade de mamíferos de médio e grande porte no Cerrado do Brasil central. **Biota Neotrop.**, v. 10 (3): 169-176, 2010.
- BÖHME, S., BACCARO, M., SCHMIDT, M., POTTHOFF, A., STÄRK, H.J., REEMTSMAE, T., KÜHNEL, D. Metal uptake and distribution in the zebrafish (*Danio rerio*) embryo: differences between nanoparticles and metal ions. **Environ. Sci.: Nano**, 4: 1005–1015, 2017.
- BONY, S., GILLET, C., BOUCHEZ, A., MARGOUM, C., DEVAUX, A. Genotoxic pressure of vineyard pesticides in fish: Field and mesocosm surveys. **Aquatic Toxicology**, 89, p. 197–203, 2008.
- BORBA, R. P.; FIGUEIREDO, B.; CAVALCANTI, J. A. Arsênio na água subterrânea em Ouro Preto e Mariana, Quadrilátero Ferrífero (MG). **Rem: Rev. Esc. Minas**, v. 57, n. 1, p. 45-51, 2004.
- BORGHESI, F.; DINELLI, E. MIGANI, F.; BÉCHET, A.; RENDÓN-MARTOS, M.; AMAT, J. A.; SOMMER, S.; GILLINGHAM, M. A. F. Assessing environmental pollution in birds: a new methodological approach for interpreting bioaccumulation of trace elements in feather shafts using 6 geochemical sediment data. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, p. 96-108, 2017.
- BRADFORD, M. M. A Rapid and Sensitive Method for the for the Quantitation of Microgram Quantities of Protein Utilizing the Principle of Protein Dye-Binding. **Analytical Biochemistry**, v. 72, p. 248–254, 1976.
- BRAIT, C.H.H., FILHO, N.R.A., FURTADO, M.M. Utilização de pelos de animais silvestres para monitoramento ambiental de Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn. **Química Nova**, v. 32, n. 6, pp. 1384-1388, 2009.
- BRASIL – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Caderno da Região Hidrográfica Atlântico Sudeste**. Brasília, DF, 2006.
- BRASIL. Ministério Público Federal (MPF). LACTEC. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Volume I – Meio Físico**. Curitiba: Lactec, 2017a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Volume I – Meio Físico**. Curitiba: Lactec, 2017a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Volume II – Meio Biótico**. Curitiba: Lactec, 2017b.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Resumo Executivo**. Curitiba: Lactec, 2017c.

- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Pós-desastre – Grupo 1: Qualidade de água, Águas subterrâneas, Pesca e Ecotoxicologia**. Curitiba: Lactec, 2018a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Pós-desastre – Meios Físico e Biótico: Geologia, Solos, Hidrologia e Hidrossedimentologia, Qualidade de sedimentos, Unidades de Conservação, Flora e Fauna**. Curitiba: Lactec, 2018b.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Consolidado Bens Arqueológicos e Culturais**. Curitiba: Lactec, 2018c.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **1º Relatório Parcial de Resultados**. Curitiba: Lactec, 2018d.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Metodológico de Valoração Econômica e Identificação de Danos Ambientais – Versão Preliminar**. Curitiba: Lactec, 2018e.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Caracterização Parcial do Rejeito de Mineração do Complexo de Germano**. Curitiba: Lactec, 2018f.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Contextualização**. Curitiba: Lactec, 2019a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Ambientes Aquáticos Continentais**. Curitiba: Lactec, 2019b.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Ambientes Terrestres e Atmosfera**. Curitiba: Lactec, 2019c.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Zona Costeira e Marinha**. Curitiba: Lactec, 2019d.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **2º Relatório Parcial de Resultados**. Curitiba: Lactec, 2019e.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Parcial de Valoração Econômica dos Danos Socioambientais**. Curitiba: Lactec, 2020a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **TOMO I – Contextualização. Diagnóstico de Danos**. Curitiba: Lactec, 2020b.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais. Diagnóstico de Danos**. Curitiba: Lactec, 2020c.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **TOMO III – Ambiente Terrestre e Atmosfera. Diagnóstico de Danos**. Curitiba: Lactec, 2020d.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **TOMO IV – Zona Costeira e Marinha. Diagnóstico de Danos**. Curitiba: Lactec, 2020e.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **TOMO V – Patrimônio Cultural. Bens Materiais. Diagnóstico de Danos**. Curitiba: Lactec, 2020f.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **TOMO V – Patrimônio Cultural. Bens Imateriais. Diagnóstico de Danos**. Curitiba: Lactec, 2020g.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **TOMO V – Patrimônio Cultural. Bens Arqueológicos. Diagnóstico de Danos**. Curitiba: Lactec, 2020h.

- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **Terceiro Relatório Parcial de Resultados: Cheia de 2020**. Curitiba: Lactec, 2020i.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **Valoração Econômica dos Danos Socioambientais: Valoração Contingente**. Curitiba: Lactec, 2020j.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **Diagnóstico dos danos ao patrimônio cultural nas Terras Indígenas**. Curitiba: Lactec, 2020k.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **Aditivo da pesca - Qualificação e quantificação de Elementos Potencialmente Tóxicos (metais e semimetais) em pescado proveniente da área de proibição da pesca – região entre a Barra do Riacho, em Aracruz, e Degredo/Ipiranguinha, em Linhares, litoral do Espírito Santo**. Curitiba: Lactec, 2020l.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **Parecer técnico sobre a área de passagem e deposição dos rejeitos advindos do rompimento da barragem de Fundão ao longo dos rios afetados – APDL 2016**. Curitiba: Lactec, 2020m.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **Parecer técnico conjunto Lactec/Ramboll acerca da reparação dos danos ao patrimônio histórico cultural decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, ao longo da bacia**. Curitiba: Lactec, 2020n.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **Valoração Econômica dos Danos Socioambientais**. Curitiba: Lactec, 2021a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **Parecer técnico nº 35 – Cenários de danos ao patrimônio cultural**. Curitiba: Lactec, 2021b.
- BRITO, N. M.; AMARANTE JUNIOR, O. P.; POLESE, L.; RIBEIRO, M. L. Validação de métodos analíticos: Estratégia e Discussão. **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 13, 129-146, 2003.
- BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M. V. Marine debris and human impacts on sea turtles in Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, nº 12, pp. 1330-1334, 2001.
- BUICO, A., CASSINO, C., DONDERO, F., VERGANI, L., OSELLA, D. Radical scavenging abilities of fish MT-A and mussel MT-10 metallothionein isoforms: An ESR study. **Journal of Inorganic Biochemistry**, v. 102, n. 4, p. 921–927, 2008.
- BURGER, J.; JEITNER, C.; SCHNEIDER, L.; VOGT, R.; GOCHFELD, M. Arsenic, Cadmium, Chromium, Lead, Mercury, and Selenium levels in blood of four species of turtles from the Amazon in Brazil. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A: Current Issues**, v. 73(1), p. 33-40, 2010.
- BURNETT, L.E., WOODSON, P.B.J., RIETOW, M.G., VILICICH, V.C. Crab gill intra-epithelial carbonic anhydrase plays a major role in haemolymph CO₂ and chloride ion regulation. **Journal Experimental Biology**, v. 92, p. 243–254, 1981.
- BURTON R. **Potassium homeostasis**. In: **Clinical physiology of acid-base and electrolyte disorders**. 5.ed. McGraw-Hill. p.374-402, 2001.
- CABRAL, M.T., RISSO, W. E., MARTINEZ, C.B.R. Acúmulo de zinco em diferentes órgãos do teleosteo neotropical *Prochilodus lineatus* ao longo de 168 horas de exposição. In: XV Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, 01 a 04 setembro 2018, **Anais...** Aracaju, Brasil, 2018.
- CAGNIN, R. C. Efeitos da exposição ao arsênio sobre juvenis de robalo-peva, *Centropomus parallelus* (Teleostei: Centropomidae) em diferentes salinidades. 2013. **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental**, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória,

- 2013.
- CAMARGO, M. M. P.; FERNANDES, M. N.; MARTINEZ, C. B. R. How aluminium exposure promotes osmoregulatory disturbances in the neotropical freshwater fish *Prochilus lineatus*. **Aquatic Toxicology**, v. 94, n. 1, p. 40–46, 2009.
- CAMARGO, M.M.P., MARTINEZ, C.B.R. Histopathology of gills, kidney and liver of a neotropical fish caged in an urban stream. **Neotrop. Ichthyol.** 5(3):327-336, 2007.
- CAMEJO, G., WALLIN, B., ENOJÄRVI, M. **Analysis of oxidation and antioxidants using microtiter plates**. In: Amstrong, D. (ed). Free radicals and antioxidants protocols. Human Press, New Jersey, pp. 377-387, 1998.
- CAMPANA, M.A., PANZERI, A.M., MORENO, V.J., DULOUT, F.N. Micronuclei induction in *Rana catesbeiana* tadpoles by pyrethroid insecticide lambda-cyhalothrin. **Genetics and Molecular Biology**, v.26, n.1, p. 99-103, 2003.
- CAMPOS JÚNIOR, E.O., ARAÚJO, D.F., SOUTO, H.N, CAMPOS, C.F., PEREIRA, B.B. Contamination and health risks assessment in a dam in the southeast region of Brazil using ecotoxicological methods, **Journal of Toxicology and Environmental Health**, Part A. 1-9, 2020.
- CANAL, A., VIRGENS, D.A.S., VELHA, V. **Biomarcadores enzimáticos, hematológicos e histológicos em tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*, L.) em resposta à exposição ao acefato, difenoconazol e sulfluramida**. p. 113, 2009.
- CANLI, M. Response of antioxidant system of freshwater fish *Oreochromis niloticus* to acute and chronic metal (Cd, Cu, Cr, Zn, Fe) exposures. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, p. 1884–1889, 2010.
- CARMO, F. F.; KAMINO, L. H. Y.; JUNIOR, R. T.; CAMPOS, I. C.; CARMO, F. F.; SILVINO, G.; CASTRO, K. J. S. X.; MAURO, M. L.; RODRIGUES, N. U. A.; MIRANDA, M. P. S.; PINTO, C. E. F. Fundação tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global contexto. **Perspectives in Ecology and Conservation**. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.002>. 2017.
- CARPENÈ, E., ANDREANI, G., ISANI, G. Trace elements in unconventional animals: a 40-year experience. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 43, pp. 169–179, 2017.
- CARRANO, A. V., HEDDLE, J. A. The Fate of Chromosome Aberrations. **Journal of Theoretical Biology**, v. 38, p. 289-304, 1973.
- CARRASCO, K.R., TILBURY, K.L., MYERS, M.S. Assessment of the piscine micronuclei test as an *in situ* biological indicator of chemical contaminant effects. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 47, p. 2123-2136. 1990.
- CARVALHO, C.S.; UTSUNOMIYA, H. S. M.; PASQUOTO, T.; LIMA, R., COSTA, M.J., FERNANDES, M.N. Blood cell responses and metallothionein in the liver, kidney and muscles of bullfrog tadpoles, *Lithobates catesbeianus*, following exposure to different metals. **Environmental Pollution**, 1-8, 2016.
- CARVALHO, C.S.; UTSUNOMIYA, H. S. M.; PASQUOTO-STIGLIANI, T.; COSTA, M. J.; FERNANDES, M.N. Biomarkers of the oxidative stress and neurotoxicity in tissues of the bullfrog, *Lithobates catesbeianus* to assess exposure to metals. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 196, 110560, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110560>, 2020.
- CASINI, S.; CALIANI, I.; GIANNETTI, M.; MARSILI, L.; MALTESE, S.; COPPOLA, D.; BIANCHI, N.; CAMPANI, T.; ANCORA, S.; CARUSO, C.; FURII, G.; PARGA, M.; D'AGOSTINO, A.; FOSSI, M. C. First ecotoxicological assessment of *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) in the Mediterranean Sea using an integrated nondestructive protocol. **Science of the Total Environment**, v. 631–632, p. 1221–1233, 2018.

- CASTRO, J. P. G. R. Comportamentos e Fisiologia do Estresse de *Megaptera novaeangliae* ao longo da estação reprodutiva na região do Arquipélago dos Abrolhos (BA - Brasil). **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Ciências do Comportamento**, Departamento de Processos Psicológicos Básicos, Instituto de Psicologia da UNB, Universidade de Brasília, Brasília, 2015. 59p.
- CEMELI, E.; BAUMGARTNER, A.; ANDERSON, D. Antioxidants and the Comet assay. **Mutation Research**, p. 681 51–67, 2009.
- CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 97, n. 1, p. 7–15, 2007.
- CERQUEIRA, C.C.C., FERNANDES, M.N. Gill tissue recovery after copper exposure and blood parameter responses in the tropical fish *Prochilodus scrofa*. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** 52: 83-91, 2002.
- CHAPMAN, P. M.; PAINE, M. D.; ARTHUR, A. D.; TAYLOR, L. A. A triad study of sediment quality associated with a major, relatively untreated marine sewage discharge. **Marine Pollution Bulletin**, v. 32, n. 1, p. 47-67, 1996.
- CHOJNACKA, K.; MIKULEWICZ, M. Bioaccumulation. **Encyclopedia of Toxicology**, v. 1, pp. 456-460, <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.01039-3>, 2014.
- CHOWDHURY, M. J.; PANE, E. F.; WOOD, C. M. Physiological effects of dietary cadmium acclimation and waterborne cadmium challenge in rainbow trout: Respiratory, ionoregulatory, and stress parameters. **Comparative Biochemistry and Physiology – C. Toxicology and Pharmacology**, v. 139, n. 1–3, p. 163–173, 2004.
- CLARK, D. R., JR., SHORE, R. F. Chiroptera. In: SHORE, R.F., RATTNER, B. A. (Eds.), **Ecotoxicology of wild mammals**. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., p. 159-214. 2001.
- CLARK, P., HOLZ, P., DUIGNAN, P.J. Collection and handling of blood samples. In: **Hematology of Australian Mammals**. Ed P Clark, CSIRO Publishing, Collingwood, Australia. 2004.
- CLARKE-WOOD, B.K., JENKINS, K.M., LAWA, B.S., BLAKEY, R.V. The ecological response of insectivorous bats to coastal lagoon degradation. **Biological Conservation**, 202: 10–19, 2016.
- COGO, A.J.D., SIQUEIRA, A.F., RAMOS, A.C., CRUZ, Z.M.A., SILVA, A.G. Utilização de enzimas do estresse oxidativo como biomarcadoras de impactos ambientais. **Natureza on line** 7 (1): 37-42, 2009.
- COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE (CBH-DOCE). **A bacia**. Governador Valadares: CBH-DOCE, 2014. Disponível em: <<http://www.cbhdoce.org.br/a-bacia>>. Acesso em: 03 de maio de 2017.
- CONSELHO FEDERAL DE BIOLOGIA (CFBio). **Portaria nº 148, de 8 de dezembro de 2012**. Regulamenta os procedimentos de captura, contenção, marcação e coleta de animais vertebrados previstos nos Artigos, 4º, 5º, 6º e 8º da Resolução CFBio nº 301/2012. Disponível em <http://www.crbio-02.gov.br/Noticias.aspx?n=71&t=PORTARIA%20CFBio%20N%C2%BA%20148/2012>. Acesso em: 03 de maio de 2017.
- CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME. Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce e planos de ações para as unidades de planejamento e gestão de recursos hídricos no âmbito da bacia do rio Doce: relatório final. **Consórcio Ecoplan-Lume**, 2010. 1 v. Disponível em: <www.cbhdoce.org.br/wpcontent/uploads/2014/10/PIRH_Doce_Volume_I.pdf>. Acesso em: 02 de maio de 2017.
- COOKE, J. A., ANDREWS, S. M., JOHNSON, M. S. Lead, Zinc, Cadmium and Fluoride in small mammals from contaminated grassland established on fluorspar tailings. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 51: 43–54, 1990.
- COOKE, J.G. *Megaptera novaeangliae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T13006A50362794.

- CORREA, L.M., KOCHHANN, D., BECKER, A.G., PAVANATO, M.A., LESUY, S.F., LORO, V.L., RAABE, A., MESKO, M.F., FLORES, E.M., DRESSLER, V.L., BALDISSEROTTO, B. Biochemistry, cytogenetics and bioaccumulation in silver catfish (*Rhamdia quelen*) exposed to different thorium concentrations. **Aquatic Toxicology**, v. 88, n. 4, p. 250–256, 2008.
- COSTA, A. T. Geoquímica das águas e dos sedimentos da Bacia do Rio Gualaxo do Norte, leste –Sudeste do Quadrilátero Ferrífero (MG): estudo de uma área afetada por atividade de extração mineral. **Dissertação (Mestrado) – Departamento de Geologia**, Universidade Federal de Ouro Preto, 2001.
- COSTA, A. T.; NALINI JR, H. A.; CASTRO, P. T. A.; TATUMI S. H. Análise estratigráfica e distribuição do arsênio em depósitos sedimentares quaternários da porção sudeste do Quadrilátero Ferrífero, bacia do Ribeirão do Carmo, MG. **Geociências**, v. 63, n. 4, p. 703-714, 2010.
- COSTA, M. Review of arsenic toxicity, speciation and polyadenylation of canonical histones. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 375, n. February, p. 1–4, 2019.
- CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Monitoramento especial do rio Doce: Relatório 02 - Geoquímica**. Segunda Campanha de Campo 12 a 23 de novembro de 2015. Belo Horizonte- MG, Brasil. 2015. Disponível em: http://www.cprm.gov.br/publique/media/RT_02_2015_MONIT_ESP_BACIA_RIO_DOCE_v4_5.pdf. Acesso em: 02 de outubro de 2017.
- CRAFFORD, D., AVENAT-OLDEWAGE, A. Bioaccumulation of non-essential trace metals in tissues and organs of *Clarias gariepinus* (sharp-tooth catfish) from the Vaal River system – strontium, aluminium, lead and nickel. **Water SA** 36(5): 621-640, 2010.
- CREMER, M. J.; SIMÕES-LOPES, P. C. The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in Southern, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22(3), p. 717-723, 2005.
- CRESTANI, M., MENEZES, C., GLUSCZAK, L., MIRON, D.S., LAZZARI, R., DUARTE, M.F., MORSCH, V.M., PIPPI, A.L., VIEIRA, V.P. Effects of clomazone herbicide on hematological and some parameters of protein and carbohydrate metabolism of silver catfish *Rhamdia quelen*. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** 65: 48–55, 2006.
- CURRIE, L. A. Nomenclature in evaluation of analytical methods including detection and quantification capabilities. IUPAC Recommendations 1995, **IUPAC Pure and Applied Chemistry**, 67, 1699-1723, 1995.
- DANILEWICZ, D.; ZERBINI, A. N.; ANDRIOLO, A.; SECCHI, E. R.; SUCUNZA, F.; FERREIRA, E.; DENUNCIO, P.; FLORES, P. A. C. Abundance and distribution of an isolated population of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in southeastern Brazil: red alert for FMA I? In: **Annual report of the International Whaling Commission**. 2012. 17p.
- DAVIS, E. E., FRANGAKIS, S., KATSANIS, N. Interpreting human genetic variation with in vivo zebrafish assays. **Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Molecular Basis of Disease**, v. 1842, n. 10, 1960-1970, 2014.
- DE DOMENICO, E., MAUCERI, A., GIORDANO, D., MAISANO, M., GIANNETTO, A., PARRINO, V., NATALOTTO, A., D'AGATA, A., CAPPELLO, T., FASULO, S. Biological responses of juvenile European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) exposed to contaminated sediments. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 97, p. 114–123, 2013.
- DEBÉN, S., FERNÁNDEZ, J. Á., ABOAL, J.R., CARBALLEIRA, A. Evaluation of different contour feather types for biomonitoring lead exposure in Northern goshawk (*Accipiter gentilis*) and tawny owl (*Strix aluco*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 85, pp. 115-119, 2012.
- DEFOREST, D. K.; BRIX, K. V.; ADAMS, W. J. Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: The inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. **Aquatic Toxicology**, v. 84, n. 2 SPEC. ISS., p. 236–246, 2007.

- DELA COSTA, F. P. Dispersão da pluma de rejeitos de minério de ferro na região costeira adjacente do rio doce – ES após o rompimento da barragem de Fundão. **Trabalho de Conclusão de Curso - Departamento de Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da UFES**, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2018. 95p.
- DEPLEDGE, M.H., AAGAARD, A., GYÖRKÖS, P. Assessment of trace metal toxicity using molecular, physiological and behavioural biomarkers. **Marine Pollution Bulletin**, v.31, pp. 19-27, 1995.
- DI MARZIO, A., LAMBERTUCCI, S.S., GARCIA FERNANDEZ, A.J., MARTÍNEZ-LÓPEZ, E. From Mexico to the Beagle Channel: A review of metal and metalloid pollution studies on wildlife species in Latin America. **Environmental Research**, 176: 108462, 2019.
- DIB, L.V.; BARBOSA, A.S. **Identificação de mamíferos silvestres e detecção de parasitos em material fecal coletado no Parque Nacional de Itatiaia**, Brasil. 2016. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/parnaitatiaia/images/stories/2020/O_que_fazemos/Pesquisa/368-idnmamiferosilvestre.pdf. Acesso em: 20 mar 2021.
- DINÇ, H.; YİĞİN, A.; BOZKAYA, F. Trace elements and metal content in the feathers of the northern bald ibis (*Geronticus eremita*). **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 17(6), p.14823-14834, 2019.
- DIRETORIA DE PREVENÇÃO E EMERGÊNCIA AMBIENTAL (DEAMB), SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (SEMAD) e SISTEMA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (SISEMA). **Relatório Técnico no 11/2016**. Mortandade de peixes na Bacia do Rio Doce após rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues (Mariana/MG), em 05/11/2015, Ref. DO1-DOC-05112015. 2016. 71p.
- DO AMARAL, D.F., GUERRA, V., MOTA, A.G.C., MELO E SILVA, D., ROCHA, T.L. Ecotoxicity of nanomaterials in amphibians: A critical review. **Science of the Total Environment**, v. 686, p. 332–344, 2019.
- DONALD, J.A., TRAJANOVSKA, S. A perspective on the role of natriuretic peptides in amphibian osmoregulation. **General and Comparative Endocrinology**, v. 147, n. 1, p. 47–53, 2006.
- DORNELES, P.R.; LAILSON-BRITO, J.; FERNANDEZ, M.A.S.; VIDAL, L.G.; BARBOSA, L.A.; AZEVEDO, A.F.; FRAGOSO, A.B.L.; TORRES, J.P.M.; MALMA, O. Evaluation of cetacean exposure to organotin compounds in Brazilian waters through hepatic total tin concentrations. **Environmental Pollution**, 156, p. 1268–1276, 2008.
- DORVAL, J., LEBLOND, V.S., HONTELA, A. Oxidative stress and loss of cortisol secretion in adrenocortical cells of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed in vitro to endosulfan, an organochlorine pesticide. **Aquat. Toxicol.** 63: 229 – 241, 2003.
- DRUEKE, T.B., LACOUR, B. **Disorders of calcium, phosphate, and magnesium metabolism**. In: Johnson RJ, Feehally J. *Comprehensive clinical nephrology*. 2. ed. Mosby. p.123-39, 2004.
- DUARTE, I. D.; DIAS, M. C.; DAVID, J. A. O.; MATSUMOTO, S. T. A qualidade da água da Lagoa Jacuném (Espírito Santo, Brasil) em relação a aspectos genotóxicos e mutagênicos, mensurados respectivamente pelo ensaio do cometa e teste do micronúcleo em peixes da espécie *Oreochromis niloticus*. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 10, n. 2, p. 211-219, 2012
- DUARTE, R.M.; FERREIRA, M.S.; WOOD, C.M.; VAL, A.L. Effect of low pH exposure on Na⁺ regulation in two cichlid fish species of the Amazon. **Comp Biochem Physiol** 166A: 441-448, 2013.
- DUARTE, S.; ARAÚJO, F. G.; BAZZOLI, N. Reproductive plasticity of *Hypostomus affinis* (Siluriformes: Loricariidae) as a mechanism to adapt to a reservoir with poor habitat complexity. **Zoologia**, v. 28, n. 5, p. 577–586, 2011.
- DUGMONITS, K., FERENCZ, Á., JANCÓS, Z. JUHÁSZ, R. HERMESZ, E. Major distinctions in the antioxidant responses in liver and kidney of Cd 2⁺ -treated common carp (*Cyprinus carpio*). **Comparative Biochemistry and Physiology**, Part C, v. 158, n. 4, p. 225–230, 2013.

- DUTRA, G.H.P. Testudines (Tigre d'água, Cágado e Jabuti) In: Cubas, Silva e Catão-Dias, 2014. **Tratado de Animais Selvagens - Medicina Veterinária**. 2 ed. São Paulo: Rocca, 2014, v.1. p. 170-185. P. 219-258, 2014.
- ECONSERVATION - Estudos e Projetos Ambientais. **Relatório técnico RT ECV 065/16**: Monitoramento de bioacumulação (Ictiofauna, Carcinofauna e Malacofauna) por metais, na região marinha adjacente à foz do rio Doce e sob possível influência da lama de rejeitos oriunda do rompimento da barragem de Fundão, abril, 2016. 972p.
- EGEA-SERRANO, A., RELYEA, R.A., TEJEDO, M., TORRALVA, M. Understanding of the impact of chemicals on amphibians: a meta-analytic review. **Ecology and Evolution**, 2(7): 1382–1397, 2012.
- EISLER, R. **Handbook of Chemical Risk Assessment: Health Hazards to Humans, Plants, and Animals**. CRC Press, 2000. 4141p.
- ELLMAN, G.L., COURTNEY, K.D., ANDRES, V.J., FEATHERSTONE, R.M. A new and rapid colorimetric of acetylcholinesterase determination of acetylcholinesterase activity. **Biochemical Pharmacology**, v. 7, p. 88–95, 1961.
- EMIN-LIMA, N.R. Preenchendo lacunas em saúde de ecossistemas: estudo morfológico e de contaminantes nos botos-cinza (*Sotalia guianensis*, VAN BENÉDEN 1864) da costa norte do Brasil. **Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Ciências**, área de concentração em Saúde Pública e Meio Ambiente da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, FIOCRUZ, Rio de Janeiro, 2012. 117p.
- ESHAR, D. WEINBERG, M. Venipuncture in bats. **Laboratory Animal**. Volume 39, p. 175–176, 2010.
- ESTRADA-GUERRERO, D. M., SOLER-TOVAR, D. Las aves como bioindicadores de contaminación por metales pesados en humedales. **Ornitología Colombiana**, n. 14, 2014.
- EVANS, D. H. The fish gill: Site of action and model for toxic effects of environmental pollutants. **Environmental Health Perspectives**, v. 71, p. 47-58, 1987.
- EVANS, D. H.; PIERMARINI, P. M.; CHOE, K.P. The multifunctional fish gill: Dominant site of gas exchange, osmoregulation, acid-base regulation, and excretion of nitrogenous waste. **Physiological Reviews**, v. 85, p. 97–177, 2005.
- EVANS, D.H. Freshwater Fish Gill Ion Transport: August Krogh to morpholinos and microprobes. **Acta Physiol** 202: 349-359, 2011.
- EVANS, K.J., GREEBERG, A. Hyperkalemia: a review. **J Intensive Care Med**. 20:272-90, 2005.
- FARIA, M.B., KAISER, M.V. Pequenos mamíferos não-voadores (Didelphimorphia e Rodentia): estudo de impacto ambiental em uma região de ecótono entre a Mata Atlântica e a Caatinga. **Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia**, 89: 74-82, 2020.
- FEDATTO ABELHA, M. C.; GOULART, E. Trophic opportunism of *Geophagus brasiliensis* (Quoy and Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) in Capivari Reservoir, state of Paraná, Brazil. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, v. 26, n. 1, p. 37–45, 2004.
- FEIST, B. E. et al. Landscape Ecotoxicology of Coho Salmon Spawner Mortality in Urban Streams. **PLOS ONE**, v. 6, n. 8, p. 23424, 2011.
- FELIPPE, M. F.; COSTA, A.; FRANCO, R.; MATOS, R. **A Tragédia Do Rio Doce: A Lama, O Povo e a Água**. Relatório de campo e Interpretações preliminares sobre as consequências do rompimento da Barragem de Rejeitos de Fundão (Samarco/Vale/BHP). Geografias - Edição Especial - Vale do Rio Doce: formação geo-histórica e questões atuais, p. 63-94, 2016.
- FÉLIX, G.B.V. Ocorrência e caracterização de golfinhos no litoral norte do Espírito Santo e sua relação com a atividade pesqueira. **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Tropical da UFES**, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014, 65p.
- FERNANDES, G. W.; GOULART, F. F.; RANIERI, B.D.; COELHO, M.S.; DALES, K.; BOESCHE, N.;

- BUSTAMANTE, M.; CARVALHO, F.A.; CARVALHO, D.C.; DIRZO, R.; FERNANDES, S.; GALETTI JR, P. M.; MILLAN, V.E.G.; MIELKE, C.; RAMIREZ, J.L.; NEVES, A.; ROGASS, C.; RIBEIRO, S.P.; SCARIOT, A.; SOARES-FILHO, B. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza e Conservação**, v. 14, p. 35-45, 2016.
- FERNANDES, V. O.; CAVATI, B.; SOUZA, B. D. A.; MACHADO, R. G.; COSTA, A. G. Lagoa Mãe-Bá (Guarapari-Anchieta, ES): Um Ecossistema com potencial de floração de cianobactérias? **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 366- 381, 2009.
- FERRANTE, M., SPENA, M.T., HERNOUT, B.V., GRASSO, A., MESSINA, A., GRASSO, R., AGNELLI, P., BRUNDO, M.V., COPAT, C. Trace elements bioaccumulation in liver and fur of *Myotis myotis* from two caves of the eastern side of Sicily (Italy): A comparison between a control and a polluted área. **Environmental Pollution**, 240: 273 – 285, 2018.
- FERRANTE, M.; PAPPALARDO, A. M.; FERRITO, V.; PULVIRENTI, V.; FRUCIANO, C.; GRASSO, A.; SCIACCA, S.; TIGANO, C.; COPAT, C. Bioaccumulation of metals and biomarkers of environmental stress in *Parablennius sanguinolentus* (Pallas, 1814) sampled along the Italian coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 122 (1–2), p. 288-296, 2017.
- FERREIRA, A. Trace metals concentration in *Fregata magnificens*: A case study of Coroa Grande Mangrove in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of Oceanography and Marine Science**, v. 2(2), p. 43-49, 2011.
- FERREIRA, C. J. S. Impacto automotivo em populações de *Ctenomys minutus* na planície costeira do RS: avaliação do teor de metais tóxicos e medição de lipoperoxidação. 2003. **Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Ecologia da UFRS**, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003. 57p.
- FERREIRA, G. L., Lopes, V.G., Gomes, J.H.C., Castelo Branco, C.W. Condition factor and diet of the catfish *Loricariichthys castaneus* (Castelnau, 1855): Gender differences in three tropical reservoirs. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 48, n. 3, p. 190–198, 2013.
- FERREIRA, J.D. Aves e efeitos da fragmentação em um remanescente de Mata Atlântica do Quadrilátero Ferrífero, MG. **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais**, Belo Horizonte, 2009. 151p.
- FIGUEIRA, E.; BRANCO, D.; ANTUNES, S. C.; GONÇALVES, F.; FREITAS, R. Are metallothioneins equally good biomarkers of metal and oxidative stress? **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 84, p. 185–190, 2012.
- FLACHE, L., BECKER, N.I., KIERDORF, U., CZARNECKI, S., DÜRING, R.A., ENCARNACÃO, J.A. Similar but not the same: metal concentrations in hair of three ecologically similar, forest-dwelling bat species (*Myotis bechsteinii*, *Myotis nattereri*, and *Plecotus auritus*). **Environmental Science and Pollution Research**, 25: 5437–5446, 2018.
- FLACHE, L., CZARNECKI, S., DÜRING, R.A., KIERDORF, U., ENCARNACÃO, J.A. Trace metal concentrations in hairs of three bat species from an urbanized area in Germany. **Journal of Environmental Science**, 31: 184-193, 2015.
- FLACHE, L., EKSCHMITT, K., KIERDORF, U., CZARNECKI, S., DÜRING, R.A., ENCARNACÃO, J.A. Reduction of metal exposure of Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*) following remediation of pond sediment as evidenced by metal concentrations in hair. **Science of the Total Environment**, 547: 182–189, 2016.
- FLEEGER, J.W. How do indirect effects of contaminants inform ecotoxicology? A review. **Processes**, 8: 1659-1677, 2020. doi:10.3390/pr8121659
- FLORA, S. J. S. et al. Arsenic induced oxidative stress and the role of antioxidant supplementation during chelation: A review. **Journal of Environmental Biology**, v. 28, n. 2, p. 333–347, 2007.

- FONTAÍNHAS-FERNANDES, A., LUZIO, A. GARCIA-SANTOS, S., CARROLA, J., MONTEIRO, S. Gill histopathological alterations in Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus*, exposed to treated sewage water. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 5: 1057 – 1063, 2008.
- FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G. T. W. **Metal pollution in the aquatic environment**. 2. ed. Berlin: Springer-Verlag, 1981.
- FOSSI, M.C., MARSILI, L., LAURIANO, G., FORTUNA, C., CANESE, S., ANCORA, S., LEONZIO, C., ROMEO, T., MERINO, R., ABAD, E., JIMÉNEZ, B. Assessment of toxicological status of a SW Mediterranean segment population of striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) using skin biopsy. **Marine Environmental Research**, v. 58, pp. 269–274, 2004.
- FRAINER, G; SICILIANO, S; TAVARES, D.C. Franciscana calls for help: the short and long-term effects of Mariana's disaster on small cetaceans of South-eastern Brazil. **International Whaling Commission**, 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/328913117_Franciscana_calls_for_help_the_short_and_long-term_effects_of_Mariana's_disaster_on_small_cetaceans_of_South-eastern_Brazil. Acesso em: 15jan 2021.
- FRANTZ, A.; POTTIER, M-A.; KARIMI, B.; CORBEL, H.; AUBRY, E.; HAUSSY, C.; GASPARINI, J.; CASTREC-ROUELLE, M. Contrasting levels of heavy metals in the feathers of urban pigeons from close habitats suggest limited movements at a restricted scale. **Environmental Pollution**, v.168, p. 23-28, 2012.
- FRÄNZLE, O. Bioindicators and environmental stress assessment. In: **Bioindicators and Biomonitoring**. Elsevier Science Ltd., p. 41–84, 2003.
- FREGONEZI, G.L. Efeito do percentual de habitat e de diferentes tipos de matrizes sobre a dieta de Jaguatirica (*Leopardus pardalis*). **Monografia – Graduação em Ciências Biológicas**, Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho, UNESP, Rio Claro, São Paulo, 2015. 31p.
- FREIRE, C.A; ONKEN, H.; MCNAMARA J.C. A structure-function analysis of ion transport in crustacean gills and excretory organs. **Comp Biochem Physiol** 151A: 272– 304, 2008.
- FREITAS NETTO, R.; DI BENEDITTO, A. P.M. Interactions between fisheries and cetaceans in Espírito Santo State coast, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 10(1), p. 55-63, 2008.
- FRENZILLI, G., BEAN; T.P., LYONS, B.P. **Chapter 13: The Application of the Comet Assay in Aquatic Environments in The Comet Assay in Toxicology**, 2016, pp. 354-368, 2016.
- FRITSCH, C., COSSON, R.P., COEURDASSIER, M.I., RAOUL, F., GIRAUDOUX, F., CRINI, N., VAUFLEURY, A., SCHEIFLER, R. Responses of wild small mammals to a pollution gradient: Host factors influence metal and metallothionein levels. **Environmental Pollution**, 158: 827–840, 2010.
- FRIZZERA, F.C.; TOSI, C.; PINHEIRO, H.T.; MARCONDES, M.C.C. Captura acidental de toninha (*Pontoporia blainvillei*) na costa norte do Espírito Santo, Brasil. **Bol. Mus. Biol. Mello Leitão**, v. 29, p.81-86, 2012.
- FROESE, R., PAULY, D. **FishBase**. 2017. Disponível em <http://www.fishbase.org>. Acesso em: 24 ago 2020.
- FUNDAÇÃO DE APOIO À UNIVERSIDADE DO RIO GRANDE (FAURG). **Relatório técnico-científico, contrato 105/2016**. Etapa 1: Análise de contaminantes (metais); Etapa 2: Análise sobre as possibilidades de contaminação do Parque Nacional Marinho de Abrolhos e regiões relacionadas; Etapa 3: Assinatura geoquímica de elementos de comparação com a pluma de sedimentos do rio Doce; Etapa 4: Análise de biomarcadores (lipoperoxidação). 2016a. 63p.
- FUNDAÇÃO DE APOIO À UNIVERSIDADE DO RIO GRANDE (FAURG). **Relatório técnico-científico, contrato 105/2016**. Etapa 5: Análise comparativa sobre os resultados entre as expedições Soloncy Moura I e II e as amostras coletadas antes do evento. 2016b. 16p.

- FUNDO BRASILEIRO PARA A BIODIVERSIDADE (FUNBIO). **Dia da Toninha celebrado pela primeira vez.** Disponível em: <<https://www.funbio.org.br/dia-da-toninha-celebrado-pela-primeira-vez/>>. Acesso em: 06 jan 2021.
- GIBBS, A., SOMERO, G.N. Pressure adaptation of Na⁺/K⁺-ATPase in gills of marine teleosts. **Journal of Experimental Biology**, 143, pp. 475-492, 1989.
- GIOTTO, L., ESPÍNDOLA, E.L.G., GEBARA, R.C., FREITAS, J.S. Acute and Chronic Effects on Tadpoles (*Lithobates catesbeianus*) Exposed to Mining Tailings from the Dam Rupture in Mariana, MG (Brazil). **Water Air Soil Pollut**, 231:325, 2020.
- GODOY, D.F. **Utilização de habitat pelo boto-cinza, Sotalia guianensis (Cetacea, Delphinidae), na região do complexo estuarino lagunar de Cananéia, São Paulo.** 2011. 59 f. 2011.
- GOLDER ASSOCIATES BRASIL CONSULTORIA E PROJETOS LTDA. Memorando Técnico MT-253_159-515-2282. **Concentração de metais em água, sedimentos, tecido de peixes e organismos aquáticos coletados na região marinha e estuarina da foz do rio Doce.** Março, 2016a.
- _____. Memorando Técnico MT-023_159-515-2282_01-B. **Rompimento da Barragem de Fundão – Caracterização Geoquímica de Rejeitos de Fonte e de Rejeitos Depositados (Base de Dados Secundária).** Abril, 2016b.
- _____. Relatório Técnico RT-023_159-515-2282_00-J. **Avaliação dos Impactos no Meio Físico Resultantes do Rompimento da Barragem de Fundão.** Julho, 2016c.
- GOMES, S.S., CARVALHO, A.C.C., CASTRO, C.M.V.A., CADENA, P.G. Efeitos tóxicos dos sedimentos do estuário do rio Capibaribe em embriões de zebrafish (*Danio rerio*). **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.**, v.72, n.2, p.623-632, 2020.
- GONÇALVES, M.R. Avaliação comportamental de ratos tratados cronicamente com água do rio Doce pós-rompimento da barragem de Fundão, via oral. 2016. **Monografia – Curso de graduação em Farmácia**, Universidade Federal de Brasília, Ceilândia, 2016.
- GONÇALVES, M.W., OLIVEIRA, H.H.P., CARVALHO, W.F., MELO E SILVA, D., NOMURA, F., BASTOS, R.P., DA CRUZ, A.D. Análises mutagênicas de anuros em áreas de mineração de níquel. **Estudos**, v. 339, n. 2, pp. 115-121, 2012.
- GONZÁLEZ, A.G., HERRADOR, A. A practical guide to analytical method validation, including measurement uncertainty and accuracy profiles. **TrAC Trends in Analytical Chemistry** 26(3): 227-238, 2007.
- GONZÁLEZ, X.I., ABOAL, J.R., FERNÁNDEZ, J.A., CARBALLEIRA, A. Evaluation of some sources of variability in using small mammals as pollution biomonitors. **Chemosphere**, 71: 2060–2067, 2008.
- GOPI, N. et al. Chronic exposure of *Oreochromis niloticus* to sub-lethal copper concentrations: Effects on growth, antioxidant, non-enzymatic antioxidant, oxidative stress and non-specific immune responses. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 55, n. May, p. 170–179, 2019.
- GOUVA, E., NATHANAILIDES, C., SKOUFOS, I., PASCHOS, I., ATHANASSOPOULOU, F., PAPPAS, I.S. Comparative study of the effects of heavy metals on embryonic development of zebrafish. **Aquaculture Research**, 1–13, 2020.
- GREEFF, D. The impact of heavy metal contamination on the morphology and physiology of small mammals. 2018. **Dissertação (Mestrado) - School of Animal, Plant and Environmental Sciences**, Faculty of Science, University of the Witwatersrand, Johannesburg, 2018. 97p.
- GRIVENNIKOVA, V. G.; VINOGRADOV, A. D. Generation of superoxide by the mitochondrial Complex I. **Biochimica et Biophysica Acta - Bioenergetics**, v. 1757, n. 5–6, p. 553–561, 2006.
- GRUPO INDEPENDENTE PARA AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL (GIAIA). **Relatório-técnico de determinação de metais na bacia do rio Doce (Período: dezembro-2015 a abril-2016).** 2016. 71p.
- GUERRA, M.B.B.; TEANEY, B.T.; MOUNT, B.J.; ASUNSKIS, D.J.; JORDAN, B.T.; BARKER, R.J.; SANTOS, E.E.;

- SCHAEFER, C.E.G.R. Post-catastrophe analysis of the Fundão Tailings Dam Failure in the Doce River System, Southeast Brazil: Potentially Toxic Elements in Affected Soils. **Water, Air and Soil Pollution**, p. 228 – 252. 2017.
- GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.; PIERANGELI, M.A.P.; ZULIANI, D.Q.; CAMPOS, M.L.; MARCHI, G. Elementos traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciências do Solo**, v. 4, p. 345-390, 2005.
- GUIMARÃES, M.C.C.S. Ecotoxicologia como ferramenta de monitoramento na gestão municipal de recursos hídricos no município de Barão de Cocais – MG. 2007. **Monografia – Programa de Pós-graduação em Gerenciamento de Recursos Hídricos**, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.
- GUINOT, D. et al. Long-term effect of temperature on bioaccumulation of dietary metals and metallothionein induction in *Sparus aurata*. **Chemosphere**, v. 87, n. 11, p. 1215–1221, 2012.
- GUMULEC, J., RAUDENSKA, M., HLAVNA, M., STRACINA, T., SZTALMACHOVA, M., TANHAUSEROVA, V., PACAL, L., RUTTKAY-NEDECKY, B., SOCHOR, J., ZITKA, O., BABULA, P., ADAM, V., KIZEK, R., NOVAKOVA, M., MASARIK, M. Determination of oxidative stress and activities of antioxidant enzymes in guinea pigs treated with haloperidol. **Experimental and Therapeutic Medicine**, v. 5, n. 2, p. 479–484, 2013.
- GUPTA, V. Mammalian Feces as Bio-Indicator of Heavy Metal contamination in Bikaner Zoological Garden, Rajasthan, India. **Research Journal of Animal, Veterinary and Fishery Sciences**, v. 1(5): 1-4, 2013.
- GUPTA, V. Mammalian Scat as a Bio indicator of Heavy Metals Contamination in Western Rajasthan, India. **International Journal of Scientific and Research Publications**, v. 2 (12): 630-633, 2012.
- GUPTA, V., BAKRE, P. Mammalian Feces as Bioindicator of Urban Air Pollution in Captive Mammals of Jaipur Zoo. **World Environment**, v. 3, n. 2, pp. 60-65, 2013.
- HAHN, N. S.; ALMEIDA, V. L. L. de; LUZ, K. D. G. da. Alimentação e ciclo alimentar de *Hoplosternum littorale* (HANCOCK) (Siluriformes, Callichthyidae) nas Lagoas Guaraná e Patos da Planície do Alto Rio Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 14, n. 1, p. 57–64, 1997.
- HALLARE, A. V. et al. Combined effects of temperature and cadmium on developmental parameters and biomarker responses in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. **Journal of Thermal Biology**, v. 30, n. 1, p. 7–17, 2005.
- HALLIWELL, B. Reactive Species and Antioxidants. **Redox Biology**, v. 141, n. 2, p. 312–322, 2016.
- HAMILTON, P.B., ROLSHAUSEN, G., UREN WEBSTER, T.M., TYLER, C.R. Adaptive capabilities and fitness consequences associated with pollution exposure in fish. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 372, n. 1, p. 1–9, 2016.
- HANADHITA, D., SATYANINGTIJAS, A.S., AGUNGPRIYONO, S. Bats Oxidative Stress Defense. **Jurnal Riset Veteriner Indonesia (Journal of The Indonesian Veterinary Research)**, v. 3, n. 1, p. 1–9, 2019.
- HATJE, V.; PEDREIRA, R. M. A.; REZENDE, C. E.; SCHETTINI, C. A. F.; SOUZA, G. C.; MARIN, D. C.; HACKSPACHER, P. C. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. **Nature: Scientific Reports**, v. 7, n. 10706, p. 1-13, 2017. DOI:10.1038/s41598-017-11143-x 1.
- HAUSER-DAVIS, R. A.; MONTEIRO, F.; ROCHA, R. C. C.; LEILA, L.; CARDOSO, M. D.; SICILIANO, S. Titanium as a contaminant of emerging concern in the aquatic environment and the current knowledge gap regarding seabird contamination. **Ornithologia**, v. 11, n. 1, p. 7-15, 2020.
- HAYES, F., SPURGEON, D.J., LOFTSC, S., JONES, L. Evidence-based logic chains demonstrate multiple impacts of trace metals on ecosystem services. **Journal of Environmental Management**, 223: 150–164, 2018.
- HAYES, T.B., FALSO, P., GALLIPEAU, S., STICE, M. The cause of global amphibian declines: a

- developmental endocrinologist's perspective. **The Journal of Experimental Biology** 213, 921-933, 2010.
- HE, X., AKER, W.G., HWANG, H.M. An in vivo study on the photo-enhanced toxicities of S-doped TiO₂ nanoparticles to zebrafish embryos (*Danio rerio*) in terms of malformation, mortality, rheotaxis dysfunction, and DNA damage. **Nanotoxicology**, 8: 1-11, 2013.
- HEARD, D. Chiroptera. In **Zoo and Wildlife Animal Medicine**. Ed Fowler and Miller, Elsevier Science, 2003.
- HEIKER, L.M., ADAMS, R.A., RAMOS, C.V. Mercury Bioaccumulation in Two Species of Insectivorous Bats from Urban China: Influence of Species, Age, and Land Use Type. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 1-9, 2018.
- HENRY, R.P. Techniques for measuring carbonic anhydrase *in vitro*: the electrometric delta pH and pH stat assays. In: Dodgson, S.J., Tashian, R.E., Gros, G., Carter, N.D. (Eds.): **The Carbonic Anhydrases: Cellular Physiology and Molecular Genetics**. Plenum Press, New York, pp. 119–126, 1991.
- HERMES-LIMA, M. Oxygen in biology and biochemistry: role of free radicals. In: Storey, K.B. (Ed.), **Functional Metabolism: Regulation and Adaptation**. John Wiley & Sons, New Jersey, pp. 319–368, 2004.
- HERNDON, M.J., WHITESIDE, M. Unacknowledged Potential Factors in Catastrophic Bat Die-off Arising from Coal Fly Ash Geoengineering. **Asian Journal of Biology**, 8(4): 1-13, 2019.
- HERNOUT, B.V., BOWMAN, S.R., WEAVER, R.J., JAYASINGHE, C.J., BOXALL, A.B.A. Implications of in vitro bioaccessibility differences for the assessment of risks of metals to bats. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 34, n.4, 898–906, 2015.
- HERNOUT, B.V., MCCLEAN, C.J., ARNOLD, K.E., WALLS, M. BAXTER, M. BOXALL, A.B.A. Fur: A non-invasive approach to monitor metal exposure in bats. **Chemosphere**, 147: 376-381, 2016.
- HERNOUT, B.V., PIETRAVALLE, S., ARNOLD, K.E., MCCLEAN, C.J., AEGERTER, J., BOXALL, A.B.A. Interspecies variation in the risks of metals to bats. **Environmental Pollution**, 206: 209 – 216, 2015b.
- HERNOUT, B.V., SOMERWILL, K.E., ARNOLD, K.E., MCCLEAN, C.J., BOXALL, A.B.A. A spatially-based modeling framework for assessing the risks of soil-associated metals to bats. **Environmental Pollution**, 173: 110 – 116, 2013.
- HICKEY, M. B. C., FENTON, M. B., MACDONALD, K. C., SOULLIERE, C. Trace elements in the fur of bats (Chiroptera: Vespertilionidae) from Ontario and Quebec, Canada. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 66, p. 699-706, 2001.
- HILL, K., SCHOEMAN, M.C., VOSLOO, D. The brains of bats foraging at wastewater treatment works accumulate arsenic, and have low non-enzymatic antioxidant capacities. **NeuroToxicology**, 69: 232-241, 2018.
- HINTON, D. E.; BAUMANN, P. C.; GARDNER, G. R.; HAWKINS, W. E.; HENDRICKS, J. D.; MURCHELANO, R. A.; OKIHIRO, M. S. Histopathologic Biomarkers. In: HUGGETT, R. J.; KIMERLI, R. A.; MEHRLE, P. M.; BERGMAN, H. L. **Biomarkers biochemical, physiological and histological markers of anthropogenic stress**. Boca Raton: Lewis Publishers, cap. 4, p. 155 –196, 1992.
- HINTON, D. E.; LAURÉN, D. J. Integrative histopathological approaches to detecting effects of environmental stressors on fishes. **American Fisheries Society Symposium**, n. 8, p. 51- 66, 1990.
- HOGSTRAND, C.; GALVEZ, F.; WOOD, C. M. Toxicity, silver accumulation and metallothionein induction in freshwater rainbow trout during exposure to different silver salts. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 15, n. 7, p. 1102–1108, 1996.
- HOPKINS, J., TUDHOPE, G.R. Glutathione Peroxidase in Human Red Cells in Health and Disease. **British Journal of Haematology**, 25 (5): 563-575. 1973.
- HORA, A. M.; DIAS, C. A.; GUEDES, G. R.; COSTA, A. S. V.; JUNIOR, M. J. F. Da exploração econômica da

- bacia hidrográfica do Rio Doce ao atual processo de degradação de seus recursos naturais. In.: **TERRITÓRIO, MOBILIDADE POPULACIONAL E AMBIENTE**, p. 213-234, 2012. Disponível em http://gilvanguedes.com/wp-content/uploads/2016/09/hora_etal_2012_livro_tmpa_cap9.pdf. Acesso em 20 de setembro de 2017.
- HOUCHENS, A.L. Mercury and Other Trace Metal Analysis in Bat Guano. 2020. **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência**, Faculdade do Departamento de Química, Western Kentucky University, Bowling Green, Kentucky, 2020. 60p.
- HOWE, K., CLARK, M.D., TORROJA, C.F., TORRANCE, J., BERTHELOT, C., MUFFATO, M., COLLINS, J.E., HUMPHRAY, S., MCLAREN, K., MATTHEWS, L., MCLAREN, S., SEALY, I., CACCAMO, M., CHURCHER, C., SCOTT, C., BARRETT, J.C., KOCH, R., RAUCH, G.J., WHITE, S., CHOW, W., KILIAN, B., QUINTAIS, L.T., GUERRA-ASSUNÇÃO, J.A., ZHOU, Y., GU, Y., YEN, J., VOGEL, J.H., EYRE, T., REDMOND, S., BANERJEE, R., CHI, J., FU, B., LANGLEY, E., MAGUIRE, S.F., LAIRD, G.K., LLOYD, D., KENYON, E., DONALDSON, S., SEHRA, H., ALMEIDA-KING, J., LOVELAND, J., TREVANION, S., JONES, M., QUAIL, M., WILLEY, D., HUNT, A., BURTON, J., SIMS, S., MCLAY, K., PLUMB, B., DAVIS, J., CLEE, C., OLIVER, K., CLARK, R., RIDDLE, C., ELLIOT, D., THREADGOLD, G., HARDEN, G., WARE, H., BEGUM, S., MORTIMORE, B., KERRY, G., HEATH, P., PHILLIMORE, B., TRACEY, A., CORBY, N., DUNN, M., JOHNSON, C., WOOD, J., CLARK, S., PELAN, S., GRIFFITHS, G., SMITH, M., GLITHERO, R., HOWDEN, P., BARKER, N., LLOYD, C., STEVENS, C. et al. The zebrafish reference genome sequence and its relationship to the human genome. **Nature**, 496 (7446):498-503, 2013.
- HUANG, C.Y.; CHAO, P.L.; LIN, H.C. Na⁺/K⁺-ATPase and vacuolar-type H⁺-ATPase in the gills of the aquatic air-breathing fish *Trichogaster microlepis* in response to salinity variation. **Comp Biochem Physiol** 155A: 309-318, 2010.
- HWANG, P.; LEE, T.; LIN, L. Ion regulation in fish gills: recent progress in the cellular and molecular mechanisms. **American Journal of Physiology - Regulatory Integrative and Comparative Physiology**, v. 301, p. 28–47, 2019.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Laudo Técnico Preliminar dos impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. 2015. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/phocadownload/noticias_ambientais/laudo_tecnico_preliminar.pdf. Acesso em: 11 de janeiro de 2016.
- _____. **Parecer técnico sobre os resultados obtidos das coletas de amostras de água, na região da foz do rio Doce, no período de 22/11/15 a 01/01/16**. 2016. 22p.
- _____. **Nota Técnica nº 4/2020/CT-FLOR/GABIN**. Processo nº 02001.102962/2017-74. Diretoria de uso sustentável da Biodiversidade e Florestas. Avaliação do cumprimento da cláusula 158, especificamente da revegetação emergencial. 2020. 8p.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). **Plano de ação nacional para a conservação do pequeno cetáceo Toninha: Pontoporia blainvillei**/ Ana Paula Madeira Di Beneditto... [et al.]; organizadores Claudia Cavalcante Rocha Campos, Daniel Schiavon Danilewicz, Salvatore Siciliano. – Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2010. 76p.
- _____. **Nota técnica no 24/2015/CEPTA/DIBIO/ICMBIO**. Consequências parciais na biodiversidade aquática da bacia do rio Doce, provocadas pelo rompimento da barragem de rejeitos de mineração da SAMARCO Mineradora S.A. no município de Mariana, MG. Ministério do Meio Ambiente. Pirassununga, SP, 2015. 10p.
- _____. **Resumo das análises realizadas - 1ª Expedição do Navio de Pesquisa Soloncy Moura**. Equipe de Pesquisa Universidade Federal do Rio Grande – FURG/Coral Vivo. Ministério do Meio Ambiente. Vitória, ES, 15 de março. 2016a. 4p.
- _____. **Nota técnica nº 006/2016 conjunta – Centro TAMAR/APA Costa das Algas/REBIO de**

Comboios/RVS de Santa Cruz. Relato das informações apresentadas pelos pesquisadores da UFES e FURG quanto a contaminação de organismos marinhos na costa capixaba e suas implicações na proibição de pesca de camarão e demais recursos pesqueiros na região marinha próxima a Foz do rio Doce (Aracruz e Linhares/ES). Ministério do Meio Ambiente. Vitória, ES, 18 de março. 2016b. 8p.

_____. **Informação técnica nº 003/2016 – Centro TAMAR/ICMBIO.** Complementação da nota técnica no 006/2016 conjunta – Centro TAMAR/APA Costa das Algas/REBIO de Comboios/RVS de Santa Cruz. Ministério do Meio Ambiente. Vitória, ES, 21 de março. 2016c. 8p.

_____. **Relatório de avaliação do impacto da lama/pluma Samarco sobre os ambientes costeiros e marinhos (ES e BA) com ênfase nas Unidades de Conservação** - 1ª Expedição do Navio de Pesquisa Soloncy Moura do CEPISUL/ICMBio (28 de abril de 2016). Equipe de Pesquisa Universidade Federal do Rio Grande – FURG/Coral Vivo. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF, 28 de abril. 2016d. 62p.

_____. **Nota técnica nº 02/2016 conjunta – APA Costa das Algas/RVS de Santa Cruz.** Relato das informações apresentadas pelos pesquisadores da EFES e FURG quanto a contaminação de organismos marinhos na costa capixaba e suas implicações na proibição de pesca de camarão e demais recursos pesqueiros no interior da APA Costa das Algas e do RVS de Santa Cruz/ES. Ministério do Meio Ambiente. Vitória, ES, 29 de abril. 2016e. 29p.

_____. **Nota técnica nº 012/2016 Centro TAMAR/DIBIO/ICMBio.** Consolidação das informações apresentadas pelos pesquisadores da UFES e FURG a partir das campanhas amostrais realizadas na região marinha da foz do rio Doce. Ministério do Meio Ambiente. Vitória, ES, 17 de maio. 2016f. 18p.

_____. **ICMBio faz balanço de ações após tragédia de Mariana: Trabalho do Tamar e unidades de conservação do Espírito Santo tem como foco o monitoramento dos impactos sobre ecossistema, UCs, tartarugas marinhas e comunidades locais.** Ministério do Meio Ambiente. Vitória, ES, 14 de novembro. 2016g. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/8545-icmbio-faz-balanco-de-acoes-apos-tragedia-de-mariana>>. Acesso em: 15 jul 2019.

_____. **Nota técnica nº 04/2016 conjunta – REBIO COMBOIOS/APA COSTA DAS ALGAS/RVS DE SANTA CRUZ.** Análise dos impactos ambientais efetivos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão (Mariana/MG), sobre as unidades de conservação APA Costa das Algas, REBIO de Comboios e RVS de Santa Cruz/ES. Ministério do Meio Ambiente. Vitória, ES, 30 de maio. 2016h. 32p.

_____. **Termo de referência 4 - Programa de monitoramento da biodiversidade aquática - Anexo 6 - Monitoramento de mamíferos, tartarugas e aves marinhas associados à foz do rio Doce, Plataforma Continental e áreas protegidas adjacentes.** Ministério do Meio Ambiente. Vitória, ES. 2016i. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/portal/publicacoes?id=7862:documentos-rio-doce>>. Acesso em: 07 jan 2021.

_____. **Nota técnica nº 23/2017/TAMAR-Vitória-ES/DIBIO/ICMBio.** Monitoramento da pluma de sedimentos proveniente da Barragem de Fundão. Ministério do Meio Ambiente. Vitória, ES, 25 de setembro. 2017. 44p.

_____. **Nota técnica nº 12/2018/TAMAR-Vitória-ES/DIBIO/ICMBio.** Análise do relatório 'Monitoramento Reprodutivo de Tartarugas Marinhas na Planície Costeira do Rio Doce – Relatório Semestral set/2017 a fev/2018', elaborado pela Fundação Pró-Tamar, para a Fundação Renova, referente ao cumprimento do Objetivo nº 10, do Anexo nº 6 do Termo de Referência nº 4, referente ao cumprimento da Cláusula 165 do TTAC. Vitória, ES, 11 de junho. 2018. 4p.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. **Banco de Dados Meteorológicos**, 2020. Available at: <https://bdmep.inmet.gov.br/>. Acesso em: 3 nov. 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL – INMETRO. **ORIENTAÇÃO SOBRE VALIDAÇÃO DE MÉTODOS DE ENSAIOS QUÍMICOS.** DOQ-CGCRE-008. Revisão 02, 2007. 24p.

- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2017-1. IUCN, 2017. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 7 de ago. 2019.
- ISMAIL, A.; YUSOF, S. Effect of mercury and cadmium on early life stages of Java medaka (*Oryzias javanicus*): A potential tropical test fish. **Marine Pollution Bulletin**, v. 63, n. 5–12, p. 347–349, 2011.
- JASPERS, V.L.B.; COVACI, A.; HERZKE, D.; EULAERS, I.; EENS, M. Bird feathers as a biomonitor for environmental pollutants: Prospects and pitfalls. **Trends in Analytical Chemistry**, v.118, p. 223–226, 2019.
- JAVED, N.; USMANI, M. Impact of Heavy Metal Toxicity on Hematology and Glycogen Status of Fish: A Review. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 2014.
- JENSEN, M.K., MADSEN, S.S., KRISTIANSEN, K. Osmoregulation and salinity effects on the expression and activity of Na⁺K⁺-ATPase in the gills of European Sea Bass, *Dicentrarchus labrax* (L). **J. Exp. Zool.** 282, 290–300, 1998.
- JESUS, H. C.; AMORIM, N. R.; ALONSO, M. K. Investigação da poluição da Baía de Vitória-ES através da análise de metais, colimetria e agrotóxicos em sururus de mangue (*Mytella guyanensis*). In: XLVI CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA, 2006, Salvador/BA. **Anais...** Salvador, 2006. Disponível em: <<http://www.abq.org.br/cbq/2006/trabalhos2006/5/795-975-5-T1.htm>>. Acesso em: 10 ago 2018.
- JESUS, H. C.; COSTA, E. A.; MENDONÇA, A. S. F.; ZANDONADE, E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Ilha de Vitória-ES. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 378–386, 2004.
- JOBLING, M. Osmotic and ionic regulation – water e salt balance. **Environmental Biology of Fishes**. Chapman & Hall, London. Fish and Fisheries, series 16, 1995.
- JOHN, S., KALE, M., RATHORE, N., BHATNAGAR, D. Protective effect of vitamin E in dimethoate and malathion induced oxidative stress in rat erythrocytes. **The Journal of nutritional biochemistry**, v. 12, n. 9, p. 500–504, 2001.
- JOMOVA, K.; VALKO, M. Advances in metal-induced oxidative stress and human disease. **Toxicology**, v. 283, n. 2–3, p. 65–87, 2011.
- JONES, G., JACOBS, D.S., KUNZ, T.H., WILLIG, M.R., RACEY, P.A. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators: Review. **Endang Species Res** 8: 93–115, 2009.
- JORDÃO, C. P.; PEREIRA, J. C.; BRUNE, W.; PEREIRA, J. L.; BRAATHEN, P. C. Heavy metal dispersion from industrial wastes in the Vale do Aço, Minas Gerais, Brazil. **Environmental Technology**, v. 17, p. 489–500, 1996.
- JOYEUX, J. C.; CAMPANHA FILHO, E. A.; JESUS, H. C. Trace metal contamination in estuarine fishes from Vitória Bay, ES, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n. 5, p. 765–774, 2004.
- JUNCÁ, F. A.; PAVAN, D.; JESUS, T.B.; ETEROVICK, P. **Girinos como bioindicadores da qualidade da água do rio Doce**. Relatório Final. Universidade estadual de Feira de Santana, junho, 2017, 33p. Disponibilizado por Greenpeace em http://www.greenpeace.org.br/hubfs/Campanhas/Agua_Para_Quem/documentos/GP_girinosbioindicadoresRioDoce.pdf>. Acesso em 25 junho 2018
- KALISIŃSKA, E. Endothermic Animals as Biomonitor of Terrestrial Environments. In: **Mammals and Birds as Bioindicators of Trace Element Contaminations in Terrestrial Environments: An Ecotoxicological Assessment of the Northern Hemisphere**. KALISIŃSKA, E. (Ed.), Springer, Cham, Switzerland, 2019.
- KAMPER, E.J., ZIJLSTRA, W.G. Standardization of haemoglobinometry. In: Erythrocytometric methods and their standardization. **Clinica Chimica Acta**, v. 6 (4), 538–544, 1961.
- KASPER, D. et al. Mercúrio em peixes - fontes e contaminação. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 2, p. 228–239, 2007.

- KEEN, J.H., HABIG, W.H., JAKOBY, W.B. Mechanism for several activities of the glutathione-S-transferase. **Journal of Biological Chemistry**, v. 251, p. 6183–6188, 1976.
- KHAZAEI, M., HAMIDIAN, A.H., SHABANI, A.A., ASHRAFI, S., MIRJALILI, S.S., ESMAEILZADEH, E. Accumulation of heavy metals and As in liver, hair, femur, and lung of Persian jird (*Meriones persicus*) in Darreh Zeresht copper mine, Iran. **Environ Sci Pollut Res**, 23:3860–3870, 2016.
- KIMMEL, C.B., BALLARD, W.W., KIMMEL, S.R., ULLMANN, B., SCHILLING, T.F. Stages of Embryonic Development of the Zebrafish. **Developmental Dynamics** 203: 255 – 310, 1995.
- KLER, T.K.; VASHISHAT, N.; KUMAR, M. Heavy metal contamination in excreta of avian species from Ludhiana district of Punjab. **International Journal of Advanced Research**, v. 2(7), p. 873-879, 2014.
- KOCH, M. S., SILVA, V. P., BRACARENSE, A. P. F. R. L., DOMIT, C. Environmental aspects and diseases related to immunosuppression in cetaceans: A concise review. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 39(6), p. 2897-2918, Londrina, 2018.
- KOPROSKI, L., KUCZACH, A.M., BATISTA, A.C., SOARES, R.V., ABREU, K. Aspectos ecológicos do fogo - Efeitos indiretos do fogo sobre felídeos no Parque Nacional de Ilha Grande (PR/MS), Brasil. In: IV Simpósio de Pós-Graduação em Ciências Florestais, 28 a 30 agosto 2006, **Anais...** Piracicaba, São Paulo, 2006.
- KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. New York: Harper & Row, 1989.
- KÜLTZ, D., SOMERO, G. Osmotic and thermal effects on *in situ* ATPase activity in permeabilized gill epithelial cells of the fish *Gillichthys mirabilis*. **Journal of Experimental Biology**, v. 198, pp. 1883–1894, 1995.
- LA TORRE, F. R. DE; SALIBIÁN, A.; FERRARI, L. Biomarkers assessment in juvenile *Cyprinus carpio* exposed to waterborne cadmium. **Environmental Pollution**, v. 109, n. 2, p. 277–282, 2000.
- LAMMER, E., CARR, G.J., WENDLER, K., RAWLINGS, J.M., BELANGER, S.E., BRAUNBECK, T.H. Is the fish embryo toxicity test (FET) with the zebrafish (*Danio rerio*) a potential alternative for the fish acute toxicity test? **Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol**, 149(2): 196-209, 2009.
- LANCTÔT, C., BENNETT, W., WILSON, S., FABBRO, L., LEUSCH, F.D.L., MELVINA, S.D. Behaviour, development and metal accumulation in striped marsh frog tadpoles (*Limnodynastes peronii*) exposed to coal mine wastewater. **Aquatic Toxicology** 173: 218–227, 2016.
- LAURINDO, R.S., BONILHA, L.M., RATZ, S.V.S., NOVAES, R.L.M. Estrutura de comunidade de morcegos em remanescentes de Mata Atlântica ripária do Rio Pardo, Sudeste do Brasil. **Bol. Soc. Bras. Mastozool.**, 77: 97-104, 2016.
- LEE, J. et al. Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and immune responses in fish: A review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 68, n. February, p. 101–108, 2019.
- LEMOS, L. S. Avaliação das concentrações de Cd, Cu, Hg, Mn, Se e Zn em pequenos cetáceos da costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Ciências**, área de Saúde Pública e Meio Ambiente, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Ministério da Saúde, Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ), Rio de Janeiro, 2012, 121p.
- LEMOS, L. S.; MOURA, J. F.; HAUSER-DAVIS, R. A.; CAMPOS, R. C.; SICILIANO, S. Small cetaceans found stranded or accidentally captured in southeastern Brazil: Bioindicators of essential and non-essential trace elements in the environment. **Ecotox. Environ. Safe.**, v. 97, p. 166-175, 2013.
- LEONARDO, F.; IZOTON, J.; VALIM, H. CREADO, E. TRIGUEIRO, A. SILVA, B. DUARTE, L. SANTANA. N. **Rompimento da barragem de Fundão (SAMARCO/VALE/BHP BILLITON) e os efeitos do desastre na foz do Rio Doce, distritos de Regência e Povoação, Linhares (ES)**. Relatório de pesquisa. Vitória: GEPPEDS. 2017. 114p.
- LEVINE, R. L., WILLIAMS, J. A., STADTMAN, E. R., SHACTER, E. Carbonyl assays for determination of

- oxidatively modified proteins. **Methods in Enzymology**, v. 233, p. 346–357, 1994.
- LI, M., CAO, J., CHEN, J., SONG, J., ZHOU, B., FENG, C., WANG, J. Waterborne fluoride exposure changed the structure and the expressions of steroidogenic-related genes in gonads of adult zebrafish (*Danio rerio*). **Chemosphere**, v. 145, p. 365–375, 2016.
- LIMA E SILVA, C.; COSTA, A. T.; LANDA, G. G.; FONSECA, H. F. C.; SILVEIRA, A. Evaluation of sediment contamination by trace elements and the zooplankton community analysis in area affected by gold exploration in Southeast (SE) of the Iron Quadrangle, Alto Rio Doce, (MG) Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 2, p. 150-157, 2013.
- LIMA, E.S., ABDALLA, D.S.P. Peroxidação lipídica: mecanismos e avaliação em amostras biológicas. **Rev. Bras. Ciênc. Farmac.** 37: 293:303, 2001.
- LIMA, H. S. Qualidade das águas superficiais da porção mineira da Bacia do Rio Doce e sua relação com aspectos socioambientais. 2016. **Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Saneamento**, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016. 170p.
- LIMA, J. Y. Identificação de estoques populacionais de *Sotalia guianensis* no Espírito Santo por meio de morfologia externa. **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Ciência Animal do Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro**, Campos dos Goytacazes – RJ, 2012. 78p.
- LIMA-JUNIOR, S. E.; GOITEIN, R. Ontogenetic diet shifts of a Neotropical catfish, *Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae): An ecomorphological approach. **Environmental Biology of Fishes**, v. 68, n. 1, p. 73–79, 2003.
- LIMÓN-PACHECO, J., GONSEBATT, M.E. The role of antioxidants and antioxidant-related enzymes in protective responses to environmentally induced oxidative stress. **Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 674, n. 1–2, p. 137–147, 2009.
- LINAS, S.L. Disorders of acid-base and potassium balance. **ACP Medicine**. 1-23, 2009.
- LINDE, A. R.; GARCIA-VAZQUEZ, E. A simple assay to quantify metallothionein helps to learn about bioindicators and environmental health. **Biochemistry and Molecular Biology Education**, v. 34, n. 5, p. 360–363, 2006.
- LINDE, A.R., GARCIA-VAZQUEZ, E. A simple assay to quantify metallothionein helps to learn about bioindicators and environmental health. **Biochemistry and Molecular Biology Education**, v. 34, nº. 5, p. 360–363, 2006.
- LINDE-ARIAS, A. R., INÁCIO, A.F., NOVO, L.A., ALBURQUERQUE, C. MOREIRA, J.C. Multibiomarker approach in fish to assess the impact of pollution in a large Brazilian river, Paraíba do Sul. **Environmental Pollution**, v. 156, n. 3, p. 974–979, 2008.
- LINDE-ARIAS, A. R., SANTOS, V.G. Metalotioneína: Processos Celulares e Moleculares. **Cad. Saúde Colet.**, 16 (4): 701 - 716, 2008.
- LIONETTO, M. G. et al. Carbonic anhydrase as pollution biomarker: An ancient enzyme with a new use. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 9, n. 11, p. 3965–3977, 2012.
- _____. The complex relationship between metals and carbonic anhydrase: New insights and perspectives. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 17, n. 1, 2016.
- LIU, C.C., CHI, C.H., YEN, S.C., LIU, J.N., JU, Y.T., KANG, C.L., CHANG, C.H., YU, P.H. Blood Lead and Zinc levels and their impact on Health of Free-Living Small Carnivores in Taiwan, Republic of China. **Journal of Wildlife Diseases**, 56(1): 157–166, 2020.
- LOBATO, P.H. **Rio Doce é o retrato da maior tragédia ambiental do Brasil**. 2015. Disponível em: https://www.em.com.br/app/noticia/gerais/2015/11/22/interna_gerais,710391/rio-doce-e-o-

- retrato-da-maior-tragedia-ambiental-do-brasil.shtml. Acesso em: 31 mar 2021.
- LODENIUS, M., SOLONEN, T. The use of feathers of birds of prey as indicators of metal pollution. **Ecotoxicology**, v. 22, n. 9, p. 1319-1334, 2013.
- LOEBMANN, D.; VIEIRA, J. P. Composição e Abundância dos peixes do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande Do Sul, Brasil e Comentários Sobre a Fauna Acompanhante de crustáceos decápodos. **Atlântica**, v. 27, n. 2, p. 131-137, 2005.
- LORENZO, M.D., BARRA, T., ROSATI, L., VALIANTE, S., CAPALDO, A., FALCO, M.D., LAFORGIA, V. Adrenal gland response to endocrine disrupting chemicals in fishes, amphibians and reptiles: A comparative overview. **General and Comparative Endocrinology**, 297: 113550, 2020.
- LOVETT, J.J., MCBEE, K. Possible Alteration of Circadian Rhythms in Bats at a Heavy Metal Contaminated Site. **Proc. Okla. Acad. Sci.** 95: 71 – 78, 2015.
- LÜRLING, M.; SCHEFFER, M. Info-disruption: pollution and the transfer of chemical information between organisms. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, p. 374-379, 2007.
- MA, J., JINGYI, Z., WANYING, W., PANPAN, R., SIVAKUMAR, R., XIAOYU, L. Biochemical and molecular impacts of glyphosate-based herbicide on the gills of common carp. **Environmental Pollution**, v. 252, p. 1288-1300, 2019.
- MACÊDO, A.K.S., SANTOS, K.P.E., BRIGHENTI, L.S., WINDMÖLLER, C.C., BARBOSA, F.A.R., AZAMBUJA RIBEIRO, R.I.M., SANTOS, H.B., THOMÉ, R.G. Histological and molecular changes in gill and liver of fish (*Astyanax lacustris* Lütken, 1875) exposed to water from the Doce basin after the rupture of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. **Science of the Total Environment** 735: 139505, 2020.
- MACHADO, F.S., MOURA, A.D., MARIANO, R.F., BORÉM, R.A.T., FONTES, M.A.L. A brief report on the bioaccumulation of small terrestrial mammals: a suggestion for a new line of research in Brazil. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.**, Belém, v. 15, n. 3, 809-816, 2020.
- MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO FILHO, A. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 355-381, 2008.
- MAIA, F. F. Elementos traços em sedimentos e qualidade da água de rios afetados pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, MG. 2017. **Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas da Universidade Federal de Viçosa**, Viçosa, 2017. 57p.
- MANSOURI, B.; MAJNONI, F. Comparison of the Metal Concentrations in Organs of Two Bird Species from Western of Iran. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v.92, p.433-439, 2014.
- MARCHESI, M.D.; ROSSI, J.L.; GUEDES, N.M.R.; CARNEIRO, M.T.W.D.; ENDRINGER, D.C.; CAMARGO FILHO, C.B. Relationship between weight, age and hatching success and the concentration of heavy metals in nestling blue macaw (*Anodorhynchus hyacinthinus*, Latham, 1790) in the Pantanal, Mato Grosso do Sul. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, 35(4), p. 569-572, 2015.
- MARCOVALDI, M. A.; CHALOUPKA, M.; Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: na encouraging outlook. **Endangered Species Research**, Alemanha, v. 3, p. 133-143, 2007.
- MARCOVALDI, M. A.; MARCOVALDI, G. G. Marine turtle of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IABAMA. **Biological Conservation**, v. 91, p. 35-41, 1999.
- MARIANO, W.S., OBA, E.T., SILVA DE ASSIS, H.C. Biomarcadores de estresse oxidativo em peixes. In: **Tópicos especiais em saúde e criação animal**. SARAN NETO, A., MARIANO, W.S. SÓRIA, S.F.P. (Orgs.), São Carlos: Pedro & João Editores, 2009.
- MARQUES, C.C., GABRIEL, S.I., PINHEIRO, T., VIEGAS-CRESPO, A.M., DA LUZ MATHIAS, M., BEBIANNO, M.J. Metallothionein levels in Algerian mice (*Mus spretus*) exposed to elemental pollution: An ecophysiological approach. **Chemosphere**, v. 71, n. 7, p. 1340-1347, 2008.
- MARQUES, C.C.A. Small mammals as bioindicators in the assessment of toxicological effects resulting

- from the exposure to heavy metals. 2008. **Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Biologia, área de concentração em Ecofisiologia**, Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal, 2008. 206p.
- MARSHALL, W.S.; GROSELL, M. **Ion transport, osmoregulation and acid-base balance**. In Physiology of Fishes. Vol. 3 (ed. D. Evans and J. B. Claiborne), pp. 177-230. Boca Raton: CRC Press, 2005.
- MARTINI, A. et al. Lead accumulation and its effects on the branchial physiology of *Prochilodus lineatus*. **Fish Physiology and Biochemistry**, v. 40, p. 645–657, 2014.
- MATEO, R., TAGGART, M.A., GREEN, A.J., CRISTÓFOL, C., RAMIS, A., LEFRANC, H., FIGUEROLA, J., MEHARG, A.A. Altered porphyrin excretion and histopathology of greylag geese (*Anser anser*) exposed to soil contaminated with lead and arsenic in the Guadalquivir Marshes, southwestern Spain. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 25, n. 1, p. 203-212, 2006.
- MATOVIĆ, V. et al. Insight into the oxidative stress induced by lead and/or cadmium in blood, liver and kidneys. **Food and Chemical Toxicology**, v. 78, p. 130–140, 2015.
- MATTEI, D.; VESCHETTI, E.; D’ILIO, S.; BLASI, M.F. Mapping elements distribution in carapace of *Caretta caretta*: A strategy for biomonitoring contamination in sea turtles? **Marine Pollution Bulletin**, v. 98, p. 341-348, 2015.
- MAYER, L.B. Diversidade de mamíferos de médio e grande porte em áreas em regeneração na Mata Atlântica. **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais**, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, 2019. 51p.
- MAZIERO, J.S. Avaliação da toxicidade de nanopartículas de prata em microcrustáceos e em embriões de *Danio rerio*. 2019. **Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Tecnologia Nuclear – Materiais do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN)**, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019. 92p.
- MCCORD, J.E., FRIDOVICH, I. Superoxide dismutase. An enzymic function for erythrocuprein (hemocuprein). **Journal of Biological Chemistry**, v. 244, p. 6049-6055, 1969.
- MCGEER, J. C. et al. Effects of chronic sublethal exposure to waterborne Cu, Cd or Zn in rainbow trout. 1: Iono-regulatory disturbance and metabolic costs. **Aquatic Toxicology**, v. 50, n. 3, p. 231–243, 2000.
- MCNAMARA, J.C.; FARIA, S.C. Evolution of osmoregulatory patterns and gill ion transport mechanisms in the decapod Crustacea: a review. **J Comp Physiol** 182B: 997-1014, 2012.
- MELA, M. et al. Risks of waterborne copper exposure to a cultivated freshwater Neotropical catfish (*Rhamdia quelen*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 88, p. 108–116, 2013.
- MÉNDEZ, L.; ALVAREZ-CASTAÑEDA, S. T. Comparative analysis of heavy metals in two species of Ichthyophagous bats *Myotis vivesi* and *Noctilio leporinus*. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 65, n. 1, p. 51-54, 2000.
- MERÇON, J., CABRAL, D.S., TEIXEIRA, B.C., PEREIRA, T.M., BONA, A., VALADARES, C., NASCIMENTO, S., GOMES, L.C. Evidence of Reproductive Disturbance in *Astyanax Lacustris* (Teleostei: Characiformes) From the Doce River After the Collapse of the Fundão Dam in Mariana, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, 1-21, 2021.
- MILLÁN, J., MATEO, R., TAGGART, M.A., LÓPEZ-BAO, J.V., VIOTA, M., MONSALVE, L., CAMARERO, P.R., BLÁZQUEZ, E., JIMÉNEZ, B. Levels of heavy metals and metalloids in critically endangered Iberian lynx and other wild carnivores from Southern Spain. **Science of the Total Environment**, v. 399, n. 1-3, p. 193-201, 2008.
- MINA, R., ALVES, J., SILVA, A.A., NATAL-DA-LUZ, T., CABRAL, J.A., BARROS, P., TOPPING, C.J., SOUSA,

- J.P. Wing membrane and fur samples as reliable biological matrices to measure bioaccumulation of metals and metalloids in bats. **Environmental Pollution**, 253: 199 – 206, 2019.
- MOMMSEN, T.P., VIJAYAN, M.M., MOON, T.W. Cortisol in teleosts: dynamics, mechanisms of action, and metabolic regulation. **Rev. Fish Biol. Fish.** 9: 211–268, 1999.
- MONSERRAT, J.M., MARTÍNEZ, P.E., GERACITANO, L.A., AMADO, L.L., MARTINS, C.M.G., PINHO, G.L.L., CHAVES, I.S., FERREIRA-CRAVO, M., VENTURA-LIMA, J., BIANCHINI, A. Pollution biomarkers in estuarine animals: Critical review and new perspectives. **Comp. Biochem. Physiol.** 46: 221-234, 2007.
- MONTALVÃO, M.F.; SOUZA, J.M.; GUIMARÃES, A.T.B.; SILVA, W.M.; MALAFAIA, G. Genotoxicidade e citotoxicidade de rãs-touro (*Lithobates beianus*) expostas à efluentes de curtume. **Anais do V Congresso Estadual de Iniciação Científica e Tecnológica do IF Goiano - Campus Iporá**, 21 a 23 de setembro, 2016.
- MONTEIRO, D.A., ALMEIDA, J.A., RANTIN, F.T, KALININ, A.L.. Oxidative stress biomarkers in the freshwater characid fish, *Brycon cephalus*, exposed to organophosphorus insecticide Folisuper 600 (methyl parathion). Comparative Biochemistry and Physiology – C. **Toxicology and Pharmacology**, v. 143, n. 2, p. 141–149, 2006.
- MORAIS, A. C. T. Concentração de metais pesados em peixes teleósteos do Rio Piracicaba, Minas Gerais, Brasil. 2009. **Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Viçosa**, Viçosa, 2009. 108p.
- MOREIRA, R. P. G. Bioacumulação de metais pesados em *Amphimedon viridis* (Duchassaing & Michelotti, 1864) com ocorrência em habitats costeiros bentônicos da região da grande Vitória, Espírito Santo. 2011. **Dissertação (Mestrado) – Centro Universitário de Vila Velha**, Vila Velha, 2011.
- MORETE, M. E., T. L. BISI AND S. ROSSO. 2007. Temporal pattern of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) group structure around Abrolhos Archipelago breeding region, Bahia, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the U.K.** 87: 87–92.
- MORETE, M.E. Caracterização temporal da estrutura e do comportamento de baleias jubartes (*Megaptera novaeangliae*) na área de reprodução da região do Arquipélago dos Abrolhos (Bahia, Brasil). **Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Ciências**, área de concentração em Ecologia da USP, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007. 142p.
- MOUNEYRAC, C.; AMIARD-TRIQUET, C. Biomarkers of ecological relevance. In: Férard, J.; Claise, C. (Eds.) **Encyclopedia of Aquatic Toxicology**. Springer, Berlin, 210-219 pp., 2013.
- MOURA, J.F. O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) como sentinela da saúde dos ambientes costeiros: estudo das concentrações de mercúrio no estuário Amazônico e costa norte do Rio de Janeiro. **Dissertação (Mestrado), Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ)**, Rio de Janeiro, 2009, 124p.
- MUNIZ, D.H.F., OLIVEIRA-FILHO, E.C. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. **Universitas: Ciências da Saúde**, v. 4, n. 1/2, 83-100, 2006.
- MURAYAMA, E., KISSA, K., ZAPATA, A., MORDELET, E., BRIOLAT, V., LIN, H.F., HANDIN, R.I., HERBOMEL, P. Tracing Hematopoietic Precursor Migration to Successive Hematopoietic Organs during Zebrafish Development. **Immunity**, 25 (6): 859-862, 2006
- NADLER, J.L., RUDE, R.K. Disorders of magnesium metabolism. **Endocrinol Metab Clin North Am.** 24:623-41, 1995.
- NASCIMENTO, C.C., HORTA, M.C. Didelphimorpha (Gambá e Cuicas) In: Cubas, Silva e Catão-Dias, 2014. **Tratado de Animais Selvagens - Medicina Veterinária**. 2 ed. São Paulo: Rocca, 2014, v.1. p. 682-706, 2014.
- NEKRASOVA, O.D., KUIBIDA, V.V. **Researching Malformations in Frogs of the Pelophylax esculentus Complex (Amphibia: Anura) in the Natural Populations of the Trakhtemyriv Peninsula (Ukraine).**

- The Second International conference “Amphibian and reptiles anomalies and pathology: methodology, evolutionary significance, monitoring and environmental health”,** KnE Life Sciences, 117–122, 2018.
- NELSON, J. S. **Fishes of the word**. 4. ed. New York: John Wiley & Sons, 2006.
- NERGİZ, H.; SAMAT, A. K. Assessment of heavy metal concentration in feathers of Armenian Gull (*Larus armenicus* Buturlin, 1934) and water samples of Hazar Lake, Turkey. **Applied Ecology And Environmental Research**, v. 17(4), p. 10221-10227, 2019.
- NETO, R.R.; SÁ, F.; CARNEIRO, M.T.W.D.; COSTA, E. S.; RODRIGUES, D.R.P. The worst brazilian environmental disaster altered the distribution of metals in water at the Doce river estuary and marine region. In: 18th International Conference on Heavy Metals in the Environment, 12 to 15 September 2016, **Anais...** Ghent, Belgium, 2016.
- NIENCHESKI, L. F., MACHADO, E. C., SILVEIRA, I. M. O., FLORES MONTES, M. J. Metais traço em peixes e filtradores em quatro estuários da costa brasileira. **Tropical Oceanography**, v. 42, n. 1, p. 94-106, 2014.
- NIKINMAA, M. **An Introduction to Aquatic Toxicology**, 1st. Edition, Academic Press, 252p., 2014.
- NRIAGU, J.O. A silent epidemic of environmental metal poisoning? **Environmental Pollution**, v. 50, pp. 139-161, 1988.
- OHE, T., WATANABE, T., WAKABAYASHI, K. Mutagens in surface waters: a review. **Mutation Research/Reviews in Mutation Research**, v. 567, n. 2–3, p. 109-149, 2004.
- OJHA, J. Fish gills: potential indicators of ecodegradation of aquatic environments. In: MITTAL, A. K.; EDDY, F. B.; DATTAMUNSHI, J. S. (Editores). **Water/air transition in biology**. E.U.A.: Science Publishers, cap. 18, p. 263 – 279, 1999.
- OLIVEIRA, A. J. S. Fragmentos florestais e suas implicações na assimetria flutuante e na estrutura da avifauna. **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Ecologia da UFRPE**, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2019. 84p.
- OLIVEIRA, J. A. Impactos socioambientais provocados pelo Rompimento de barragens de contenção de rejeitos de Mineração no estado de Minas Gerais. **Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Gestão Ambiental da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro**, Instituto Três Rios, Três Rios, 2019. 61p.
- OLIVEIRA, M.; PACHECO, M.; SANTOS, M. A. Fish thyroidal and stress responses in contamination monitoring — An integrated biomarker approach. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, n. 5, p. 1265–1270, 2011.
- ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). **Guidelines for the Testing of Chemicals**. Section 2: Effects on Biotic Systems. Test Guideline No. 203 - Fish Acute Toxicity Testing. 2019. 24p.
- ORGANON, Núcleo de Estudo, Pesquisa e Extensão em Mobilizações Sociais. **Impactos socioambientais no Espírito Santo da ruptura da barragem de rejeitos da Samarco - Relatório preliminar**. Novembro/dezembro, 2015. 105p.
- ORTIZ-SANTALIESTRA, M.E., MAIA, J.P., EGEA-SERRANO, A., BRÜHL, C.A., LOPES, I. **Biological relevance of the magnitude of effects (considering mortality, sub-lethal and reproductive effects) observed in studies with amphibians and reptiles in view of population level impacts on amphibians and reptiles**. External Scientific Report: European Food Safety Authority, 2017. 151p.
- ORTIZ-SANTALIESTRA, M.E., RODRÍGUEZ, A., PAREJA-CARRERA, J., MATEO, R., MARTINEZ-HARO, M. Tools for non-invasive sampling of metal accumulation and its effects in Mediterranean pond turtle populations inhabiting mining áreas. **Chemosphere**, 231: 194e206, 2019.
- O'SHEA, T. J.; EVERETTE, A. L.; ELLISON, L. E. Cyclodiene insecticide, DDE, DDT, arsenic, and mercury

- contamination of big brown bats (*Eptesicus fuscus*) foraging at a Colorado Superfund site. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 40, p. 112-120. 2001.
- OTERO, M.A., POLLO, F.E., GRENAT, P.R., SALAS, N.E., MARTINO, A.L. Differential effects on life history traits and body size of two anuran species inhabiting an environment related to fluorite mine. **Ecological Indicators** 93: 36–44, 2018.
- PAITACH, R. L. Ecologia alimentar e espacial da toninha (*Pontoporia blainvillei*) e do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na Baía da Babitonga, Sul do Brasil. 2015. **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ecologia da UFSC**, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015. 142p.
- PAIVA, S. R.; DERGAM, J. A.; MACHADO, F. Determining management units in southeastern Brazil: the case of *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758) (Teleostei: Ostariophysi: Characidae). **Hydrobiologia**, v. 560, n. 1, p. 393–404, 2006.
- PALMIERI, H. E. L. Distribuição, especiação e transferência de Hg e As para a biota em áreas do sudeste do Quadrilátero Ferrífero, MG. 2006. **Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais do Departamento de Geologia da Escola de Minas**, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2006. 193p.
- PANDEY, S., PARVEZ, S., SAYEED, I., HAQUE, R., BIN-HAFEEZ, B., RAISUDDIN, S. Biomarkers of oxidative stress: a comparative study of river Yamuna fish *Wallago attu* (Bl. & Schn.). **Sci. Total. Environ.** 309: 105 – 115, 2003.
- PANDOLFO, L. J. Análise de Organoclorados na Toninha *Pontoporia blainvillei* (GERVAIS AND D'ORBIGNY 1844) (CETARTIODACTYLA, PONTOPORIIDAE) do Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. **Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal**, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012. 79p.
- PANEBIANCO, M. V.; NEGRI, M. F.; BOTTÉ, S. E.; MARCOVECCHIO, J. E.; CAPPOZZO, H. L. Metales pesados en el riñón del delfín franciscana, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae) y su relación con parámetros biológicos. **Lat. Am. J. Aquat. Res.**, 39(3): 526-533, 2011.
- PARICHY, D.M., ELIZONDO, M.R., MILLS, M.G., GORDON, T.N., AND ENGESZER, R.E. Normal table of postembryonic zebrafish development: Staging by externally visible anatomy of the living fish. **American Association of Anatomists** 238(12): 2975-3015, 2009.
- PARREIRAS, M. **Rio Doce, que começa a correr quase morto, tem a bacia mais degradada de Minas.** em.com.br, 8 abr. 2014a. Disponível em: <<http://www.em.com.br/app/noticia/especiais/nascentes/2014/04/08/noticiasinternas-nascentes,516596/rio-doce-que-comeca-a-correr-quase-morto-tem-a-bacia-mais-degradada.shtml>>. Acesso em: 4 maio 2017.
- _____. **Retrato do descaso, Rio Piracicaba está sufocado por minério, esgoto e assoreamento.** em.com.br, 8 abr. 2014b. Disponível em: <<http://www.em.com.br/app/noticia/especiais/nascentes/2014/04/08/noticiasinternas-nascentes,516595/retrato-do-descaso-rio-piracicaba-esta-sufocado-por-minerio-esgoto-e.shtml>>. Acesso em: 4 maio 2017.
- PASCALICCHIO, A.E. **Contaminação por metais pesados: saúde pública e medicina ortomolecular**, Annablume, São Paulo, 2002. 132p.
- PAVANATO, H.; MAYER, F.P.; WEDEKIN, L.L.; ENGEL, M.H.; KINAS, P.G. Prediction of humpback whale group densities along the Brazilian coast using spatial autoregressive models. **Marine Mammal Science**, 34(3): 734-754, 2018.
- PEREIRA, A. A.; MENDONÇA, A. S. F.; ANDRADE FILHO, M. C. Aspectos qualitativos de águas de lagoas costeiras e seus fatores influentes – Estudo de Caso: Lagoa Mãe-Bá, Espírito Santo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 1, p. 63-77, 2006.

- PEREIRA, A. A.; VAN HATTUM, B.; BROUWER, A.; VAN BODEGOM, P. M.; REZENDE, C. E.; SALOMONS, W. Effects of iron-ore mining and processing on metal bioavailability in a tropical coastal lagoon. **Journal of Soils and Sediments**, v. 8, p. 239-252, 2008.
- PEREIRA, A. A.; VAN HATTUM, B.; DE BOER, J.; VAN BODEGOM, P. M.; REZENDE, C. E.; SALOMONS, W. Trace elements and carbon and nitrogen stable isotopes in organisms from a Tropical Coastal Lagoon. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 59, p. 464–477, 2010.
- PEREIRA, G. O. C.; BICALHO, E. C.; OLIVEIRA E SILVA, J. C. V.; BRITO, S. L. Epidemia de febre amarela na bacia do Rio Doce: análise de fatores ambientais, epidemiológicos e efeitos indiretos do rompimento da barragem de Fundão (Samarco S/A). **Revista Engenharia de Interesse Social**, v. 5, n. 6, p. 53-76, 2020.
- PEREIRA, L. S.; RIBAS, J. L. C.; VICARI, T.; SILVA, S. B.; STIVAL, J.; BALDAN, A. P.; VALDEZ DOMINGOS, F. X.; GRASSI, M. T.; CESTARI, M. M.; SILVA DE ASSIS, H. C. Effects of ecologically relevant concentrations of cadmium in a freshwater fish. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 130, p. 29–36, 2016.
- PEREIRA, R., PEREIRA, M.L., RIBEIRO, R., GONÇALVES, F. Tissues and hair residues and histopathology in wild rats (*Rattus rattus* L.) and Algerian mice (*Mus spretus* Lataste) from an abandoned mine area (Southeast Portugal). **Environmental Pollution**, 139: 561-575, 2006.
- PEREIRA, T.C.B., SANTOS, K.B., LAUTERT-DUTRA, W., TEODORO, L.S., ALMEIDA, V.O., WEILER, J., SCHNEIDER, I.A.H., BOGO, M.R. Acid mine drainage (AMD) treatment by neutralization: Evaluation of physical-chemical performance and ecotoxicological effects on zebrafish (*Danio rerio*) development. **Chemosphere**, 253: 126665, 2020.
- PERRY, S.F.; MATTHEW, L.B.; JOHNSON, D.A. Cloning and molecular characterization of the trout (*Oncorhynchus mykiss*) vacuolar H⁺-ATPase B subunit. **J Exp Biol** 203: 459- 470, 2000.
- PESSIER, A.P. Edematous Frogs, Urinary Tract Disease, and Disorders of Fluid Balance in Amphibians. **Journal of Exotic Pet Medicine**, v. 18, n. 1, p. 4–13, 2009.
- PETKOVŠEK, S.A.S., KOPUŠAR, N., KRYŠTUFEK, B. Smallmammals as biomonitors of metal pollution: a case study in Slovenia. **Environ Monit Assess**, 1 -14, 2014.
- PINHEIRO, F. C. F.; PINHEIRO, H. T.; TEIXEIRA, J. B.; MARTINS, A. S.; CREMER, M. J. Opportunistic Development and Environmental Disaster Threat Franciscana Dolphins in the Southeast of Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 12, p.1–7, 2019.
- PINTILIE, S.; BRÂNȚĂ, L.; BEȚIANU, C.; PAVEL, L. V.; UNGUREANU, F.; GAVRILESCU, M. Modelling and simulation of heavy metals transport in water and sediments. **Environmental Engineering and Management Journal**, 6 (2): 153-161, 2007.
- PIRATELLI, A.; SOUSA, S. D.; CORRÊA, J. S.; ANDRADE, V. A.; RIBEIRO, R. Y.; AVELAR, L. H.; OLIVEIRA, E. F. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 2, p.259-268, 2008.
- PIRES, J. M. M.; LENA, J. C.; MACHADO, C. C.; PEREIRA, R. S. Potencial poluidor de resíduo sólido da Samarco Mineração: estudo de caso da barragem de Germano. **Revista Árvore**, v. 27, n. 3, p. 393-397, 2003.
- PLAZA, P.I.; Uhart, M.; Caselli, A.; Wiemeyer, G.; Lambertucci, S.A. A review of lead contamination in South American birds: The need for more research and policy changes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.16, p. 201–207, 2018.
- POEMAS - Grupo Política, Economia, Mineração, Ambiente e Sociedade. **Antes fosse mais leve a carga: avaliação dos aspectos econômicos, políticos e sociais do desastre da Samarco/Vale/BHP em Mariana (MG)**. Relatório Final. 2015. 103p.
- POKORNY, B., SAYEGH-PETKOVSEKA, S.A., RIBARIC-LASNIKA, C., VRTACNIK, J., DOGANOC, D.Z.,

- ADAMIC, M. Fungi ingestion as an important factor influencing heavy metal intake in roe deer: evidence from faeces. **Science of the Total Environment**, 324: 223–234, 2004.
- POLAKOF, S.; MOMMSEN, T. P.; SOENGAS, J. L. Glucosensing and glucose homeostasis: From fish to mammals. **Comparative Biochemistry and Physiology**, Part B, v. 160, n. 4, p. 123–149, 2011.
- PORTZ, D. E.; WOODLEY, C. M.; CECHE JR, J. J. Stress-associated impacts of short-term holding on fishes. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 16, p. 125–170, 2006.
- POWELL, R.A. **Mammals and mining for minerals in sulphur-bearing rock formations in Northeastern Minnesota**. Disponível em: https://www.savetheboundarywaters.org/sites/default/files/attachments/16-powell.-2017.-bwca-mining-white-paper-on-mammals-2017-04-28-final_0.pdf. Acesso em: 10 jun. 2021.
- PRETTO, A. et al. Acetylcholinesterase activity, lipid peroxidation, and bioaccumulation in silver catfish (*Rhamdia quelen*) exposed to cadmium. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 58, n. 4, p. 1008–1014, 2010.
- PROJETO BALEIA JUBARTE. **A baleia Jubarte**. Disponível em: <https://www.baleiajubarte.org.br/projetoBaleiaJubarte/leitura.php?mp=aBaleia&id=99#:~:text=E mbora%20as%20jubartes%20possam%20ter,para%20mamar%20pela%20primeira%20vez>. Acesso em: 04 jan 2021.
- PROJETO TONINHAS. **Toninhas**. Disponível em: <https://projetotoninhas.org.br/toninhas>. Acesso em: 04 jan 2021.
- PROKIC, M.D., PETROVIC, T.G., GAVRIC, J.P., DESPOTOVIC, S.G., GAVRILOVIC, B.R., RADOVANOVIC, T.B., FAGGIO, C., SAICIC, Z.S. Comparative assessment of the antioxidative defense system in subadult and adult anurans: A lesson from the *Bufo viridis* toad, **Zoology**, 130: 30–37, 2018.
- PULSCHER, L.A., GRAY, R., MCQUILTY, R., ROSE, K., WELBERGEN, J.A., PHALEN, D.N. Evidence of chronic cadmium exposure identified in the critically endangered Christmas Island flying-fox (*Pteropus natalis*). **Science of the Total Environment**, 766: 144374, 2021.
- PUPPIM, L. G. Avaliação de metais pesados e biomarcadores fecais no sedimento da foz do rio Doce, Linhares – ES. 2005. **Monografia - Curso de graduação em Oceanografia da UFES**, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2014. 48p.
- QU, R. et al. Metal accumulation and antioxidant defenses in the freshwater fish *Carassius auratus* in response to single and combined exposure to cadmium and hydroxylated multi-walled carbon nanotubes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 275, p. 89–98, 2014.
- QUEIROZ, F. M. Estudo da distribuição subcelular e destoxificação bioquímica elementar em duas espécies de golfinho do sudeste Brasileiro. **Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação Química da Pontifícia Universidade Católica do Rio, PUC-RJ**, Rio de Janeiro, 2019. 116p.
- QUEIROZ, M. T. A. Bioacumulação de metais pesados no rio Piracicaba, Minas Gerais, aplicando a análise por ativação neutrônica instrumental. 2006. **Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Industrial do Centro Universitário do Leste de Minas Gerais, UNILESTE**, MG, Coronel Fabriciano, 2006. 105p.
- QUEIROZ, M. T. A.; SABARÁ, M. G.; QUEIROZ, C. A.; LEÃO, M. M. D.; AMORIM, C. C.; LIMA, L. R. P. Estudo sobre os teores de tório, urânio e potássio nas águas superficiais e sedimento marginal do rio Piracicaba, Minas Gerais, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 371–380, 2017.
- RAMÍREZ-DUARTE, W. F.; KUROBE, T.; TEH, S. J. Impairment of antioxidant mechanisms in Japanese Medaka (*Oryzias latipes*) by acute exposure to aluminum. **Comparative Biochemistry and Physiology Part - C: Toxicology and Pharmacology**, v. 198, n. February, p. 37–44, 2017.
- RAMM, C.B. Contaminação por metais nas capivaras *Hydrochaeris hydrochaeris* no Sul do Brasil. **Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação de Biologia de Ambientes Aquáticos**

- Continentais**, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2015. 62p.
- RAMOS, D.H., MEDELLÍN, R.A., MORTON-BERMEAC, O. Insectivorous bats as biomonitors of metal exposure in the megalopolis of Mexico and rural environments in Central Mexico. **Environmental Research**, 185: 109293, 2020.
- RAMOS, P.H.G. Distribuição de mamíferos silvestres de médio e grande porte em remanescente de Mata Atlântica no sul do Brasil e associação de métodos de amostragem. **Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais**, Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2014. 84p.
- RAMOS, W. E. S. Contaminação por mercúrio e arsênio em Ribeirões do Quadrilátero Ferrífero – MG, em área de mineração e atividades garimpeiras. 2005. **Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Agroquímica da Universidade Federal de Viçosa**, Viçosa. 2005. 122p.
- RANDALL, D.J., BURGGREN, W., FRENCH, K. **Fisiologia Animal: Mecanismos e Adaptações**. 4ª Edição. Editora Guanabara Koogan. Rio de Janeiro, RJ. 729 p., 1999.
- RANDALL, D.J., PERRY, S.F. Catecholamines. **Fish Physiology**, v.12, p. 255-300, 1992.
- RANJITHA T., SHARATH CHANDRA S.P. Biological and ecological impact of iron and iron nanoparticles across diverse array of fish models: A review. **Eco. Env. and Cons.** 26 (1): 180-184, 2020.
- REDE RIO DOCE MAR (RRDM). **Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da área Ambiental I: Relatório semestral – seção 1**, RT 03 RRDM/Abril 2019, Vitória, Espírito Santo, 2019.
- _____. **Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente**. Relatório Anual: Anexo 1 – Monitoramento.
- REDELSTEIN, R., ZIELKE, H., SPIRA, D., FEILER, U., ERDINGER, L., ZIMMER, H., WISEMAN, S., HECKER, M., GIESY, J. P., SEILER, T.-B., HOLLERT, H. Bioaccumulation and molecular effects of sediment-bound metals in zebrafish embryos. **Environ Sci Pollut Res**, 22:16290–16304, 2015.
- REIS, N.R., PERACCHI, A.L., PEDRO, W.A., LIMA, I.P. **Mamíferos do Brasil**. 2006, 437p.
- REPULA, C. M. M., CAMPOS, B. K., GANZAROLLI, E.M., LOPES, M. C., QUINÁIA, S. P. Biomonitoramento de Cr e Pb em peixes de água doce. **Química Nova**, 35 (5): 905-909, 2012.
- RHODES, V. P. Distribuição de mercúrio e arsênio nos sedimentos da área afetada por garimpo ouro – Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG. **Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais da Universidade Federal de Ouro Preto**, Ouro Preto, 2010. 113p.
- RIGGIO, M., FILOSA, S., PARISI, E., SCUDIERO, R. Changes in zinc, copper and metallothionein contents during oocyte growth and early development of the teleost *Danio rerio* (zebrafish). **Comparative Biochemistry and Physiology Part C**, 135: 191–196, 2003.
- ROCHE, H., BOGÉ, G. Fish blood parameters as a potential tool for identification of stress caused by environmental factors and chemical intoxication. **Mar. Environ. Res.** 41: 27- 43, 1996.
- RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G.; COSTA, A. T.; NALINI JÚNIOR, H. A. Iron ore mining promotes iron enrichment in sediments of the Gualaxo do Norte River basin, Minas Gerais State, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 71, p. 4177–4186, 2014.
- RODRIGUEZ, C.A.B.; BEZERRA, M.F.; REZENDE, C.E.; BASTOS, W.R.; LACERDA, L.D. Mercury and methylmercury in carapace of the marine turtle *Caretta caretta*, in northeastern Brazil and its potential for environmental monitoring. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 91(2): e20180672, DOI 10.1590/0001-3765201920180672. 2019.
- RODRÍGUEZ-ESTIVAL, J., ORTIZ-SANTALIESTRA, M.E., MATEO, R. Assessment of ecotoxicological risks to river otters from ingestion of invasive red swamp crayfish in metal contaminated areas: Use of

- feces to estimate dietary exposure. **Environmental Research**, 181: 108907, 2020.
- ROGGE MAN, S., VAN DEN BRINK, N., PRAET, N.V., BLUST, R., BERVOETS, L. Metal exposure and accumulation patterns in free-range cows (*Bos taurus*) in a contaminated natural area: Influence of spatial and social behavior. **Environmental Pollution**, 172: 186-199, 2013.
- ROUX, F. Fish cell lines and their potential uses in ecotoxicology: from cytotoxicity studies and mixture assessment to a co-culture model and mechanistic analyses. Department of Biological and **Environmental Sciences**. University of Gothenburg, 2015.
- RUPIL., G. M.; BARBOSA, L.; MARCONDES, M. C. C.; CARVALHO, B. M.; FARRO, A. P. C. Franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) diet from Northern Espírito Santo State coast, Brazil. **Biotemas**, v. 32(2), p. 87-96, 2019.
- SAKAI, H.; SAEKI, K.; ICHIHASHI, H.; SUGANUMA, H.; TANABE, S.; TATSUKAWA, R. Species-Specific Distribution of heavy metals in tissues and organs of Loggerhead Turtle (*Caretta caretta*) and Green Turtle (*Chelonia mydas*) from Japanese Coastal Waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n^o. 8, pp. 701-709, 2000.
- SALES, J.S. Condição corporal de morcegos filostomídeos (Chiroptera: Phyllostomidae) em áreas de mata atlântica com diferentes tipos de antropização. 2018. **Monografia - Graduação em Ciências Biológicas**, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2018, 58p.
- SALES, S. C. M. Avaliação ecotoxicológica de impactos da contaminação por metais e arsênio em áreas de mineração e beneficiamento de ouro em Minas Gerais. 2013. **Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Ecologia**, Conservação e Manejo da Vida Silvestre do Instituto de Ciências Biológicas da UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013. 158p.
- SALGADO, L. D. Avaliação da biodisponibilidade e a bioacumulação de metais em botos-cinza do complexo estuarino-lagunar de Iguape-Cananéia, SP. **Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná**, área de concentração em Controle e Monitoramento Ambiental, Curitiba, 2015, 116p.
- SALVARANI, P.I. Impact of contaminants in natural populations of marine turtles (Campeche, Mexico). **Tese (Doutorado) - Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro**, Portugal, 2018. 164p.
- SAMARCO. **Esclarecimentos sobre a água do rio Doce e do mar, bioacumulação em peixes e diálogo**. 2016. 9p. Disponível em http://samarco.com/wp-content/uploads/2016/06/Paper_Agua_23-06.pdf. Acesso em: 29 de setembro de 2017.
- SAMPAIO, N. P., CASTRO, G.G., MOREIRA, G.F., SILVA, F.L., MENDES, J.J., CUNHA, A.A., KRUGER, F.L., ARAÚJO, F.G. The formation of Brazilian minerals database for integrated SEM-EDS system applied to the gold ore characterization. **Holos**, 34 (3): 2-22.
- SANCHEZ, W., BURGEOT, T., PORCHER, J. A novel "Integrated Biomarker Response" calculation based on reference deviation concept. **Environmental Science Pollution Research**, v. 20, p. 2721-2725, 2013.
- SÁNCHEZ-CHARDI, A., MARQUES, C.C., GABRIEL, S.I., CAPELA-SILVA, F., CABRITA, A.S., LÓPEZ-FUSTER, M.J., NADAL, J., MATHIAS, M.L. Haematology, genotoxicity, enzymatic activity and histopathology as biomarkers of metal pollution in the shrew *Crocivura russula*. **Environmental Pollution**, 156: 1332-1339, 2008.
- SÁNCHEZ-CHARDI, A., OLIVEIRA RIBEIRO, C.A., NADAL, J. Metals in liver and kidneys and the effects of chronic exposure to pyrite mine pollution in the shrew *Crocivura russula* inhabiting the protected wetland of Doñana. **Chemosphere**, 76: 387-394, 2009.
- SÁNCHEZ-CHARDI, A., PEÑARROJA-MATUTANO, C., BORRÁS, M., NADAL, J. Bioaccumulation of metals and effects of al and fill in small mammals Part III: Structural alterations. **Environmental Research**, 109: 960-967, 2009.

- SÁNCHEZ-CHARDI, A., PEÑARROJA-MATUTANO, C., OLIVEIRA RIBEIRO, C.A., NADAL, J. Bioaccumulation of metals and effects of a landfill in small mammals. Part II. The wood mouse, *Apodemus sylvaticus*. **Chemosphere**, 70: 101–109, 2007.
- SANTOS, A. N. D. Levantamento das concentrações de mercúrio em aves aquáticas da Bacia do Rio Madeira, Amazônia Ocidental. **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente, Área de Concentração em Ambiente, Saúde e Sustentabilidade**, da Fundação Universidade de Rorônia, Porto Velho, 2018, 85p.
- SANTOS, K. B. Efeitos da pluviosidade e disponibilidade de alimento na reprodução de aves em uma Floresta Seca Neotropical. **Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal Rural do Semi-Árido**, Mossoró, 2017.
- SANTOS, M.F.M., PELLANDA, M., TOMAZZONI, A.C., HASENACK, H., HARTZ, S.M. Mamíferos carnívoros e sua relação com a diversidade de habitats no Parque Nacional dos Aparados da Serra, sul do Brasil. **Iheringia, Série Zool.**, 94 (3): 235-245, 2004.
- SANTOS, R., JOYEUX, A. PALLUEL, O., PALOS-LADEIRO, M., BESNARD, A., BLANCHARD, C., PORCHER, J.M., BONY, S., DEVAUX, A., SANCHEZ, W. Characterization of a Genotoxicity Biomarker in Three-Spined Stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.): Biotic Variability and Integration in a Battery of Biomarkers for Environmental Monitoring. **Environmental Toxicology**, v. 31, p. 415-426, 2016.
- SARMIENTO, A. M.; DELVALLS, A.; NIETO, J. M.; SALAMANCA, M. J.; CARABALLO, M. A. Toxicity and potential risk assessment of a river polluted by acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 4763–4771, 2011.
- SARTORI, É.; COSTA, L. H. V.; SOUZA, D. L.; RANGEL, T. P.; ALMEIDA, D. Q. R.; REZENDE, C. E.; VERGILIO, C. S. Comparação entre matrizes ambientais (água e sedimento) como fonte de contaminação por metais para peixes. In: XXI Encontro Latino Americano de Iniciação Científica, XVII Encontro Latino Americano de Pós-Graduação e VII Encontro de Iniciação à Docência, Universidade do Vale do Paraíba, **Anais...**, São José dos Campos, Brasil, p. 1-6, 2017.
- SASAKI, K., LESBARRÈRES, D., BEAULIEU, C.T., WATSON, G., LITZGUS, J. Effects of a mining-altered environment on individual fitness of amphibians and reptiles. **Ecosphere** 7(6):e01360. 10.1002/ecs2.1360, 2016.
- SASAKI, K., LESBARRÈRES, D., WATSON, G., LITZGUS, J. Mining-caused changes to habitat structure affect amphibian and reptile population ecology more than metal pollution. **Ecological Applications**, 25(8): 2240–2254, 2015.
- SCHMID, W. The Micronucleus Test. **Mutation Research**, v. 31(1), p. 9-15, 1975.
- SCHUMACHER, J. **Reptiles and Amphibians**. In Thurmon, J.C. Tranquilli, W.J. e Benson, G.J. Lumb & Jones' Veterinary Anesthesia. 3ed. Lippincott Williams and Wilkins. pp 670-685, 1996.
- SCOTT, G. R.; SLOMAN, K. A. The effects of environmental pollutants on complex fish behavior: integrating behavioral and physiological indicators of toxicity. **Aquatic Toxicology**, v. 68, p. 369-392, 2004.
- SECO PON, J.P.; BELTRAME, O.; MARCOVECCHIO, J.; FAVERO, M.; GANDINI, P. Trace metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, and Zn) in feathers of Black-browed Albatross *Thalassarche melanophrys* attending the Patagonian Shelf. **Marine Environmental Research**, v.72, 40-45, 2011.
- SECRETARIA DE ESTADO DE DESENVOLVIMENTO REGIONAL DE POLÍTICA URBANA E GESTÃO METROPOLITANA DO GOVERNO DE MINAS GERAIS (SEDRU). **Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG**. Responsável: Grupo da Força-Tarefa. Belo Horizonte, 2016. 287p.
- SEGURA, F. R.; NUNES, E. A.; PANIZ, F. P.; PAULELLI, A. C. C.; RODRIGUES, G. B.; BRAGA, G. U. L.; PEDREIRA FILHO, W. R.; BARBOSA JR, F.; CERCHIARO, G.; SILVA, F. F.; BATISTA, B. L. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environmental Pollution**,

- v. 218, p. 813 – 825, 2016.
- SFAKIANAKIS, D.G.; RENIERI, E.; KENTOURI, M.; TSATSAKIS, A.M. Effect of heavy metals on fish larvae deformities: A review. **Environmental Research**, 137: 246–255, 2015.
- SHOARI, N.; DUBÉ, J. S. Toward improved analysis of concentration data: Embracing nondetects. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 37, n. 3, p. 643–656, mar. 2018.
- SICILIANO, S.; ALVES, V.C.; HACON, S. Aves e mamíferos marinhos como sentinelas ecológicas da saúde ambiental: uma revisão do conhecimento brasileiro. **Cadernos Saúde Coletiva**, v. 13, p. 927-946, 2005.
- SICILIANO, S.; MORENO, I.B.; SILVA, E.D.; ALVES, V.C. **Baleias, botos e golfinhos na Bacia de Campos. Série Guias de Campo fauna marinha da Bacia de Campos**. ENSP/FIOCRUZ, Rio de Janeiro, 2006, 99p.
- SICILIANO, S.; MOURA, J.F.; TAVARES, D.C.; KEHRIG, H.A.; HAUSER-DAVIS, R.A.; MOREIRA, I.; LAVANDIER, R.; LEMOS, L.S.; EMIN-LIMA, R.; QUINETE, N.S. **Legacy Contamination in Estuarine Dolphin Species From the South American Coast**. In: Fossi, M.C.; Panti, C. 2018. *Marine Mammals Ecotoxicology - Impacts of Multiple Stressors on Population Health*. 1Ed. Elsevier, Academic Press, 2018. 512p.
- SICILIANO, S.; DI BENEDITTO, A.P.; RAMOS, R. A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1884) (Mammalia: Cetacea) nos Estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, costa sudeste do Brasil: caracterização dos habitats e possíveis fatores de isolamento das populações. **Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia**, v. 146, p. 1-15, 2002.
- SIGAM. **Diagnóstico Técnico - Produto 2 - Meio Biótico - APAMLC: Mastofauna aquática**. 2021. Disponível em: <https://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/511/Documentos/APAM_LC/APAM_LC_Mastofauna%20Aquatica.pdf>. Acesso em: 11 jan 2021.
- SILVA NETO, G.M. **Avaliação dos parâmetros funcionais e histológicos associados à exposição do peixe beijupirá *Rachycentron canadum* (Linnaeus, 1766) a concentrações subletais de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs)**. 2015. 56 f. Universidade de São Paulo, 2015.
- SILVA, A. G. Alterações histopatológicas de peixes como biomarcadores da contaminação aquática. **Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Área de Concentração Zoologia)**. Universidade Estadual de Londrina, Paraná, 80p. 2004.
- SILVA, A.P.S. Dieta de morcegos filostomídeos (Mammalia: Chiroptera) no Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe. 2014. Monografia – Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão. 2014, 31p. SILVA, A.C.; CAVALCANTE, L.C.D.; FABRIS, J.D.; JÚNIOR, R.F.; BARRAL, U.M.; FARNEZI, M.M.M.; VIANA, A.J.S.; ARDISSON, J.D.; FERNANDEZ-OUTON, L.E.; LARA, L.R.S.; STUMPF, H.O.; BARBOSA, J.B.S.; SILVA, L.C. Características químicas, mineralógicas e físicas do material acumulado em terraços fluviais, originado do fluxo de lama proveniente do rompimento de barragem de rejeitos de mineração de ferro em Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brasil. **Revista Espinhaço**, v. 5, n. 2, p. 44-53. 2016
- SILVA, F.D.; SILVA, C.L.; PORTES, R.G.R.; HOFFMAN, E.; OLIVEIRA, R.S.; MARTINS, M.; SILVA, C.O.; SILVA, F.C. avaliação ecotoxicológica da água do igarapé Ouro Preto utilizando a espécie bioindicadora *Leptodactylus petersii*. **South American Journal of Basic Education, Technical and Technological**, v.5, n. 2, pp. 69-87, 2018.
- SILVA, I. F. L. Contribuições para o diagnóstico ambiental da parte média e inferior da bacia do Rio Piracicaba, MG. 2010. **Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto**, Ouro Preto, 2010. 127p.
- SILVA, L.T.R.; OLIVEIRA FILHO, E.F.; KUNST, T.H.; ROLIM, V.P.M.; ALCÂNTARA E SILVA, J.S.; REGUEIRA, R.F.S.; PAIM, A.P.S.; SOARES, P.C.; OLIVEIRA, A.A.F. Heavy Metal Concentrations in Free-Living

- Southern Caracaras (*Caracara plancus*) in the Northeast Region of Brazil. **Acta Scientiae Veterinariae**, v. 45, n. 1508, p. 1-8, 2017.
- SILVA, M.D., OLIVEIRA, T.S., SANTEE, K.M., ANDRADE, F.M., OLIVEIRA, L.P., OLIVEIRA, T.S., CHACUR, E.P., SILVA, Z., BARROS, R.A.C. Anatomia do nervo facial em lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus* - Illiger, 1815). **Cienc. anim. bras.**, v.21, e-59079, 2020.
- SILVEIRA, U.S., LOGATO, P.V.R., PONTES, E.C. Utilização e Metabolismo dos carboidratos em peixes. **Revista Eletrônica Nutritime**, v. 6, n. 1, p. 817–836, 2009.
- SINGH, N.P., MCCOY, M.T., TICE, R.R., SCHNEIDER, E.L.A. Single technique for quantification of low levels of DNA damage in individual cells. **Experimental Cellular Research**, v. 175, p. 184-191, 1988.
- SISINNO, C.L.S., OLIVEIRA-FILHO, E.C. **Princípios de Toxicologia Ambiental**. Interciência, Rio de Janeiro – RJ, 216p, 2013.
- SKEAFF, J.M., DURBEUIL, A. A., BRIGHAM, S. I. The concept of persistence as applied to metals for aquatic hazard identification. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 21: 2581–2590, 2002.
- SKOOG, D.A.; WEST, D.M.; HOLLER, F.J.; CROUCH, S.R. **Fundamentos de Química Analítica**. São Paulo: Cengage Learning, 999p, 2008.
- SMET, H. DE; BLUST, R. Stress Responses and Changes in Protein Metabolism in Carp *Cyprinus carpio* during Cadmium Exposure. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 48, n. 2001, p. 255–262, 2001.
- SMITH, P.N., COBB, G.P., GODARD-CODDING, C., HOFF, D., MCMURRY, S.T., RAINWATER, T.R., REYNOLDS, K.D. Contaminant exposure in terrestrial vertebrates. **Environmental Pollution**, v. 150, n. 1, p. 41-64, 2007.
- SOLÉ, M.; MAÑANÓS, E.; BLÁZQUEZ, M. Vitellogenin, sex steroid levels and gonadal biomarkers in wild Solea solea and Solea senegalensis from NW Mediterranean fishing grounds. **Marine Environmental Research**, v. 117, n. 2016, p. 63–74, 2016.
- SONNACK, L., KAMPE, S., MUTH-KÖHNE, E., ERDINGER, L., HENNY, N., HOLLERT, H., SCHÄFERS, C., FENSKE, M. Effects of metal exposure on motor neuron development, neuromasts and the escape response of zebrafish embryos. **Neurotoxicology and Teratology**, 50: 33–42, 2015.
- SOUTO, H. N. Abordagens in situ e in silico no uso das aves para o biomonitoramento ambiental de genotoxicidade em áreas agrícolas no Cerrado. **Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Genética e Bioquímica da Universidade Federal de Uberlândia**, Uberlândia, Minas Gerais, 2019. 116p.
- SOUZA, I. C.; DUARTE, I. D.; PIMENTEL, N. Q.; ROCHA, L. D.; MOROZESK, M.; BONOMO, M. M.; AZEVEDO, V. C.; PEREIRA, C. D. S.; MONFERRÁN, M. V.; MILANEZ, C. R. D.; MATSUMOTO, S. T.; WUNDERLIN, D. A.; FERNANDES, M. N. Matching metal pollution with bioavailability, bioaccumulation and biomarkers response in fish (*Centropomus parallelus*) resident in neotropical estuaries. **Environmental Pollution**, v. 180, p. 136-144, 2013.
- SOUZA, N.L.N.; CARNEIRO, M.T.W.D.; PIMENTEL, E.F.; FROSSARD, A.; FREIRE, J.B.; ENDRINGER, D.C.; FERREIRA JÚNIOR, P.D. Trace elements influence the hatching success and emergence of *Caretta caretta* and *Chelonia mydas*. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 50, pp. 117–122, 2018.
- SOUZA, T.S., FONTANETTI, C.S. DNA damage of erythrocytes of fish *Oreochromis niloticus* (Perciformes, Cichlidae), after acute exposure to river water receiving effluent from an oil refinery. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**, v. 7, n. 2, 17- 22, 2012.
- SOUZA, V. L. B.; LIMA, V.; HAZIN, C.A.; FONSECA, C. K. L.; SANTOS, S. O. Biodisponibilidade de metais-traço em sedimentos: uma revisão. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, v. 3, n. 1A, p. 01-13, 2015.

- SOUZA, W. R. Análise de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos – HPAs – Em sedimentos do Ribeirão do Funil na região de Ouro Preto – MG. **Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Ouro Preto**, Ouro Preto, 2007. 95p.
- SOUZA-BASTOS, L. R.; BASTOS, L. P.; CARNEIRO, P. C. F.; GUILOSKI, I. C.; SILVA DE ASSIS, H. C.; PADIAL, A. A.; FREIRE, C. A. Evaluation of the water quality of the upper reaches of the main Southern Brazil river (Iguaçu river) through in situ exposure of the native siluriform *Rhamdia quelen* in cages. **Environmental Pollution**, v. 1, p. 1245-1255, 2017.
- SOUZA-BASTOS, L.R., FREIRE, C.A. The handling of salt by the neotropical cultured freshwater catfish *Rhamdia quelen*. **Aquaculture** 289: 167-174, 2009.
- STIEN, X., PERCIC, P., GNASSIA-BARELLI, M., ROMÉO, M., LAFAURIE, M. Evaluation of biomarkers in caged fishes and mussels to assess the quality of waters in a bay of the NW Mediterranean Sea. **Environ. Poll.** 99: 339 – 345, 1998.
- STURM, A., WOGRAM, J., HANSEN, P.D., LIESS, M. Potential use of cholinesterase in monitoring low levels of organophosphates in small streams: Natural variability in three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) and relation to pollution. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 18, n. 2, p. 194–200, 1999.
- SYED, A., MAZHAR, S., KHAN, B.N., YASMIN, R. Fecal Matter as a Bio-indicator of Heavy Metal Toxication in Punjab Urial. **LGU Journal of Life Sciences**, 1(2): LGUJLS MS.ID-012, 2017.
- TAMAR. Ameaça de extinção. 2011. Disponível em: <<https://www.tamar.org.br/interna.php?cod=100>>. Acesso em: 03 set 2019.
- TEIXEIRA, V.N. **Rodentia: Roedores exóticos (rato, camundongo, hamster, gerbilo, proquinho-da-índia e chinchila)**. In: Cubas, Silva e Catão-Dias, 2014. Tratado de Animais Selvagens - Medicina Veterinária. 2 ed. São Paulo: Rocca, 2014, v.1. p. 1169-1208, 2014.
- TÊTE, N., AFONSO, E., BOUGUERRA, G., SCHEIFLER, R. Blood parameters as biomarkers of cadmium and lead exposure and effects in wild wood mice (*Apodemus sylvaticus*) living along a pollution gradiente. **Chemosphere**, 138: 940–946, 2015.
- THIES, M., GREGORY, D. Residues of lead, cadmium, and arsenic in livers of Mexican FreeTailed bats. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 52, p. 641-648, 1994.
- THOMÉ, J. A.; DE MARTINI, E. A.; JUNIOR, N. O. L. **Avaliação inicial dos impactos da pluma de rejeitos da Samarco nos ambientes estuarinos, costeiros e marinhos, 2016**. Disponível em: <https://www.tamar.org.br/publicacoes_html/pdf/2016/2016_Avaliacao_inicial_dos_impactos_d_a_pluma_de_rejeitos.pdf>. Acesso em: 07 jan 2021.
- THOMPSON, F., OLIVEIRA, B.C., CORDEIRO, M.C., MASI, B.P., RANGEL, T.P., PAZ, P., FREITAS, T., LOPES, G., SILVA, B.S., CABRAL, A.S., SOARES, M., LACERDA, D., VERGILIO, C.S., LOPES-FERREIRA, M., LIMA, C., THOMPSON, C., REZENDE, C.E. Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. **Science of the Total Environment**, 705: 135914, 2020.
- THOPHON, S.; KRUATRACHUE, M.; UPATHAM, E.S.; POKETHITIYOOK, P.; SAHAPHONG, S.; JARITKHUAN, S. Histopathological alterations of white seabass, *Lates calcarifer*, in acute and subchronic cadmium exposure. **Environmental Pollution**. v. 121, p. 307 – 320, 2003.
- THURMON, J.C., TRANQUILLI, W.J., BENSON, G.J. **Anesthesia of wild, exotic, and laboratory animals**. In: Thurmon, J.C. Tranquilli, W.J. e Benson, G.J. Lumb & Jones' Veterinary Anesthesia. 3ed. Lippincott Williams and Wilkins. pp 686-735, 1996.
- TIMOFIEIEVA, O., SWIERGOSZ-KOWALEWSKA, R., LASKOWSKI, R., VLASCHENKO, A. Wing membrane and Fur as indicators of metal exposure and contamination of internal tissues in bats. **Environmental Pollution**, 276: 116703, 2021.

- TOKARZ, MÖLLER, G., HRABE DE ANGELIS, M., ADAMSKI, J. Steroids in teleost fishes: A functional point of view. **Steroids**, v. 103, p. 123–144, 2015.
- TOUSSAINT, D.C., TAYLOR, P.J., BARNHOORN, I.E.J. Non-invasive sampling of bats reflects their potential as ecological indicators of heavy metal and trace metal contamination due to open cast diamond mining, northern Limpopo Province, South Africa. **Environmental Science and Pollution Research**, 1-20, 2020.
- TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em Ecologia**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.
- TREVIZANI, T.H. Bioacumulação e biomagnificação de metais pesados em teias tróficas de estuários do sul-sudeste do Brasil. **Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Ciências**, área de concentração em Oceanografia Química da USP, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019. 179p.
- TRUHAUT, R. Ecotoxicology: objectives, principles and perspectives. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 1, p. 151-173, 1977.
- TURZAŃSKA-PIETRAS, K.; Chachulska, J.; Polechońska, L.; Borowiec, M. Does heavy metal exposure affect the condition of Whitethroat (*Sylvia communis*) nestlings? **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p.7758–7766, 2018.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Method 3052: Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices**. Philadelphia PA, Washington, DC. 1996.
- UNIVERSIDADE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO (UERJ). **Estudo preliminar sobre a detecção da pluma de sedimentos do Rio Doce sobre o Parque Nacional dos Abrolhos-BA, para o evento de 5-6 de Janeiro 2016**. Rio de Janeiro, RJ, 4 de maio. 2016.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS (UFMG); UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA (UFJF). **A tragédia do rio Doce: A lama, o povo e a água - Relatório de campo e interpretações preliminares sobre as consequências do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão (Samarco/VALE/BHP)**. 2016. 27p.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO (UFES). **Resultados parciais das análises realizadas em amostras coletadas na Plataforma Adjacente a Foz do rio Doce: Embarque NOc Vital de Oliveira**. Vitória, fevereiro, 2016a. 17p.
- _____. **Relatório Técnico Parcial das análises realizadas em amostras coletadas na Plataforma Adjacente a Foz do rio Doce, APA Costa das Algas e Plataforma de Abrolhos: Embarque Soloncy Moura**, Vitória, abril, 2016b. 24p.
- _____. **Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG – Novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados**, Vitória, 2017. 254p.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI (UFVJM). **Relatório da contaminação dos peixes capturados na região do médio rio Doce, na microrregião de Governador Valadares**, MG. 2017. 10p.
- VALKO, M., RHODES, C.J., MONCOL, J., IZAKOVIC, M., MAZUR, M. Free radicals, metals and antioxidants in oxidative stress-induced cancer. **Chemico-Biological Interactions**, v. 160, n. 1, p. 1–40, 2006.
- VALLEJOS, M. A. V.; PADIAL, A. A.; VITULE, J. R. S.; MONTEIRO-FILHO, M. L. A. Effects of crowding due to habitat loss on species assemblage patterns. **Conservation Biology**, v. 34, n. 2, p. 405–415, 2019.
- VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 13, p. 57-149, 2003.
- VAN GESTEL, C.A.M.; VAN BRUMMELEN, T.C. Incorporation of the biomarker concept in ecotoxicology calls for a redefinition of terms. **Ecotoxicology**, v. 5, p. 217-225, 1996.

- VAREJÃO, E. V. V. Distribuição de mobilidade de arsênio e metais pesados em ribeirões do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. 2008. **Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Agroquímica da Universidade Federal de Viçosa**, Viçosa, 2008. 205p.
- VARGAS, I. B.; MAINARDI, V. F.; AGUIAR, L. L.; SOUZA, D. L.; PIEDADE, A. E.; RANGEL, T. P.; ALMEIDA, D. Q. R.; MENDONÇA, P. P.; REZENDE, C. E.; DAVID, J. A. O.; VERGILIO, C. S. Potencial mutagênico e genotóxico de peixes expostos ao sedimento do rio doce após o rompimento da barragem. **Revista UNIVAP – Universidade do Vale do Paraíba**, online, Edição Especial - ISSN 2237-1753 - XX Encontro de Iniciação Científica, XVI Encontro de Pós-Graduação, X INIC Jr e VI INID da Universidade do Vale do Paraíba, v. 22, n. 40, p. 1-5, 2016.
- VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: EDUEM, 1996. 169p.
- VEADO, M. A. R. V.; MENEZES, M. A. B. C.; QUEIROZ, M. A. T.; COSTA, A. A.; LOPES, G. F.; OLIVEIRA, A. H. Nuclear Application in Studies of Environmental Pollution in Brazil. In: 16th Pacific Basin Nuclear Conference (16PBN), **Anais...**, Aomori, Japan, p. 13-18, 2008. Paper ID P16P1273. Disponível em https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:41018080. Acesso em: 19 jun 2017.
- VENTURINO, A., D'ANGELO, A.M.P. Biochemical targets of xenobiotics: Biomarkers in amphibian ecotoxicology. **Applied Herpetology** 2: 335-353, 2005
- VENTURINO, A., ROSENBAUM, E., CASTRO, A.C., ANGUIANO, O.L., GAUNA, L., SCHROEDER, T.F., D'ANGELO, A.M.P. Biomarkers of effect in toads and frogs: Review. **Biomarkers**, 8(3-4): 167 – 186, 2003.
- VERONEZ, A. C. S.; SALLA, R. V.; BARONI, V. D.; BARCAROLLI, I. F.; BIANCHINI, A.; MARTINEZ, C. B. R.; CHIPPARI-GOMES, A. R. Genetic and biochemical effects induced by iron ore, Fe and Mn exposure in tadpoles of the bullfrog *Lithobates catesbeianus*. **Aquatic Toxicology**, v. 174, p. 101–108, 2016.
- VIARENGO, A. Heavy metals in marine invertebrates: mechanisms of regulation and toxicity at the cellular level. **Aquatic Science**, 1, 295-317, 1989.
- VIARENGO, A., PONZANO, E., DONDERO, F., FABBRI, R. A Simple spectrophotometric method for metallothionein evaluation in marine organisms: An application to mediterranean and antarctic molluscs. **Marine Environmental Research**, v. 44(1), p. 69-84, 1997.
- VIDAL, F.A.P., OLIVEIRA, L.A.T., SOUZA, B.F.S., FRANCO-BELUSSI, L., SALLA, R.F., PRADO, J.S., ZENTHÖFER, V.P., VALALA, M.T.O., ABDALLA, F.C., CARVALHO, C.S., COSTA, M.J. Efeitos do contaminante emergente lítio, em concentração considerada ambientalmente segura pelo CONAMA, sobre a metamorfose de rãs-touro (*Lithobates catesbeianus*). In: XV Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, 01 a 04 setembro 2018, **Anais...** Aracaju, Brasil, 2018.
- VIEIRA, F. M.; PURIFICAÇÃO, K. N.; CASTILHO, L. S.; PASCOTTO, M. C. Estrutura trófica da avifauna de quatro fitofisionomias de Cerrado no Parque Estadual da Serra Azul. **Ornithologia**, v. 5(2), p. 43-57, 2013.
- VIEIRA, K.I.C., LUZ, C.F.P., MOREIRA, N.C., BANDEIRA, O.H.S., RESENDE, H.C. **Levantamento florístico e estudo palinológico de áreas sob influência do rompimento da barragem de Fundão em Mariana, MG, Brasil, visando o desenvolvimento da Meliponicultura como estratégia para a recuperação ambiental**. Hoehnea 47: e292019. 2020.
- VIOLA, Z. G. G. Avaliação da qualidade das águas da bacia do rio Doce/MG: Caracterização da matéria orgânica e seus impactos ambientais. 2008. **Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre do Instituto de Ciências Biológicas**, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.
- VITALE, A.M., MONSERRAT, J.M., CASTILHO, P., RODRIGUEZ, E.M. Inhibitory effects of cadmium on carbonic anhydrase activity and ionic regulation of the estuarine crab *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Grapsidae). **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 122 (C), p. 121–129, 1999.

- VORMITTAG, E. M. P. A. A.; OLIVEIRA, M. A.; RODRIGUES, C. G.; GLERIANO, J. S. **Avaliação dos riscos em saúde da população de Barra Longa/MG afetada pelo desastre**. Instituto Saúde e Sustentabilidade, 2017. Disponível em: <https://www.greenpeace.org.br/hubfs/Campanhas/Agua_Para_Quem/documentos/RelatorioGreenpeace_saude_RioDoce.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2019.
- WANG, W. X.; TAN, Q. G. Applications of dynamic models in predicting the bioaccumulation, transport and toxicity of trace metals in aquatic organisms. **Environmental Pollution**, v. 252, p. 1561–1573, 2019.
- WEDEKIN, L. L. Ecologia populacional da baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*, Borowski, 1871) em sua área reprodutiva na costa do Brasil, Oceano Atlântico Sul. 2011. **Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Zoologia da UFPR**, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011. 152p.
- WEDEKIN, L. L.; NEVES, M. C.; MARCONDES, M. C.; BARACHO, C.; ROSSI-SANTOS, M. R.; ENGEL, M. H.; SIMÕES-LOPES, P. C. Site fidelity and movements of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) on the Brazilian breeding ground, southwestern Atlantic. **Marine Mammal Science**, 26(4): 787-802, 2010.
- WEDEKIN, L.L., ENGEL, M.H., ANDRIOLO, A., PRADO, P.I., ZERBINI, A.N., MARCONDES, M.M.C., KINAS, P.G. & SIMÕES-LOPES, P.C. 2017. Running fast in the slow lane: rapid population growth of humpback whales after exploitation. **Marine Ecology Progress Series**, 575: 195-206.
- WEIJS, L., ZACCARONI, A. Toxicology of Marine Mammals: New Developments and Opportunities. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 70, pp. 1–8, 2016.
- WEINER, I.D., WINGO, C.S. **Hyperkalemia: a potential silent killer**. *JASN*. 9:1535-43, 1998.
- WEISS, C. M. Physiological effect of organic phosphorus insecticides on several species of fish. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 90, n. 3, p. 312–322, 1961.
- WENDELAAR BONGA, S. E. The stress response in fish. **Physiological Reviews**, v. 77, p. 591-625, 1997.
- WIECZOREK-DĄBROWSKA, M., TOMZA-MARCINIAK, A., PILARCZYK, B., BALICKA-RAMISZ, A. Roe and red deer as bioindicators of heavy metals contamination in northwestern Poland. **Chemistry and Ecology**, 29 (2): 100-110, 2013
- WIJNHOFEN, S., LEUVENC, R.S.E.W., VELDE, G.V.D., EIJSACKERS, H.J.P. Toxicological risks for small mammals in a diffusely and moderately polluted floodplain. **Science of the Total Environment**, 406: 401-406, 2008.
- WINKALER, E.U., SILVA, A.G., GALINDO, H.C., MARTINEZ, C.B.R. Biomarcadores histológicos e fisiológicos para o monitoramento da saúde de peixes de ribeirões de Londrina, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum** 23: 507-514, 2001.
- WOOD, C.M. An Introduction to Metals in Fish Physiology and Toxicology: Basic Principles. In: Wood, C.M; Farrell, A.P; Brauner, C.J (Eds.), **Homeostasis and Toxicology of Essential Metals**, Elsevier, 524p., 2012.
- YALÇIN-ÖZDİLEK, S.; GÖKSEL ÖZDİLEK, H.; KEMAL SANGÜN, M. Change in physical and chemical composition of Green Turtle (*Chelonia mydas*) eggshells during embryonic development. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 10(2), p. 265-270, 2011.
- YANCHEVA, V., VELCHEVA, I., STOYANOVA, S., GEORGIEVA, E. Fish in ecotoxicological studies. **Ecologia Balkanica**, v. 7, n. 1, pp. 149-169, 2015.
- ZACHARIASSEN, K.E., AUNAAS, T., BORSETH, J.F., EINARSON, S., NORDTUG, T., OLSEN, A., SKJERVO, G. Physiological parameters in ecotoxicology. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 100, n. 1/2, pp. 77-79, 1991.
- ZAGATO, P.A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática: Princípios e Aplicações**. 2.ed. São Carlos, Brasil:

- RiMa, 486p., 2008.
- ZIARATI, P., SHIRKHAN, F., MOSTAFIDI, M., ZAHEDI, M.T. An Overview of the Heavy Metal Contamination in Milk and Dairy Products. **Acta Scientific Pharmaceutical Sciences**, v. 2 (7): 1-15, 2018.
- ZOCHE, J.J. Efeitos da mineração de carvão sobre os morcegos do sul de Santa Catarina: A presença de metais pesados e a ocorrência de danos celulares. **Anais do IV Congresso Brasileiro de Mastozoologia**, 18 a 22 de agosto de 2008, São Lourenço, MG, 2008.
- ZOCHE, J.J., DAMIANI, A.P., HAINZENREDER, G., MENDONÇA, R.Á., PERES, P.B., SANTOS, C.E., DEBASTIANI, R., DIAS, J.F., ANDRADE, V.M. Assessment of heavy metal content and DNA damage in *Hypsiboas faber* (anuran amphibian) in coal open-casting mine. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 36, n. 1, p. 194–201, 2013.
- ZOCHE, J.J., DIMER LEFFA, D., DAMIANI, A.P., CARVALHO, F., MENDONÇA, R.Á., SANTOS, C.E., BOUFLEUR, L.A., DIAS, J.F., ANDRADE, V.M. Heavy metals and DNA damage in blood cells of insectivore bats in coal mining areas of Catarinense coal basin, Brazil. **Environmental Research**, 110: 684–691, 2010.
- ZUKAL, J., PIKULA, J., BANDOUCHOVA, H. Bats as bioindicators of heavy metal pollution: History and prospect. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 3, p. 220–227, 2015.

Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente

Acompanhamento de danos

TOMO I – Contextualização

Ecotoxicologia

Apêndices

APÊNDICE A

METODOLOGIA PARA APRESENTAÇÃO DOS EPTs EM HEATMAPS

METODOLOGIA PARA ANÁLISE DE EPTS E APRESENTAÇÃO POR HEATMAPS

Dados no limite de quantificação (LQ) são um problema comum em estudos biológicos. Eles surgem das limitações da metodologia laboratorial em diferenciar a concentração química de um elemento do ruído de fundo (SHOARI; DUBÉ, 2018), resultando em uma observação incerta, na qual se sabe que o verdadeiro valor está dentro de um intervalo de possíveis resultados.

A forma mais simples de trabalhar com esses dados é desconsiderar a natureza intervalar, substituindo o valor por constantes como 0, LQ e LQ/2. O problema dessa abordagem é o viés que ela causa nas estatísticas, levando a interpretações incorretas dos resultados. SHOARI; DUBÉ (2018) dizem ainda que esta abordagem “pode comprometer a saúde humana e o meio ambiente e causar perdas financeiras”.

Modelos específicos para dados censurados podem ser utilizados, mas por conta dos dados intervalares, eles são particularmente sensíveis a escolha da distribuição de probabilidades selecionada para representar a variável (ITRC, 2013).

Outra abordagem envolve a utilização de métodos que não dependem explicitamente do valor observado, como os métodos não paramétricos baseados na ordenação das medições e substituição dos valores por suas classificações correspondentes (ITRC, 2013). Seguindo essa linha, o presente estudo mostra a aplicação do teste de Kruskal-Wallis aos dados de biomarcadores da base TAMAR.

A hipótese nula do teste de Kruskal-Wallis é que todas as populações sendo comparadas possuem funções de distribuição iguais. Para calcular a estatística de teste, os valores da variável são ordenados e ranqueados. Quando há valores repetidos, cada observação do grupo é substituída pela média das posições dos elementos do grupo (HOLLANDER; WOLFE; CHICKEN, 2013). A equação abaixo mostra a estatística de teste, cuja a soma no numerador representa a variação entre os grupos, enquanto a do denominador representa a variação total, implicando que quanto maior o valor da estatística, maior é a variabilidade entre os grupos em relação à total, apontando contra a hipótese de igualdade.

$$H = (N - 1) \frac{\sum_{i=1}^g n_i (\bar{r}_i - \bar{r})^2}{\sum_{i=1}^g \sum_{j=1}^{n_i} (r_{ij} - \bar{r})^2}$$

em que:

- n_i é o número de observações do grupo i ;
- r_{ij} é o valor do ranqueamento da observação j do grupo i ;

- N é o número total de observações em todos os grupos;
- $\bar{r}_i$ é a média da classificação das observações do grupo i ;
- $\bar{r}$ é a média da classificação de todas as observações;

Para os dados sob estudo, o limite de quantificação é constante se considerada a matéria seca, mas quando convertida para matéria úmida o limite é variável, dependendo somente do fator de conversão. Por conta do estudo ser feito nas concentrações em matéria úmida, espera-se que não haja limites de quantificação iguais, mas mesmo se houver, a ordenação ainda poderá ser feita. Desse modo, a única suposição feita em relação a ordem das observações é a seguinte: se um valor está como “<a” e outro “<b”, sendo “ $a < b$ ”, o valor pontual de “a”, que não foi observado por limitação do método laboratorial, é menor do que o valor pontual de “b”.

APRESENTAÇÃO GRÁFICA DOS RESULTADOS

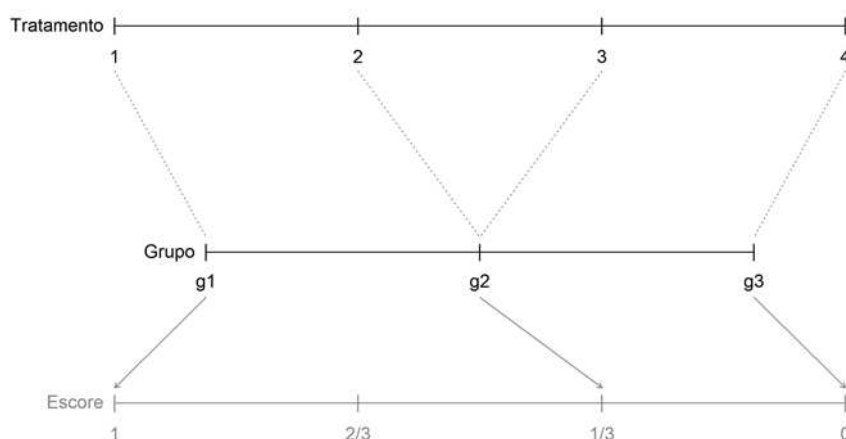
Para facilitar a interpretação e visualização de quais tratamentos apresentam maiores valores em cada uma das variáveis, foi proposto um índice, cujo os valores variam de 0 a 1, sendo mais próximos de 1 a medida que os grupos com maiores valores de postos são formados por um único tratamento. O escore de cada tratamento é dado pelo grupo ao qual ele pertence, de acordo com a seguinte equação:

$$P_i = 1 - \frac{(\sum_{g=1}^i k_g) - 1}{k - 1}$$

em que:

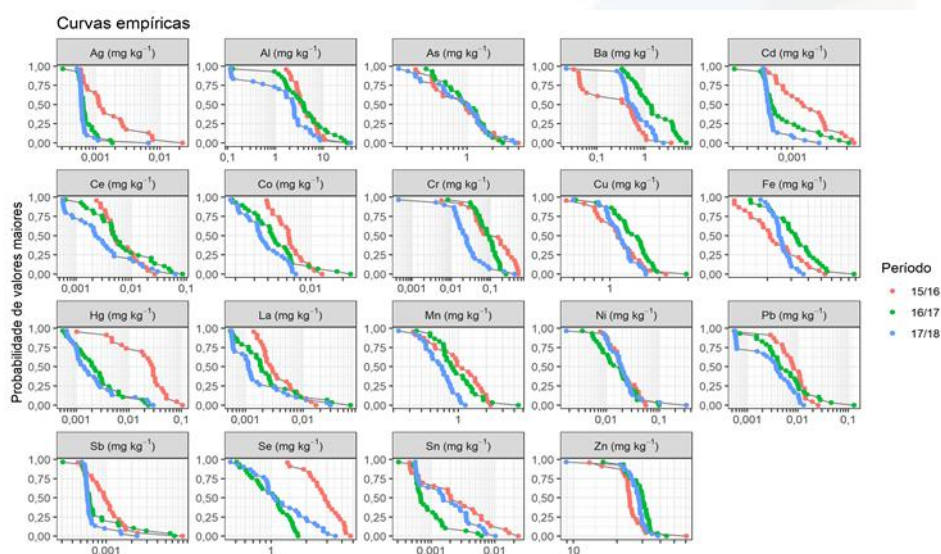
- k é o número total de tratamentos;
- $i = 1, \dots, g$, indexa os grupos ordenados pela maior média dos postos;
- k_g é o número de tratamentos dentro do grupo g ;

O diagrama abaixo exemplifica um caso em que há 4 tratamentos, que após a execução do teste, foram separados em 3 grupos. Como o primeiro e último tratamento aparecem sozinhos nos seus referentes grupos, eles recebem os escores de 1 e 0, respectivamente. Já os tratamentos 2 e 3 recebem o escore de 1/3, pois ambos fazem parte do segundo grupo. Sendo assim, tratamentos com maiores escores são os que tem maiores médias de postos. Quando não há diferença entre os tratamentos, todos recebem escores 0.



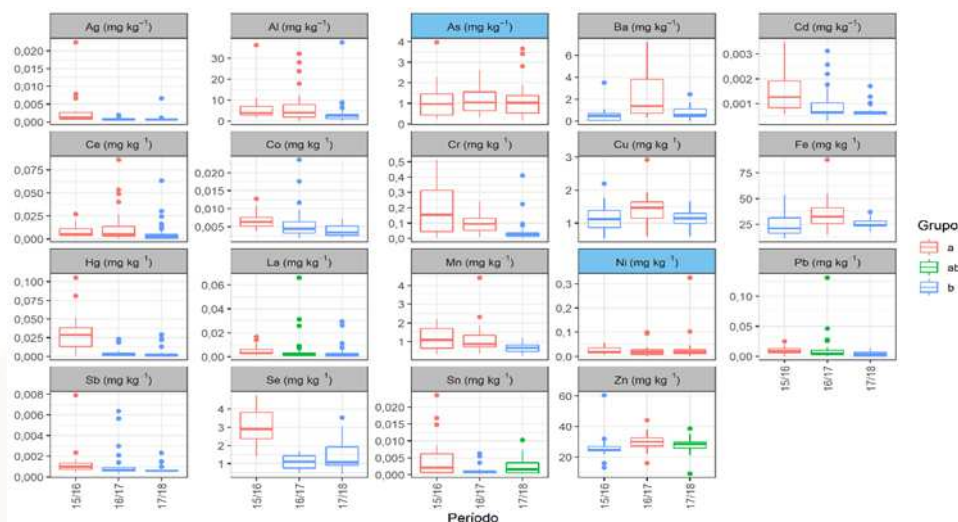
ANÁLISE DESCRITIVA

A figura abaixo mostra as curvas de sobrevivência empíricas. Esse tipo de curva é construída com base nos dados, sendo que os valores no eixo y indicam a probabilidade estimada de um valor ser maior do que o valor no eixo x.



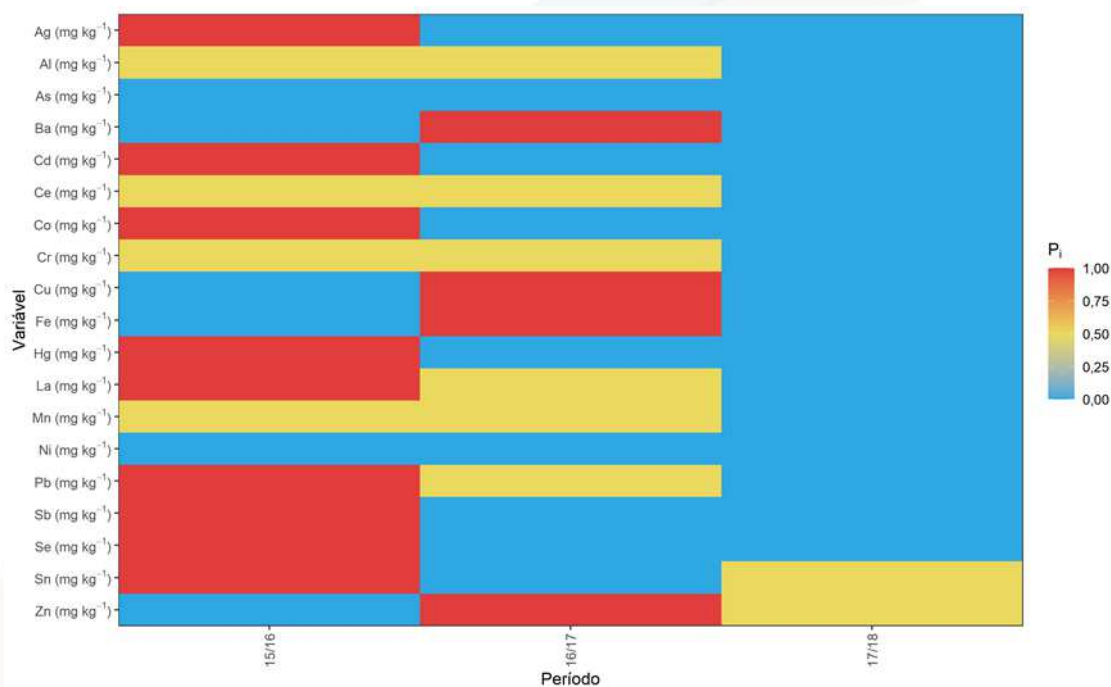
KRUSKAL-WALLIS

O teste de Kruskal-Wallis foi aplicado para cada variável, comparando-se os três períodos sob estudo. As comparações múltiplas foram feitas pelo teste de Dunn, juntamente ao procedimento de correção de p-valor pelo método de Holm-Bonferroni. A figura abaixo mostra de forma gráfica os resultados das comparações múltiplas.



REPRESENTAÇÃO PELO ÍNDICE

Os resultados apresentados no tópico acima também podem ser expressos por meio de um índice (explicado na metodologia). A representação fica interessante a medida em que há muitas categorias diferentes a serem comparadas, de forma que o mapa de calor tende a ficar mais suave. A figura abaixo mostra o gráfico de calor resultante das análises aplicadas aos EPTs.



APÊNDICE B

DADOS COMPLEMENTARES DAS ANÁLISES DE RELAÇÕES ENTRE AS MÉTRICAS
ECOTOXICOLÓGICAS E A ABUNDÂNCIA E A RIQUEZA DE ESPÉCIES DE PEIXES
NOS PONTOS DE COLETA DA PORÇÃO CONTINENTAL



Rótulos de linha	FASE 1									FASE 4								FASE 6							TOTAL GERAL		
	RD07	RD09	RD10	RD16	RD17	RD19	RD24	RD25	RD26	RD07	RD09	RD10	RD16	RD17	RD19	RD24	RD25	RD26	RD07	RD09	RD10	RD16	RD17	RD19		RD24	RD26
	Rio Pequeno Barragem	Rio Pancas	Rio Doce em Colatina	Rio Doce em Governador	Rio Corrente Grande UHE Baguari	Rio Piracicaba	Ponte Nova/ Rio Piranga	Rio Gualaxo	Rio Do Carmo	Rio Pequeno	Rio Pancas	Rio Doce em Colatina	Rio Doce em Governador	Rio Corrente Grande UHE Baguari	Rio Piracicaba	Ponte Nova/ Rio Piranga	Rio Gualaxo	Rio Do Carmo	Rio Pequeno	Rio Pancas	Rio Doce em Colatina	Rio Doce em Governador	Rio Corrente Grande UHE Baguari	Rio Piracicaba		Ponte Nova/ Rio Piranga	Rio do Carmo
Astronotus ocelatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Astyanax bimaculatus	3	0	1	5	2	1	7	4	0	0	0	0	25	0	2	8	0	0	0	1	0	2	0	1	2	1	65
Astyanax fasciatus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Astyanax sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4
Centropomus parallelus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
Cichla kelberi	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	1	0	7	0	0	0	0	15
Clarias gariepinus	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	5
Coptodon rendalli	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
Crenicichla lacustris	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	0	0	8
Delturus carinotus	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Geophagus aff. brasiliensis	0	0	0	0	0	1	23	2	12	0	0	0	0	0	0	8	1	14	0	0	0	0	0	0	0	0	61
Geophagus aff. brasiliensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	7	8	5	22
Gymnotus carapo	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	9
Harttia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Hoplias aff. malabaricus	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	3	2	1	0	0	0	0	1	1	1	0	4	2	1	0	0	19
Hoplias brasiliensis	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	2	0	2	1	0	10
Hoplias intermedius	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	6
Hoplosternum littorale	82	1	0	0	7	0	0	0	0	15	7	2	9	13	0	0	0	0	17	0	0	9	0	0	0	0	162

Rótulos de linha	FASE 1									FASE 4									FASE 6									TOTAL GERAL
	RD07	RD09	RD10	RD16	RD17	RD19	RD24	RD25	RD26	RD07	RD09	RD10	RD16	RD17	RD19	RD24	RD25	RD26	RD07	RD09	RD10	RD16	RD17	RD19	RD24	RD26		
	Rio Pequeno Barragem	Rio Pancas	Rio Doce em Colatina	Rio Doce em Governador	Rio Corrente Grande UHE Baguari	Rio Piracicaba	Ponte Nova/ Rio Piranga	Rio Gualaxo	Rio Do Carmo	Rio Pequeno	Rio Pancas	Rio Doce em Colatina	Rio Doce em Governador	Rio Corrente Grande UHE Baguari	Rio Piracicaba	Ponte Nova/ Rio Piranga	Rio Gualaxo	Rio Do Carmo	Rio Pequeno	Rio Pancas	Rio Doce em Colatina	Rio Doce em Governador	Rio Corrente Grande UHE Baguari	Rio Piracicaba	Ponte Nova/ Rio Piranga	Rio do Carmo		
Hypostomus affinis	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	6	1	0	3	3	2	0	7	1	0	0	0	1	0	26	
Hypostomus luetkeni	0	0	0	0	1	0	2	2	0	0	0	0	7	0	0	1	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	16	
Hypostomus sp.	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	6	
Knodus moenkhausii	0	176	0	0	0	0	3	7	0	0	0	0	0	0	27	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	222	
Leporinus copelandii	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
Lophiosilurus alexandri	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Loricariichthys castaneus	0	0	0	0	10	0	5	0	1	0	0	0	3	1	0	5	1	7	0	0	0	8	5	19	2	1	68	
Megaleporinus conirostris	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	15	0	0	1	3	0	5	0	0	30	
Megaleporinus obtusidens	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
Megaleporinus reinhardti	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Metynnis lippincottianus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	
Metynnis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Mugil curema	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	
Mugil liza	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Oligosarcus acutirostris	0	0	0	3	2	2	11	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	27	
Oligosarcus argenteus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39	0	0	3	0	1	0	0	0	5	0	4	10	1	63	



Rótulos de linha	FASE 1									FASE 4								FASE 6							TOTAL GERAL		
	RD07	RD09	RD10	RD16	RD17	RD19	RD24	RD25	RD26	RD07	RD09	RD10	RD16	RD17	RD19	RD24	RD25	RD26	RD07	RD09	RD10	RD16	RD17	RD19		RD24	RD26
	Rio Pequeno Barragem	Rio Pancas	Rio Doce em Colatina	Rio Doce em Governador	Rio Corrente Grande UHE Baguari	Rio Piracicaba	Ponte Nova/ Rio Piranga	Rio Gualaxo	Rio Do Carmo	Rio Pequeno	Rio Pancas	Rio Doce em Colatina	Rio Doce em Governador	Rio Corrente Grande UHE Baguari	Rio Piracicaba	Ponte Nova/ Rio Piranga	Rio Gualaxo	Rio Do Carmo	Rio Pequeno	Rio Pancas	Rio Doce em Colatina	Rio Doce em Governador	Rio Corrente Grande UHE Baguari	Rio Piracicaba		Ponte Nova/ Rio Piranga	Rio do Carmo
Oreochromis niloticus	0	0	10	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	23
Pachyurus adspersus	0	3	1	2	6	0	0	0	0	0	0	0	8	2	0	0	0	0	1	0	0	8	4	0	0	0	35
Piaractus sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Pimelodella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	
Pimelodus cf. pohli	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Pimelodus maculatus	0	0	4	0	2	0	0	0	0	0	0	1	1	7	0	0	0	0	0	0	11	1	0	0	0	0	27
Poecilia vivipara	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
Pogonopoma weithermerii	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Prochilodus lineatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Prochilodus vimboides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Pseudauchenipterus affinis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Pterygoplichthys ambrosettii	3	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	
Pygocentrus nattereri	21	0	0	0	12	0	0	0	0	9	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	46	
Pygocentrus piraya	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	
Rhamdia quelen	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Rineloricaria sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	
Serrasalmus marginatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	

Rótulos de linha	FASE 1		TOTAL GERAL
Steindachnerina elegans	Rio Pequeno Barragem	RD07	1
	Rio Pancas	RD09	
	Rio Doce em Colatina	RD10	
	Rio Doce em Governador	RD16	
	Rio Corrente Grande UHE Baguari	RD17	
	Rio Piracicaba	RD19	
	Ponte Nova/ Rio Piranga	RD24	
	Rio Gualaxo	RD25	
	Rio Do Carmo	RD26	
	Rio Pequeno	RD07	
Trachelyopterus striatulus	Rio Pancas	RD09	19
	Rio Doce em Colatina	RD10	
	Rio Doce em Governador	RD16	
	Rio Corrente Grande UHE Baguari	RD17	
	Rio Piracicaba	RD19	
	Ponte Nova/ Rio Piranga	RD24	
	Rio Gualaxo	RD25	
	Rio Do Carmo	RD26	
	Rio Pequeno	RD07	
	Rio Pancas	RD09	
Total Geral	Rio Doce em Colatina	RD10	1048
	Rio Doce em Governador	RD16	
	Rio Corrente Grande UHE Baguari	RD17	
	Rio Piracicaba	RD19	
	Ponte Nova/ Rio Piranga	RD24	
	Rio Gualaxo	RD25	
	Rio Do Carmo	RD26	
	Rio Pequeno	RD07	
	Rio Pancas	RD09	
	Rio Doce em Colatina	RD10	
Riqueza	Rio Doce em Governador	RD16	53
	Rio Corrente Grande UHE Baguari	RD17	
	Rio Piracicaba	RD19	
	Ponte Nova/ Rio Piranga	RD24	
	Rio Gualaxo	RD25	
	Rio Do Carmo	RD26	
	Rio Pequeno	RD07	
	Rio Pancas	RD09	
	Rio Doce em Colatina	RD10	
	Rio Doce em Governador	RD16	

Na tabela a seguir destacam-se os desvios nulos e dos resíduos, e respectivos graus de liberdade dos melhores modelos obtidos para Abundância em distribuição de probabilidade Binomial Negativa. Os ajustes foram avaliados por meio do Critério de Akaike (AIC), sendo os menores valores associados aos melhores ajustes, bem como a consideração apenas de variáveis preditoras significativas.

Desvios nulos e dos resíduos e respectivos graus de liberdade do modelo da variável resposta Abundância. AIC – Critério de Akaike.

Modelos	Variáveis Preditoras	AIC
modelo 1	~ Compartimento + Ponto + Campanha + fisiológicos + metabólicos + sist. antiox.brânquia + sist.antiox.fígado + não.enz.brânquias + não.enz.fígado + neurotox	252,09
modelo 2	~Compartimento + Ponto +Campanha + fisiológicos + metabólicos + sist. antiox.brânquia + sist.antiox.fígado + não.enz.brânquias + neurotox	250,44
modelo 3	~ Compartimento + Campanha + fisiológicos + metabólicos + sist. antiox.brânquia + sist.antiox.fígado + não.enz.brânquias + neurotox	247,40
modelo 4	~Compartimento + Campanha + fisiológicos + metabólicos + sist. antiox.brânquia + não.enz.brânquias + neurotox	245,98
modelo 5	~Compartimento + Campanha + fisiológicos + metabólicos + sist. antiox.brânquia + não.enz.brânquias	244,79
modelo 6	~Compartimento + Campanha + fisiológicos + metabólicos + não.enz.brânquias	244,82
Modelo7	~Compartimento + Campanha + fisiológicos + não.enz.brânquias	243,81

Os melhores parâmetros para a construção do modelo de abundância foram definidos, após a retirada das variáveis que não apresentaram significância estatística, por meio do método *Stepwise*, com forme tabela a seguir:

Estimativa de parâmetros com a aplicação da modelagem de abundância.

Variável resposta	Parâmetros	Estimativa	Erro padrão	z	p-valor
Abundância	Intercepto	3,76	0,32	11,70	<0,0001
	Campanha 3	-0,13	0,30	-0,43	0,666
	Campanha 4	-0,61	0,32	-1,94	0,052
	Compartimento 2	0,40	0,31	1,28	0,201
	Compartimento 3	0,56	0,32	1,75	0,080
	IBR Fisiológicos	-0,13	0,04	-3,77	0,0002
	IBR Não enzimáticos Brânquias	0,53	0,17	3,07	0,0021

Na próxima tabela destacam-se os desvios nulos e dos resíduos, e respectivos graus de liberdade dos melhores modelos obtidos para Riqueza em distribuição de probabilidade de Poisson. Os ajustes foram avaliados por meio do Critério de Akaike (AIC), sendo os menores valores associados aos melhores ajustes, bem como a consideração apenas de variáveis preditoras significativas.

Desvios nulos e dos resíduos e respectivos graus de liberdade do modelo da variável resposta Abundância. AIC – Critério de Akaike.

Modelos	Variáveis Predictoras	AIC
modelo 1	~ Compartimento + Ponto + Campanha + fisiológicos + metabólicos + sist. antiox.brânquia + sist.antiox.fígado + não.enz.brânquias + não.enz.fígado + neurotox	145,40
modelo 2	~ Compartimento + Ponto + Campanha + fisiológicos + sist. antiox.brânquia + sist.antiox.fígado + não.enz.brânquias + não.enz.fígado + neurotox	143,41
modelo 3	~ Compartimento+Ponto+Campanha + fisiológicos + sist. antiox.brânquia + não.enz.brânquias + não.enz.fígado + neurotox	141,43
modelo 4	~ Compartimento+Ponto+Campanha + fisiológicos + não.enz.brânquias + não.enz.fígado + neurotox	139,55
modelo 5	~ Compartimento + Ponto + fisiológicos + não.enz.brânquias + não.enz.fígado + neurotox	136,56
modelo 6	~ Compartimento + Ponto + não.enz.brânquias + não.enz.fígado + neurotox	134,92
modelo 7	~ Compartimento + Ponto + não.enz.brânquias + não.enz.fígado	133,20

Os melhores parâmetros para a construção do modelo de abundância foram definidos, após a retirada das variáveis que não apresentaram significância estatística, por meio do método *Stepwise*, conforme tabela a seguir:

Estimativa de parâmetros com a aplicação da modelagem de abundância.

Variável resposta	Parâmetros	Estimativa	Erro padrão	z	p-valor
	Intercepto	2,16	0,15	14,01	<0,0001
	Compartimento 2	0,20	0,17	1,18	0,240
	Compartimento 3	-0,08	0,19	-0,44	0,660
Riqueza	Ponto - CP	-0,69	0,41	-1,68	0,094
	Ponto - DA	-0,41	0,50	-0,82	0,413
	Não-enzimáticos das brânquias	0,22	0,14	1,62	0,105
	Não-enzimáticos do fígado	-0,11	0,10	-1,06	0,290





www.institutoslactec.org.br

CONTATO

Leonardo Pussieldi Bastos
Divisão de Meio Ambiente
T + 55 (41) 3361-6882
leonardo.bastos@lactec.org.br