

Complementarmente, foram retiradas fotografias de cada um dos indivíduos amostrados, bem como do ambiente imediatamente ao seu redor, posicionando a angulação da fotografia para cada um dos quatro pontos cardeais, de maneira a captar o ambiente como um todo.

Fotografias hemisféricas foram retiradas do dossel florestal estabelecido sobre cada um dos 180 indivíduos amostrados, de modo a determinar valores de intensidade luminosa que chega ao solo florestal.

Concomitantemente ao processo de tomada de dados morfométricos, foi realizada a coleta de amostras de tecido vegetal dos espécimes marcados. De cada organismo-teste, foram coletados de três a cinco folhas, dependendo do tamanho da folha da espécie no momento da coleta. As folhas escolhidas seguiram um padrão: folhas saudáveis, apresentando pouco ou nenhum sinal de deterioração (por herbivoria ou outro tipo de dano), folhas estabelecidas em ramos intermediários entre o ápice e a base da planta. Para espécies de folha composta, folíolos eram retirados também da parte intermediária da folha.

Uma vez selecionadas as folhas ou folíolos apropriados, realizou-se a coleta com tesoura de poda manual ou tesoura de poda alta (Figura 5). Imediatamente após a coleta, a amostra foliar era armazenada em saco plástico identificado e alocada em bolsa térmica contendo gelo reciclável (Figura 6), de maneira a manter o material preservado até o término das atividades de campo.

Figura 5 – Procedimento de coleta de amostra de tecido vegetal da espécie arbustiva *Piper arboreum* (esquerda) e da arbórea *Guarea guidonia* (à direita).



Figura 6 – Armazenamento de amostras de tecido vegetal em embalagens plásticas etiquetadas em bolsa térmica contendo gelo reciclável (gelox), para manutenção de baixa temperatura das amostras.



Após a finalização da coleta dos organismos-teste de uma determinada área amostral, todas as embalagens contendo amostras biológicas eram transferidas para caixa térmica com gelo, ficando sob refrigeração até a chegada da equipe ao local de apoio para a execução do processamento inicial do material coletado.

O procedimento de triagem e preparação inicial das amostras biológicas coletadas foi realizado em ambiente sem iluminação solar direta, vento ou calor excessivo. Os métodos obedeceram as seguintes etapas:

- i) Retirada de apenas uma das embalagens plásticas contendo amostras biológicas da caixa térmica utilizada em campo;
- ii) Retirada do material vegetal da embalagem;
- iii) Lavagem em solução fosfato-salino (PBS) dos materiais vegetais de maneira individualizada (Figura 7);
- iv) Secagem em papel toalha dos materiais vegetais de maneira também individualizada (Figura 7), trocando o papel a cada utilização (não foi reutilizado para secar amostras diferentes);
- v) Fragmentação das amostras vegetais com auxílio de tesoura (Figura 8), esterilizando o instrumento com álcool 70% a cada nova utilização;
- vi) Preenchimento do criotubo identificado com o material vegetal até a marca de 5 ml (Figura 8);
- vii) Certificação que o criotubo e sua tampa estavam secos antes de realizar seu fechamento;
- viii) Acondicionamento temporário do criotubo em local refrigerado, e prosseguimento do protocolo para as demais amostras biológicas coletadas naquele dia.

Figura 7 – Procedimento de lavagem das amostras vegetais com gaze embebida em solução fosfato-salino (PBS) e secagem com papel absorvente.



Figura 8 – Fragmentação das amostras com auxílio de tesoura esterilizada e preenchimento do criotubo identificado com as amostras vegetais.



Depois de finalizada a preparação de todas as amostras de uma determinada área amostral, as quais estavam armazenadas até o momento em criotubos mantidos sob refrigeração constante, foi realizada a transferência dessas amostras ao tambor de nitrogênio líquido. Todas as amostras foram mantidas sob essa condição até a finalização das coletas de campo e envio do material para o laboratório.

Em adição ao processo de preparação e armazenamento das amostras foram também coletadas informações morfológicas das folhas efetivamente utilizadas para o preenchimento do criotubo. Os dados coletados restringiram-se ao número total de folhas utilizadas para o preenchimento do tubo, comprimento e largura dessas folhas.

COLETA DE SOLOS DO ENTORNO

No entorno de cada um dos cinco indivíduos que tiveram amostras de folhas coletadas, foram também coletadas amostras compostas de solo (0-20 e 20-40 cm), seguindo os mesmos protocolos estabelecidos no diagnóstico de danos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d) e do item de solos desse

relatório (Item 2.2.1). Ao todo, foram coletadas 72 amostras de solo para caracterização dos três compartimentos. Essa coleta teve por objetivo auxiliar no entendimento entre a concentração de EPTs e características físico-químicas do substrato de base e a eventual contaminação das espécies, em todas as situações comparadas.

ANÁLISE LABORATORIAL DAS AMOSTRAS

Os teores de EPTs das amostras de tecido foliar foram determinados após decomposição ácida do material biológico em forno de microondas. Cerca de $0,200 \pm 0,001$ g de cada amostra seca (estufa a $60 \pm 1^\circ\text{C}$ por no mínimo 24h, ou até atingir peso constante) foi acondicionado em tubos de teflon, com posterior adição de 3mL de água ultra-pura (ASTM tipo I) e 800 μL de HNO_3 destilado para pré-digestão. Na sequência, foram adicionados 200 μL de H_2O_2 em cada frasco e deu-se sequência à digestão. As soluções foram lidas por ICP-OES (para elementos maiores, como Fe, Al, Mn e Cu) e ICP-MS (para os demais elementos) para quantificação dos EPTs. Os teores de EPTs foram expressos em base seca, tendo sido determinados os seguintes elementos: Ag, Al, As, Ba, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, La, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Sn e Zn.

Em paralelo, as amostras de solo foram encaminhadas para caracterização mineralógica (difratometria de raios X – amostras em pó), granulométrica (ABNT NBR 7181:2016), de rotina de fertilidade (EMBRAPA, 2009) e de teores pseudo totais de EPTs (USEPA, 2007) na fração terra fina seca ao ar. Adicionalmente, foram determinadas as massas específicas dos grãos (densidade de partículas) das amostras (ABNT NBR 6458:2016). Os EPTs analisados no solo foram os mesmos determinados no tecido foliar das plantas.

A caracterização do solo objetivou relacionar o meio de crescimento das plantas à sua composição elementar, bem como levou em consideração os aspectos de diferenciação entre solos afetados e não afetados pelo rejeito. Os detalhes relativos ao estudo de danos aos solos em áreas circunvizinhas às avaliadas no estudo de contaminação da flora nativa podem ser encontrados em Brasil (MPF)/LACTEC (2020d) e no item 2.2 (Danos ao solos) do presente relatório. Os resultados dessas análises, em comparação com a linha base de solos descrita no item 2.2, são apresentados na forma de gráficos de *boxplot* no Apêndice B. Adicionalmente, os teores médios de EPTs das amostras APDL e controle são apresentados no Apêndice B – Figuras 28-31, para as duas profundidades de coleta e para os três compartimentos.

ANÁLISE DE DADOS E ESTATÍSTICA

Cada variável resposta (dados morfométricos e concentração de EPTs no tecido vegetal) foi avaliada individualmente por meio de ANOVA de dois fatores, os quais foram a “espécie” e a “situação” (APDL ou controle). Diferenças que resultaram em significância estatística foram então testados separadamente para cada espécie, usando-se os dados brutos (não-transformados). Devido à natureza não-normal dos dados brutos, estes foram submetidos a testes de Mann-Whitney.

Em paralelo, realizou-se uma análise multivariada (análise de componentes principais - ACP) da concentração de EPTs das amostras vegetais. Os dados foram padronizados antes da aplicação da metodologia, uma vez que sem essa padronização a variável de maior escala se sobressai em relação

às outras. Para a aplicação do método foi utilizada a função *princomp* do pacote *stats*, que é um dos pacotes que formam a base da linguagem R (R CORE TEAM, 2018)

Com relação aos dados de EPTs dos tecidos vegetais das espécies nativas analisadas, algumas coletas apresentaram valores no limite de quantificação do método. A Tabela 3 mostra que as variáveis Ag e Sb possuem proporções mais altas de valores nos respectivos limites, ou seja, a quantificação desses elementos foi baixa nas amostras. Essas duas variáveis foram, então, removidas das análises estatísticas subsequentes. Para o restante das variáveis os valores no limite foram substituídos por $LQ/\sqrt{2}$.

Tabela 3 – Proporção de valores nos limites de quantificação laboratorial.

Variável	Número de dados no limite	Proporção de dados no limite
Prata (mg/kg)	64	0,356
Antimônio (mg/kg)	46	0,256
Selênio (mg/kg)	16	0,089
Cádmio (mg/kg)	12	0,067
Chumbo (mg/kg)	11	0,061
Cromo (mg/kg)	4	0,022
Estanho (mg/kg)	4	0,022
Mercúrio (mg/kg)	4	0,022
Lantânio (mg/kg)	2	0,011
Arsênio (mg/kg)	1	0,006
Cério (mg/kg)	1	0,006
Cobalto (mg/kg)	1	0,006
Cobre (mg/kg)	1	0,006
Ferro (mg/kg)	1	0,006
Manganês (mg/kg)	1	0,006

Após as análises iniciais, constatou-se que duas coletas realizadas na APDL resultaram em valores atípicos para as variáveis, sendo uma delas no Compartimento 1 e outra no Compartimento 3. Muitos dos valores observados ficaram nos limites de quantificação, resultando em pontos afastados dos demais nos gráficos *biplot* de resultado da ACP. Por conta disso optou-se pela remoção desses resultados do banco de dados.

Para dar sequência nas análises descritivas dos EPTs no tecido vegetal das espécies (que foram apresentados, também, por gráficos de caixa do tipo *boxplot*), as variáveis foram transformadas pela família Box-Cox. O conjunto estimado de parâmetros λ está apresentado na Tabela 4.

Tabela 4 – Parâmetros λ obtidos para cada elemento potencialmente tóxico dos dados coletados em tecidos de plantas.

Elementos	
Alumínio (mg/kg)	0,027
Arsênio (mg/kg)	-0,118
Bário (mg/kg)	0,009
Cádmio (mg/kg)	-0,171
Cério (mg/kg)	-0,021
Chumbo (mg/kg)	0,156
Cobalto (mg/kg)	-0,124
Cobre (mg/kg)	-0,201
Cromo (mg/kg)	0,164
Estanho (mg/kg)	-0,183
Ferro (mg/kg)	-0,530
Lantânio (mg/kg)	-0,003
Manganês (mg/kg)	-0,103
Merúrio (mg/kg)	0,309
Níquel (mg/kg)	0,060
Selênio (mg/kg)	0,121
Zinco (mg/kg)	-0,376

A escolha do número de componentes a serem retidos na PCA foi baseada no resultado de uma simulação, na qual cada coluna da matriz original é aleatorizada e os autovalores da matriz de correlação resultante são calculados. Com base nos autovalores a porcentagem de variação explicada é calculada e armazenada. Esse procedimento foi repetido 1000 vezes e a média da porcentagem de variação explicada foi calculada para cada componente. Por essa análise, deve-se reter os componentes com proporções maiores do que as geradas pela base aleatorizada.

Por fim, os componentes principais foram representados por gráficos *biplot*, que representam em uma mesma figura as cargas e os escores resultantes da ACP. Enquanto os escores para as diferentes amostras são representados por meio de pontos no gráfico, as correlações entre cada variável e componente são representadas por vetores. Um círculo de referência foi adicionado de modo que quanto mais próximo o vetor está da borda do círculo, maior é a correlação entre a variável e um dos dois componentes representados no gráfico.

RESULTADOS DE DADOS MORFOMÉTRICOS

Para a altura dos indivíduos (Tabela 5), apenas para *Guarea guidonia* no Compartimento 2 detectou-se diferença entre as plantas amostradas na APDL e nas áreas controle ($t = 2,1771$, $p = 0,044$). Especificamente, a altura média dos indivíduos amostrados na APDL é maior ($h = 12,13$ m) do que aquela obtida nas áreas controle ($h = 9,07$ m), o que pode ser atribuído às variações do relevo em pequena escala, sendo as áreas controle nesse compartimento mais íngremes que áreas APDL.

Tabela 5 – Comparação dos valores da altura das espécies entre APDL e área controle.

Espécie	Altura (m)			
	Mínima	Máxima	Média APDL	Média Controle
COMPARTIMENTO 1				
<i>Piper arboreum</i>	0,54	5,0	1,61	1,82
<i>Siparuna guianensis</i>	1,20	7,0	3,87	2,86
COMPARTIMENTO 2				
<i>Adiantum latifolium</i>	-	-	-	-
<i>Guarea guidonia</i>	4,0	18,0	12,10*	9,07
COMPARTIMENTO 3				
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i>	0,4	10,0	2,21	3,25
<i>Pshychotria carthagenensis</i>	0,3	4,0	2,09	1,05

*Média estatisticamente superior pelo teste t a 95% de probabilidade.

Quanto ao diâmetro à altura do peito (Tabela 6), os valores médios da APDL foram ligeiramente maiores que o DAP nas áreas controle, com exceção de *Piper arboreum*. No entanto, a análise de variância dos dados não apontou diferenças significativas entre os dados da APDL e da área controle para nenhuma das espécies.

Tabela 6 – Comparação dos valores do diâmetro a altura do peito das espécies, entre APDL e área controle.

Espécie	Diâmetro a Altura do Peito (cm)			
	Mínima	Máxima	Média APDL	Média Controle
COMPARTIMENTO 1				
<i>Piper arboreum</i>	0,56	2,67	1,15	1,17
<i>Siparuna guianensis</i>	0,50	4,49	1,92	1,50
COMPARTIMENTO 2				
<i>Adiantum latifolium</i>	-	-	-	-
<i>Guarea guidonia</i>	11,90	168,00	71,66	70,80
COMPARTIMENTO 3				
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i>	0,78	47,00	7,47	6,16
<i>Pshychotria carthagenensis</i>	0,43	3,90	1,89	1,60

Com relação ao diâmetro a altura da base (Tabela 7), assim como o DAP, os maiores valores foram encontrados para a APDL (exceto para *Piper arboreum*). Apesar disso, novamente a análise de variância não apontou diferenças significativas entre os dados da APDL e das áreas controle para nenhuma das espécies.

Tabela 7 – Comparação dos valores do diâmetro da base por espécie, entre APDL e área controle.

Espécie	Diâmetro da Base (cm)			
	Mínima	Máxima	Média APDL	Média Controle
COMPARTIMENTO 1				
<i>Piper arboreum</i>	0,76	4,94	1,51	1,92
<i>Siparuna guianensis</i>	0,99	7,04	3,13	2,08
COMPARTIMENTO 2				
<i>Adiantum latifolium</i>	-	-	-	-
<i>Guarea guidonia</i>	14,30	198,00	83,20	81,30
COMPARTIMENTO 3				
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i>	0,54	35,00	9,44	5,36
<i>Pshychotria carthagenensis</i>	0,50	3,92	2,21	1,36

Para os parâmetros comprimento e largura das folhas dos indivíduos utilizados nas amostras biológicas (Tabela 8), para as espécies do Compartimento 1 as folhas foram ligeiramente menores na APDL em comparação à área Controle, o que não foi verificado para as espécies do Compartimentos 2 e 3. No entanto, a análise de variância igualmente não apontou diferenças significativas entre os dados da APDL e da área controle para nenhuma das espécies.

Tabela 8 – Comparação dos valores de comprimento e largura de folhas efetivamente utilizadas para compor as amostras biológicas, por espécie entre APDL e área Controle.

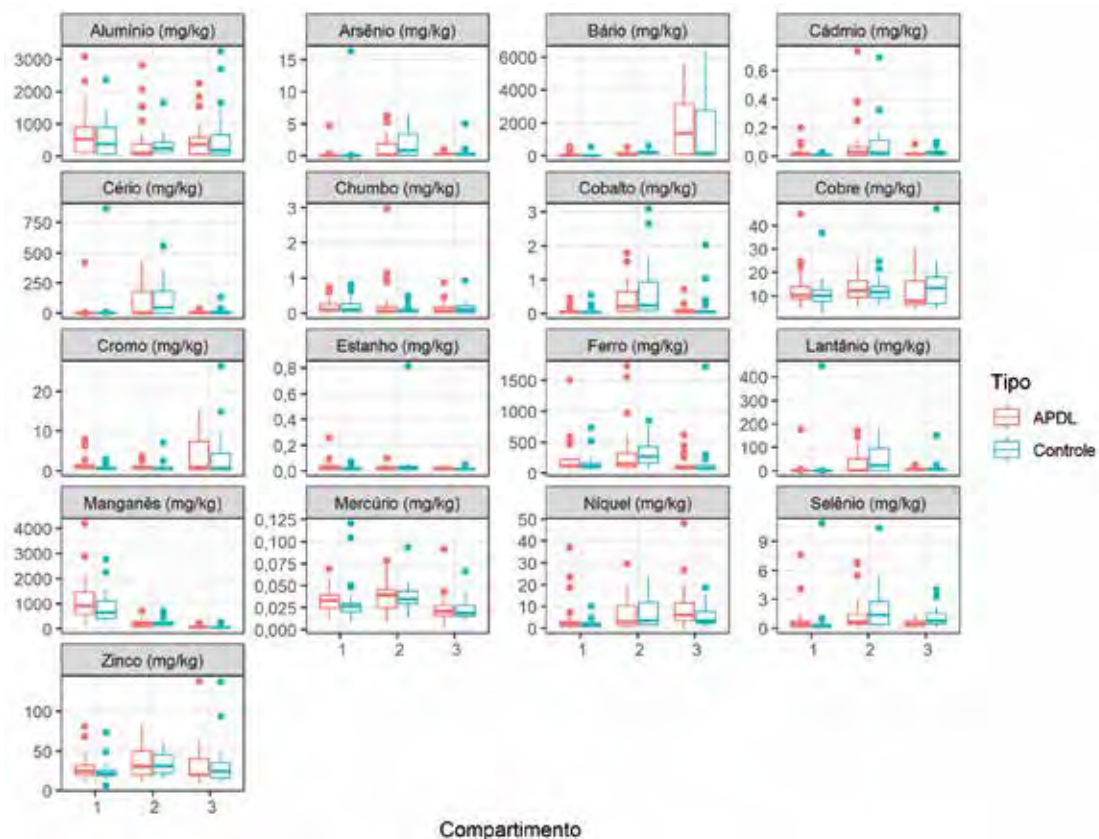
Espécie	Dimensões Folhas Efetivamente Utilizadas nas Amostras					
	Comprimento (cm)		Largura (cm)		Média APDL	Média Controle
	Mínima	Máxima	Mínima	Máxima		
COMPARTIMENTO 1						
<i>Piper arboreum</i>	13,3	31,0	3,0	13,0	22,1 x 8,30	23,2 x 7,92
<i>Siparuna guianensis</i>	11,7	22,0	4,3	8,0	16,2 x 6,53	16,6 x 6,63
COMPARTIMENTO 2						
<i>Adiantum latifolium</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Guarea guidonia</i>	11,5	27,0	3,8	7,0	17,94 x 5,47	17,56 x 5,39
COMPARTIMENTO 3						
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i>	12,2	18,0	3,5	7,0	15,2 x 5,31	14,4 x 5,11
<i>Pshychotria carthagenensis</i>	8,5	18,0	4,0	8,5	13,2 x 6,03	13,7 x 6,40

A partir da análise dos dados, pode-se inferir que todos os indivíduos das espécies sob análise (para os três compartimentos) mostraram parâmetros homogêneos entre si com relação aos parâmetros morfométricos de altura total, diâmetro a altura do peito, diâmetro da base e dimensões das folhas efetivamente amostradas. Única ressalva se faz para diferença entre alturas da espécie *Guarea guidonia*, com alturas médias maiores em APDL quando comparação com áreas controle, o que pode ser atribuído às diferenças de relevo em pequena escala, não tendo sido um resultado consistente para as demais espécies avaliadas.

CONCENTRAÇÃO DE EPTs NAS FOLHAS

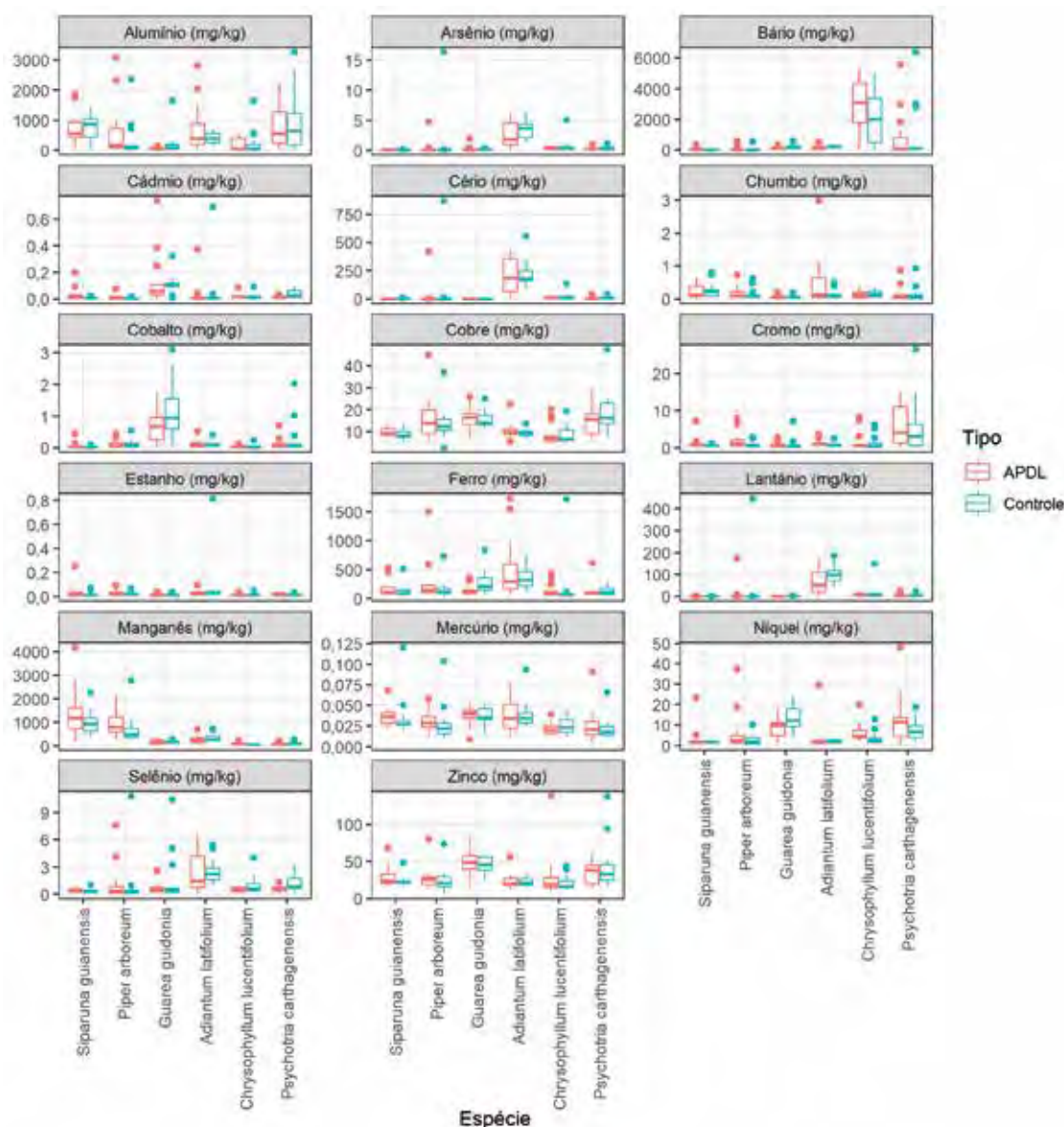
A Figura 9 mostra a distribuição das concentrações de EPTs nas folhas de acordo com cada compartimento e situação ambiental (APDL ou controle), por meio de gráficos *boxplot*. Não há uma separação clara entre os valores obtidos na APDL e nos pontos controle e, além disso é perceptível a assimetria das distribuições, já que há muitos valores próximos a zero e alguns valores altos indicados como dados atípicos, comportamento que é esperado em distribuições assimétricas à direita.

Figura 9 – Gráficos *boxplot* representando a distribuição da concentração de elementos potencialmente tóxicos no tecido vegetal das espécies nativas analisadas, para cada local de coleta (APDL e Controle) e compartimento.



Os maiores teores de manganês foram observados nas amostras do Compartimento 1, com teores medianos próximos de 1.000 mg kg^{-1} (especialmente na situação APDL), enquanto que os teores desse elemento diminuem nas amostras dos Compartimentos 2 e 3. Não fica claro se esse comportamento está relacionado estritamente ao substrato do Compartimento 1 (Tecnossolo) ou se é um reflexo fisiológico de maior tolerância das espécies amostradas nessa região (*Siparuna guianensis* e *Piper arboreum*), uma vez que para ambas situações (APDL e controle), os teores de Mn nas folhas dessas espécies são mais elevados em comparação às demais plantas (Figura 10).

Figura 10 – Gráficos *boxplot* representando a distribuição da concentração de elementos potencialmente tóxicos no tecido vegetal das espécies nativas analisadas, para cada espécie e tipo de ponto de coleta.



A concentração de Ba nas amostras foliares Compartimento 3 chegam a teores de 2.000 mg kg^{-1} , com mediana das amostras da APDL superiores à mediana das amostras provenientes de áreas controle, embora a distribuição dos dados tenha maior variabilidade em relação às amostras dos demais compartimentos. É importante ressaltar que a distribuição também pode ser relacionada à variabilidade entre espécies coletadas nos diferentes compartimentos, como demonstra a Figura 10. O acúmulo de Ba parece ser especialmente elevado na espécie *Chrysophyllum lucentifolium*.

Do conjunto de 19 elementos e 6 espécies avaliadas, apenas duas espécies apresentaram diferentes acúmulos de EPTs no tecido vegetal em função das áreas avaliadas. Os teores médios e medianos de Ba, para *Piper arboreum*, e Mn, para *Chrysophyllum lucentifolium*, foram superiores quando as plantas se desenvolveram na área afetada (APDL) em relação às mesmas espécies desenvolvidas nos solos controle (Tabela 9). É importante ressaltar, no entanto, que essas observações não foram

consistentes em todos os compartimentos, ou seja, as diferenças podem refletir tanto a fisiologia das plantas, quanto a influência do ambiente, uma vez que não foi possível coletar exatamente as mesmas espécies em todos os compartimentos.

Tabela 9 – Concentrações de bário (Ba) e manganês (Mn) nas folhas de *Piper arboreum* e *Chrysophyllum lucentifolium* respectivamente, comparando-se os valores médios e medianas obtidas nas amostras coletadas em pontos controle e na APDL.

Parâmetro	[Ba] <i>Piper arboreum</i> (mg kg ⁻¹) Compartimento 1		[Mn] <i>Chrysophyllum lucentifolium</i> (mg kg ⁻¹) Compartimento 3	
	APDL	Controle	APDL	Controle
[] Média	74	44,73	99,81	50,37
[] Mediana	25	4	81,65	44,3
Rank	9,833	5,7	9,448	5,552
n	15	15	14	15
U	50		41	
p-valor	0,0084		0,004	

U = Teste de Mann-Whitney de cada espécie; p = probabilidade.

As diferenças estatísticas entre as áreas APDL e controle não necessariamente refletiram os teores absolutos, ou seja, embora as espécies nativas do Compartimento 1 apresentem os maiores teores de Mn do conjunto de dados da bacia (variando entre 695 e 1.295 mg kg⁻¹) (Figuras 9 e 10), não foi detectada diferença entre as áreas APDL e controle; igualmente, as espécies do Compartimento 3 apresentam os maiores teores de Ba nas folhas dentre as seis espécies avaliadas (variando entre 839 e 2.706 mg kg⁻¹) (Figuras 9 e 10), mas novamente, os teores das áreas APDL e controle foram similares. Esse resultado pode indicar a adaptação dessas plantas à condição geoquímica das regiões que se encontram, independentemente da influência do desastre.

A PCA reforçou os resultados apresentados anteriormente, ou seja, não foi possível diferenciar os teores de EPTs do tecido vegetal das plantas desenvolvidas nas áreas APDL e controle. A Tabela 10 mostra a proporção da variância dos resultados explicada por cada componente. O somatório dos quatro primeiros componentes principais explica 72,7% da variação dos dados no processo de ordenação.

Tabela 10 – Proporção da variância explicada por cada componente.

Componente	Desvio-padrão	Proporção da variância	Proporção acumulada
PC1	2,171	0,277	0,277
PC2	1,898	0,212	0,489
PC3	1,576	0,146	0,635
PC4	1,247	0,092	0,727
PC5	0,919	0,05	0,776
PC6	0,899	0,048	0,824
PC7	0,727	0,031	0,855
PC8	0,721	0,031	0,886
PC9	0,634	0,024	0,909

Componente	Desvio-padrão	Proporção da variância	Proporção acumulada
PC10	0,603	0,021	0,931
PC11	0,542	0,017	0,948
PC12	0,519	0,016	0,964
PC13	0,441	0,011	0,975
PC14	0,434	0,011	0,986
PC15	0,383	0,009	0,995
PC16	0,258	0,004	0,999
PC17	0,14	0,001	1

A matriz de cargas dos quatro primeiros componentes principais é apresentada na Tabela 11, sendo que os valores representam a correlação da variável com o respectivo componente. A maior correlação da linha foi grifada para ajudar na interpretação, mostrando que o Cr foi correlacionado com o quarto componente principal, enquanto os elementos Al, Ba, Pb e Mn foram mais relacionados com o terceiro componente principal. Quanto maior o escore calculado para o componente principal, maior é o valor de Al, Pb e Mn, enquanto que o teor de Ba diminui. Já o segundo componente principal é correlacionado com valores maiores de Cd, Co, Cu, Ni e Zn. O primeiro componente principal, que é o que explica a maior parte da variação dos dados, é relacionado com valores altos de quase todas as variáveis, apresentando correlação baixa somente com o elemento Mn.

Tabela 11 – Matriz de cargas dos quatro primeiros componentes, para a ACP da concentração de EPTs no tecido vegetal de espécies nativas desenvolvidas em áreas APDL e Controle.

Elemento	PC1	PC2	PC3	PC4
Alumínio*	0,385	0,170	0,567	0,482
Arsênio*	0,880	-0,317	-0,086	0,079
Bário*	0,546	-0,331	-0,609	-0,183
Cádmio*	0,256	0,548	-0,361	-0,273
Cério*	0,864	-0,403	-0,023	0,080
Chumbo*	0,347	-0,319	0,434	-0,359
Cobalto*	0,356	0,703	-0,120	-0,326
Cobre*	0,177	0,841	-0,038	0,154
Cromo*	0,264	0,327	0,092	0,779
Estanho*	0,482	0,223	0,445	0,022
Ferro*	0,629	0,330	0,408	-0,154
Lantânio*	0,867	-0,404	-0,143	0,112
Manganês*	-0,222	0,155	0,798	-0,178
Mercúrio*	0,464	0,159	0,388	-0,516
Níquel*	0,234	0,639	-0,508	0,021
Selênio*	0,752	-0,186	-0,040	0,052
Zinco*	0,260	0,822	-0,088	-0,011

As figuras subsequentes (Figura 11 a Figura 16) apresentam os *biplots* dos componentes principais pareados dois a dois. Analisando as figuras, observa-se que as concentrações dos elementos potencialmente tóxicos analisados no tecido vegetal entre os locais de amostragem (APDL e controle) não se diferenciam entre si.

Figura 11 – Biplots dos componentes PC1 e PC2, para as concentrações de elementos potencialmente tóxicos dos tecidos vegetais de espécies nativas da flora desenvolvidas na APDL e em áreas controle.

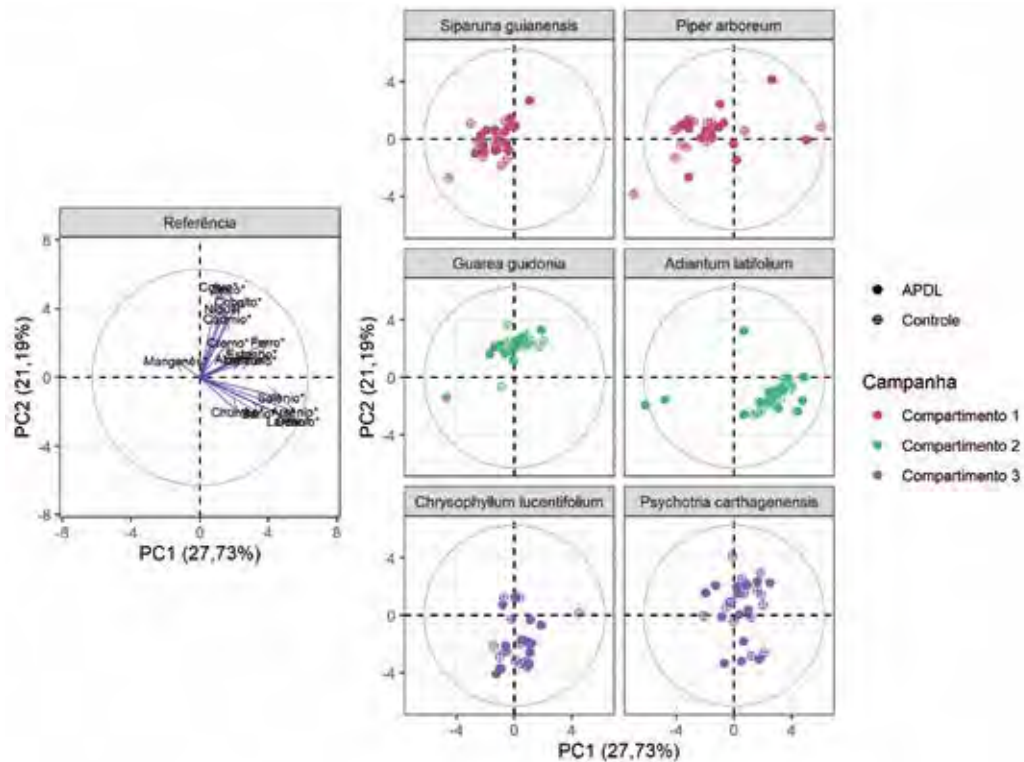


Figura 12 – Biplots dos componentes PC1 e PC3, para as concentrações de elementos potencialmente tóxicos dos tecidos vegetais de espécies nativas da flora desenvolvidas na APDL e em áreas controle.

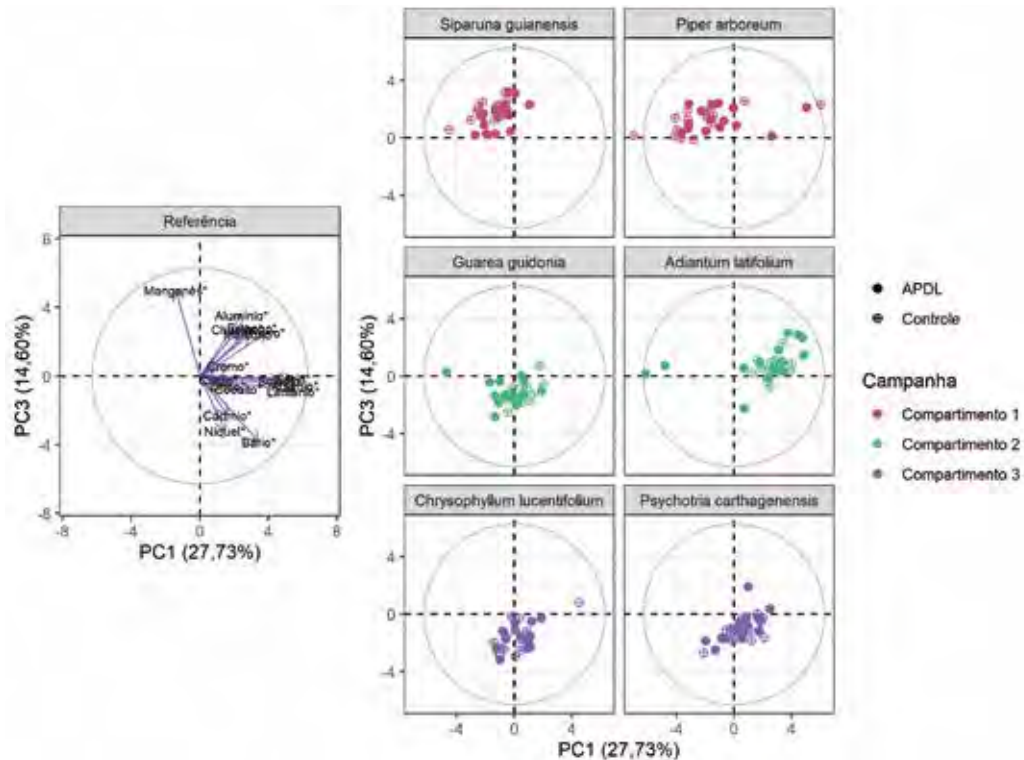


Figura 13 – *Biplots* dos componentes PC1 e PC4, para as concentrações de elementos potencialmente tóxicos dos tecidos vegetais de espécies nativas da flora desenvolvidas na APDL e em áreas controle.

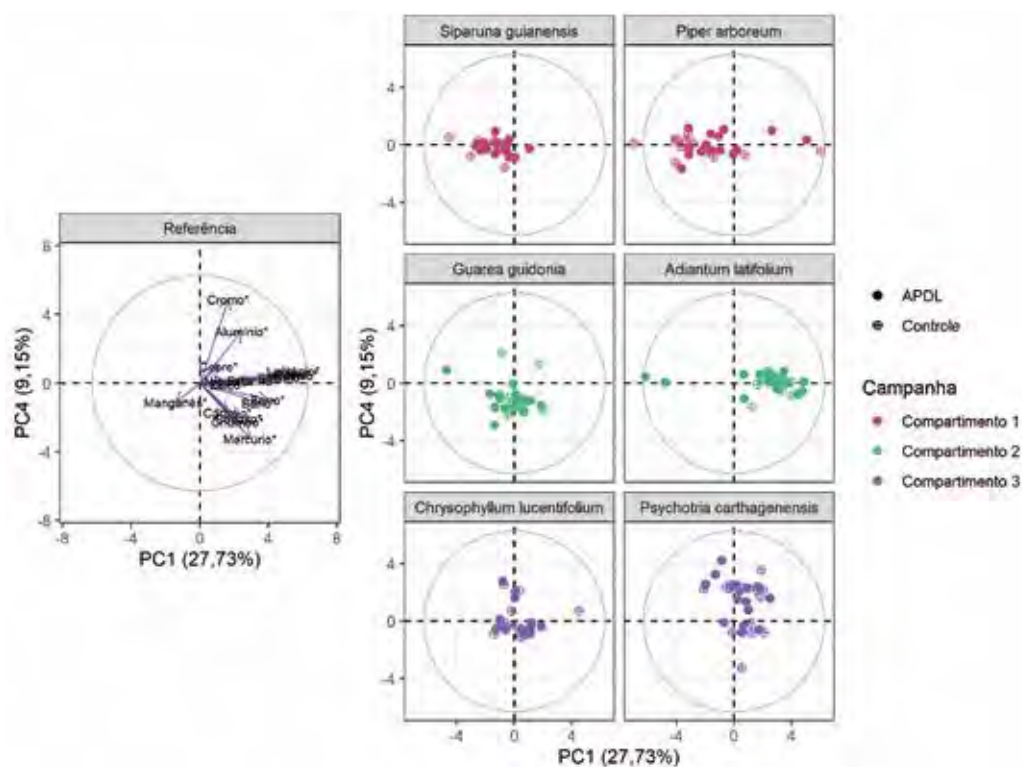


Figura 14 – *Biplots* dos componentes PC2 e PC3, para as concentrações de elementos potencialmente tóxicos dos tecidos vegetais de espécies nativas da flora desenvolvidas na APDL e em áreas controle.

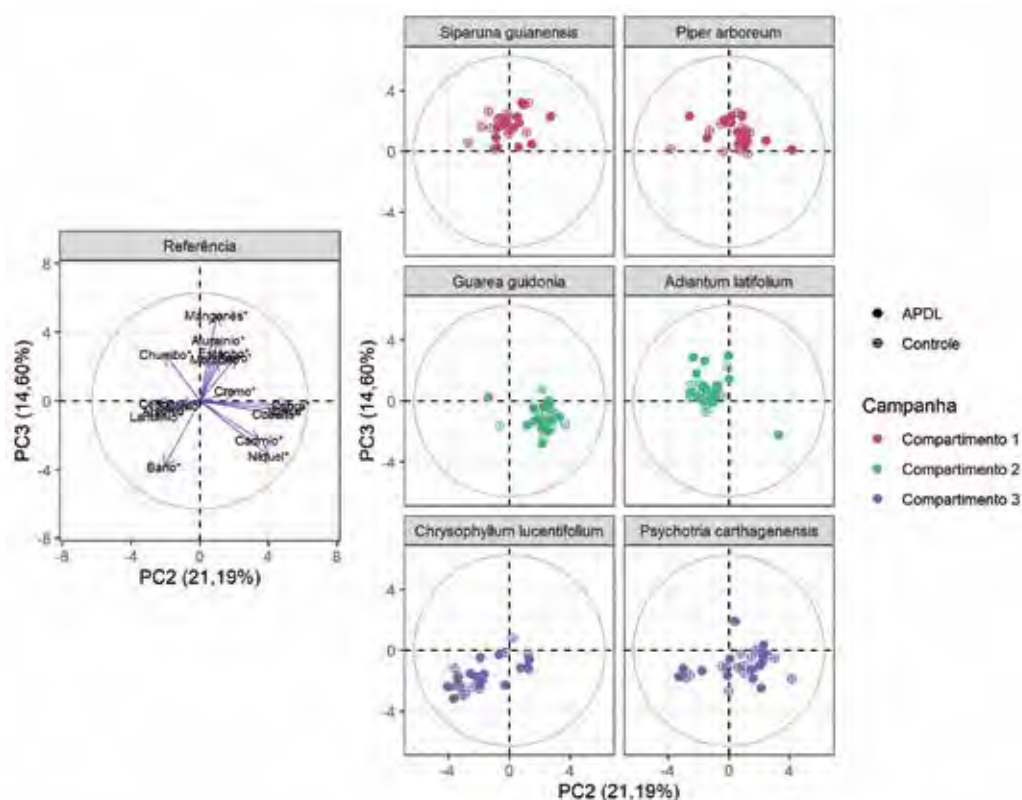


Figura 15 – *Biplots* dos componentes PC2 e PC4, para as concentrações de elementos potencialmente tóxicos dos tecidos vegetais de espécies nativas da flora desenvolvidas na APDL e em áreas controle.

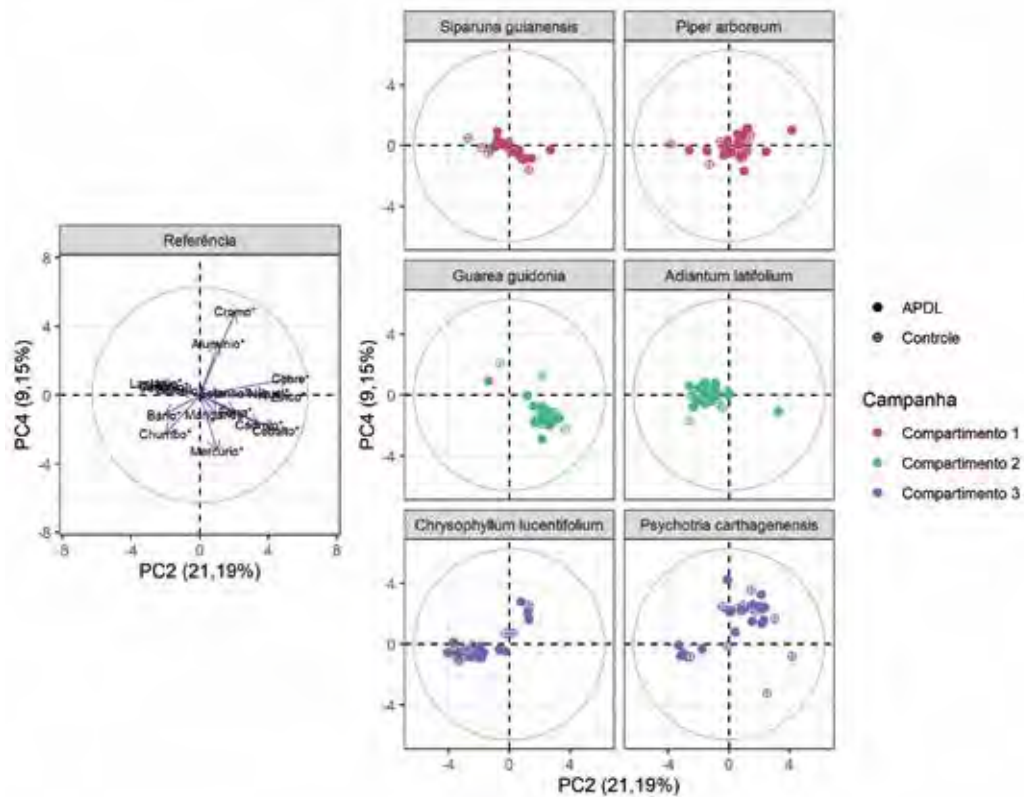
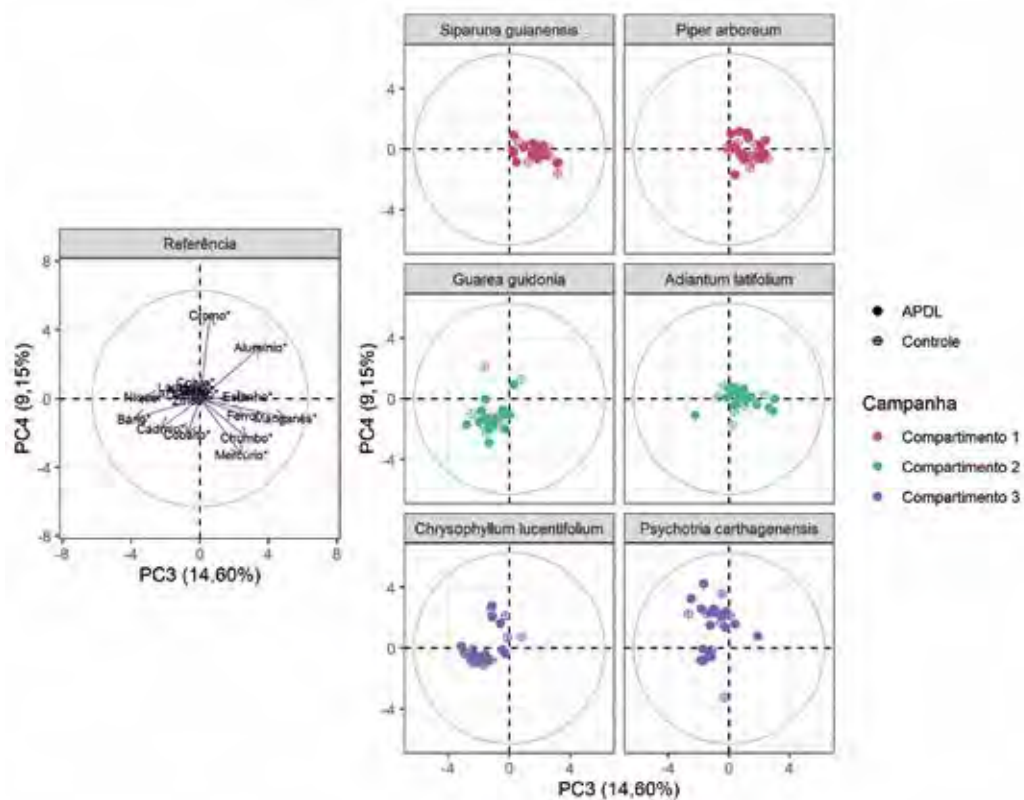


Figura 16 – *Biplots* dos componentes PC3 e PC4, para as concentrações de elementos potencialmente tóxicos dos tecidos vegetais de espécies nativas da flora desenvolvidas na APDL e em áreas controle.



DISCUSSÃO

As concentrações de EPTs nos solos apontaram clara distinção tanto entre os compartimentos quanto entre os locais de coleta (APDL e controle) (Apêndice B). De maneira geral, foram verificados maiores teores médios de As, Fe, Mn e Sb no Tecnossolo (Compartimento 1) em comparação aos solos controle dessa região; enquanto que teores pseudo totais mais elevados de As, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, La, Mn, Ni, Sb, Se e Zn foram observados nos solos afetados nas manchas de inundação dos Compartimentos 2 e 3, em comparação aos solos controle desses mesmos locais (Apêndice B – Figuras 28 a 31). Dessa maneira, é perceptivo que os solos à jusante da UHE Risoleta Neves apresentam maior grau de contaminação por EPTs em relação ao Tecnossolo formado no Compartimento 1.

É importante ressaltar, no entanto, que a contaminação do solo em decorrência do desastre não se baseia diretamente na comparação entre solos da APDL e solos controle, mas sim na comparação com a situação pré-desastre (linha base definida pelos teores de EPTs dos solos aluvionares, obtida a partir de dados secundários de estudos prévios ao rompimento da barragem). Essa importante premissa se baseia no fato de que os solos controle já são naturalmente distintos dos solos presentes nas planícies aluvionares independentemente do efeito do desastre, em função da pedogênese e da localização na paisagem (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d). As características químicas do solo geralmente variam ao longo de um gradiente altitudinal (MARTINS et al., 2015), como resultado da interação entre os processos geoquímicos e biológicos que agem sobre o material de origem (XIA et al., 2016), além dos processos de acumulação de nutrientes lixiviados das áreas mais altas para as áreas planas, causando acumulação desses elementos nos locais planos.

Assim, embora tenham sido constatadas diferenças entre os solos APDL e os solos controle para diversos EPTs, considera-se que a contaminação dos solos efetivamente comprovada em função do rompimento da barragem de Fundão, é relativa aos elementos Fe e Mn para os solos do Compartimento 1 (Tecnossolo), e para os elementos As e Mn para os solos aluvionares dos demais compartimentos do rio Doce. No entanto, as diferenças reportadas entre controle e APDL ainda são importantes para o entendimento e a discussão acerca da contaminação da flora nativa, uma vez que não existe uma linha base direta para as características elementares da vegetação nativa.

A partir dessa explanação, e em detrimento à verificação de que os solos afetados pelo rejeito estão contaminados com alguns EPTs, o estudo de contaminação da flora nativa não permitiu definir de maneira contundente que a vegetação está atualmente contaminada em decorrência do desastre, ou seja, os resultados observados para os solos não se refletiram diretamente nas espécies vegetais que ocorrem sobre eles.

A exceção se faz para o elemento manganês, que apresentou maior acúmulo na espécie *Chrysophyllum lucentifolium* ($p = 0,004$) desenvolvida sobre os solos afetados do Compartimento 3 em comparação com a mesma espécie do solo controle. Nos solos afetados desse compartimento foram observados teores pseudo totais de Mn de aproximadamente 1.200 mg kg^{-1} (Apêndice B – Figura 30), bem como o Mn tem sido um elemento associado aos efeitos do desastre (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d; item 2.2.4 desse relatório). Os principais sintomas de toxicidade de Mn podem incluir pontuação marrons em folhas maduras, devido ao manganês e aos polifenóis oxidados, além de causar limitação da produção, no caso de culturas agrícolas (PUGA et al., 2011). No entanto, sinais de danos

devido à bioacumulação de Mn nos tecidos das plantas nativas são difíceis de serem detectados. Ainda, a concentração do manganês que provoca toxicidade pode variar amplamente de acordo com a espécie, uma vez que possivelmente os mecanismos de tolerância ao Mn fitotóxico envolvem diferentes mecanismos, como a translocação do elemento para outros órgãos da planta (PUGA et al., 2011). Há também um mecanismo de tolerância dos tecidos internos da planta aos elevados teores deste elemento, uma vez que elevados teores de manganês são permitidos dentro das folhas ou raízes, sem nenhum efeito tóxico aparente (ROSS; KAYE, 1994).

Além disso, o elemento bário também esteve mais acumulado no tecido vegetal de uma das espécies analisadas na área APDL do Compartimento 1 (*Piper arboreum*; $p = 0,0084$), embora o teor desse elemento no Tecno solo do Compartimento 1 seja inferior ao observado nos solos controle da mesma região (**Apêndice B – Figura 28**).

Apesar dessas duas verificações, os resultados não são consistentes com os efeitos dos substratos, e também não foram observados para as demais espécies e compartimentos, o que impossibilita a relação de causa e efeito com o rejeito.

Em nutrição vegetal, os elementos minerais existentes nos solos podem ser classificados em elementos essenciais (ou nutrientes), elementos benéficos e elementos tóxicos. Os elementos essenciais são aqueles que possuem função metabólica direta na planta e, quando ocorre sua deficiência, a planta não completa o seu ciclo biológico, sendo que esse elemento não pode ser substituído por outro nutriente com propriedades similares e sem o qual a planta não pode sobreviver (MALAVOLTA et al., 1997). Já os elementos benéficos são aqueles cuja presença estimula o crescimento, mas sua ausência não é considerada fator limitante (FURLANI, 2004). Entretanto, faz-se necessário frisar, que mesmo elementos essenciais ou benéficos, sob condições específicas e em altas concentrações, podem causar impactos negativos aos organismos (GUILHERME et al., 2005), sendo considerados no presente contexto como elementos potencialmente tóxicos em função de sua concentração e disponibilidade.

Dos EPTs avaliados quanto a sua concentração nos tecidos foliares das espécies contempladas no estudo, cinco são considerados nutrientes de planta (Cu, Fe, Mn, Ni e Zn) e dois considerados benéficos (Se e Co). O restante dos elementos, por não apresentarem função biológica, por definição podem ser considerados não-essenciais (MCBRIDE, 1994 apud GUILHERME et al., 2005), sendo sua simples presença considerada indicativo de contaminação e risco. Contudo, a distinção entre a contaminação da bacia como um todo daquela relacionada com os efeitos do desastre, permite afirmar que, pela definição anterior, todas as espécies avaliadas estão contaminadas com EPTs indistintamente, pois mesmo nas plantas desenvolvidas sobre os solos controle foram detectados elementos não essenciais em sua composição (Figuras 9 e 10).

Dentro deste contexto, Jones (1998) e Malavolta (2006) apresentam algumas faixas de referência para teores considerados tóxicos à plantas superiores (Espermatófitas), dentre elementos essenciais, benéficos e não essenciais. Apesar da variabilidade composicional encontrada nas seis espécies da flora nativa avaliadas, e por não terem sido identificados teores de referência específicos, dentre os valores apresentados pelos autores (As: 1-14 mg kg⁻¹; Cd: 2-50 mg kg⁻¹; Co: 6-25 mg kg⁻¹; Cr: 1-9 mg kg⁻¹; Cu: 14-22 mg kg⁻¹; Hg: 1-7 mg kg⁻¹; Mn: 225-1.200 mg kg⁻¹; Ni: 13-60 mg kg⁻¹; Se: 7-100 mg kg⁻¹; e Zn: 175-390 mg kg⁻¹), pode-se verificar que algumas espécies apresentam concentrações consideradas

tóxicas à planta, a exemplo de: *Adiantum latifolium* (As, Cr e Mn); *Chrysophyllum lucentifolium* (Cr), *Guarea guidonia* (Co, Cu e Ni); *Psychotria carthagenensis* (Cr e Cu), *Piper arboreum* (As, Cr, Cu e Mn) e *Siparuna guianensis* (Cr e Mn), nas duas situações ambientais (APDL e controle).

Embora haja a presença de elementos tóxicos e não essenciais nos tecidos vegetais avaliados, não há indícios de impactos negativos do ponto de vista morfológico aos indivíduos, tampouco houve diferenças em relação a concentração destes em relação a situação ambiental (ADPL ou controle). Assim, não foi possível correlacionar os fatos apresentados à possíveis danos ocasionados pela presença de maior concentração de EPTs na APDL. Quanto aos possíveis danos fisiológicos ocasionados pela presença dos EPTs não essenciais nos indivíduos avaliados, não houve avaliações específicas para essa finalidade, sendo necessários ensaios ecotoxicológicos para tal avaliação.

Espécies vegetais apresentam diferentes respostas às concentrações de cada elemento, podendo inclusive haver variação entre indivíduos da mesma espécie. Algumas espécies são consideradas sensíveis a determinados elementos, podendo apresentar dificuldades de sobrevivência em ambientes contaminados. Por outro lado, existem espécies consideradas hiperacumuladoras, que são capazes de suportar concentrações elevadas de elementos potencialmente tóxicos. Existem ainda espécies consideradas tolerantes, que em ambientes contaminados exibem habilidades como a absorção seletiva ou exclusão daqueles elementos que seriam danosos (COSTA, 2014).

Considerando que as concentrações encontradas nas plantas deste estudo não as classificam como hiperacumuladoras (sensu BAKER e BROOKS, 1989) e não foram observados indícios de que apresentam alterações morfológicas que prejudiquem sua sobrevivência sobre os solos em APDL ou controle, os indivíduos avaliados e que ocorrem sobre os solos onde há maior concentração de EPTs podem ser consideradas como tolerantes a esta condição para os elementos avaliados. Resta entender se essas espécies toleram altas concentrações dos elementos via mecanismos de seleção e bloqueio seletivo no momento da absorção, ou seja, se absorvem apenas a quantidade dos elementos que lhes é necessária, ou se, através de processos fisiológicos, são capazes de expulsar a quantidade excedente absorvida. Para elucidar essa questão, seria necessário o desenvolvimento de estudos específicos que avaliassem os mecanismos fisiológicos das espécies estudadas.

A falta de correlação entre as concentrações de alguns elementos no solo com os tecidos vegetais de plantas ocorrentes sobre eles foi também observada por Corrêa (2006) ao estudar as espécies *Pteris vittata* e *Byrsonimia variabilis* em áreas controle e áreas contaminadas por arsênio nos municípios de Mariana e Ouro Preto, bacia do rio Doce. Dos 15 elementos estudados pelo autor, apenas dois estiveram correlacionados positivamente com *Pteris vittata* (estrôncio e cobalto) e apenas um esteve correlacionado positivamente com *Byrsonima variabilis* (bário). Além disso, o mesmo elemento que esteve correlacionado positivamente com *B. variabilis* (bário), esteve correlacionado negativamente com *P. vittata*.

Apesar da impossibilidade de afirmar a contaminação da flora nativa nas áreas de APDL em função dos efeitos decorrentes da contaminação dos solos aluvionares com o rejeito de minério de Fundão, mostra-se necessário realizar o monitoramento das áreas devido à possibilidade de transferência futura dos EPTs para a vegetação. Essa necessidade é reforçada pelo fato de terem sido detectados teores elevados de Mn e Fe em espécies de ciclo curto (gramíneas e espécies agrícolas) cultivados

no Tecnosolo e nos solos afetados dos Compartimentos 2, 3 e 4, bem como pela possibilidade de disponibilização crônica dos EPTs com o passar do tempo em função da dinâmica de oxiredução no solo, processo comum em ambientes aluvionares. Há que se considerar, ainda, que realizou-se apenas uma amostragem temporal, em seis espécies da flora nativa. Considerando a possibilidade da presença de espécies sensíveis à contaminação na região afetada que não foram analisadas, bem como a importância da bioacumulação de EPTs para a entrada de elementos tóxicos em teias tróficas subsequentes (fauna), a continuidade do estudo é vital para afirmar seguramente os resultados obtidos no presente estudo. Ainda, a bioacumulação pode se agravar e paulatinamente passar a exercer efeitos negativos sobre a fisiologia das plantas, fenômeno que ainda não conta com indicação de ocorrência na região a julgar pelos resultados obtidos nas mensurações morfométricas obtidas nesta avaliação.

CONCLUSÕES

Um estudo de contaminação da flora nativa foi realizado para averiguar se a contaminação dos solos afetados pela deposição de rejeitos influenciou no acúmulo de elementos potencialmente tóxicos pela vegetação ciliar. Os resultados demonstraram que, apesar de terem sido detectados elementos não essenciais em teores considerados tóxicos às plantas, essa condição não necessariamente reflete apenas a condição APDL (ou seja, relacionada ao desastre). Tanto os indivíduos desenvolvidos sobre solos afetados quanto sobre solos controle apresentaram teores tóxicos de alguns elementos, porém, que aparentemente não se refletem nas características morfométricas dos mesmos. Isso pode indicar certo grau de tolerância das espécies ao ambiente geoquímico a que estão submetidas.

Dessa maneira, a contaminação da flora nativa não foi considerada um dano relacionado ao rompimento da barragem de Fundão, embora seja essencial a continuidade do monitoramento do estudo por anos futuros, para que conclusões assertivas possam ser feitas acerca da possibilidade de contaminação crônica relacionada ao rejeito.

ENTOMOFAUNA

APRESENTAÇÃO

Este documento apresenta o acompanhamento a respeito da distribuição espacial de mudanças na composição da comunidade de insetos (*Nymphalidae*, *Scarabaeidae*, *Culicidae*, *Vespoidea*, *Apoidea* e *Formicidae*) amostrados na bacia do rio Doce. A destruição de habitat e o incremento de poluentes estão associados a perda anual de 0,92% na abundância de insetos estimada por Klink et al., (2020). Certamente a presença de espécies invasoras, mudanças climáticas e outros fatores também estão envolvidos (CARDOSO et al., 2020), portanto avaliações desta comunidade são uma importante ação para compreender as consequências causadas pela passagem da lama após o rompimento da barragem de Fundão, assim como acompanhar os processos de restauração ambiental da região.

METODOLOGIA

Protocolos de amostragem

Os insetos foram amostrados em quatro campanhas ao longo de dois anos. As campanhas realizadas no período seco de 2018 e no período chuvoso de 2019 formam o primeiro ano amostral e o conjunto amostral acumulado inclui também as campanhas do período seco de 2019 e chuvoso de 2020. Os aspectos relativos aos métodos e locais amostrados estão descritos em relatório anterior (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), que apresenta os padrões espaciais da comunidade de insetos. Em virtude da morosidade dos procedimentos de determinação taxonômica durante a pandemia em 2020, e da recente amostragem de reposição de uma campanha seca em uma unidade amostral, os dados aqui apresentados estão incompletos para o grupo *Culicidae*. Isso representa ausência nos dados e alteração nos parâmetros estatísticos após sua inclusão. No entanto os dados aqui apresentados são temporalmente acumulados e o padrão geral apresentado neste documento permanecerá o mesmo.

Métodos analíticos

Foram elaboradas duas predições considerando a composição da comunidade nas amostragens dos anos 1 em comparação com o conjunto amostral total (acumulado). Espera-se que o efeito do rejeito seja mais severo nas proximidades da barragem de Fundão e nas margens dos rios impactados em ambos os conjuntos de dados, ano 1 e no conjunto de dados acumulados. As predições foram:

- 1) A diversidade dos grupos de insetos será maior nos sítios Controle e quanto maior a distância ao rio, e o efeito será maior nas áreas mais próximas ao rio (TRAT1);
- 2) A diversidade dos grupos de insetos será maior quanto maior a distância de Fundão, e o efeito será maior no compartimento 1 (UAs 1 e 2, na origem do dano);
- 3) A proporção de espécies raras (*singletons* e *doubletons*) será maior nas parcelas dos sítios Controle em comparação aos sítios TRAT1 e TRAT2.

Abordagem analítica

A abordagem analítica foi descrita em relatório anterior (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), realizado para todos os cinco grupos da entomofauna, aqui separadamente para o conjunto amostral do ano 1 e para o conjunto amostral acumulado.

Resultados

Gerais

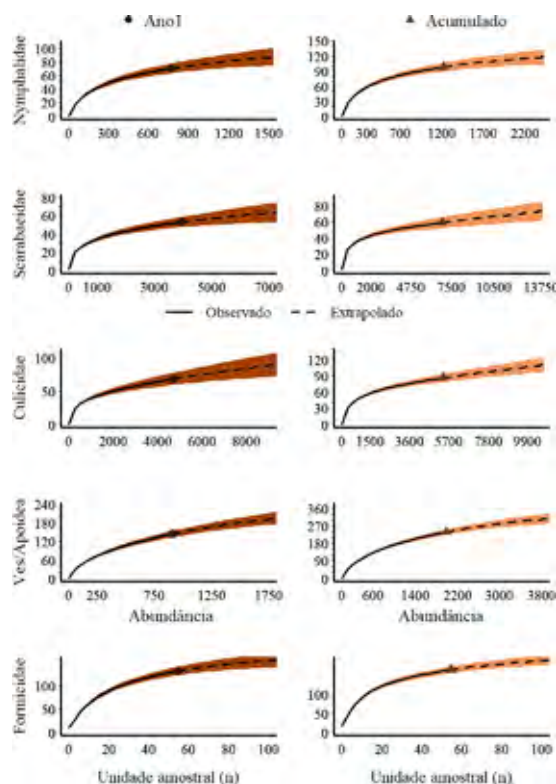
Após atualização dos dados, de acordo com a inclusão das novas campanhas, foram identificadas 644 espécies/morfoespécies de insetos e 15.568 indivíduos. *Formicidae* com 163 espécies e *Ves/Apoidea* com 238 foram os grupos de insetos com maior riqueza enquanto *Culicidae* com 5.392 e *Scarabaeinae* com 6.911 foram os grupos com maior número de indivíduos acumulados. A riqueza acumulada acrescentou quase o dobro do total de espécies no grupo *Ves/Apoidea* (40%) e cerca de 20% no grupo *Formicidae*, enquanto nos demais grupos a diferença com a riqueza acumulada foi mais discreta comparada com a encontrada no ano 1 (Tabela 1, Figura 1). De toda forma, a curva de rarefação/extrapolação da riqueza de espécies indica proximidade a uma assíntota na comunidade da entomofauna tanto para o ano 1 quanto para os dados acumulados, e sugere representatividade superior a 70%, considerando o total extrapolado (Tabela 1, Figura 1).

Tabela 1 – Número de espécies (Riqueza) e de indivíduos (Abundância) observado e extrapolado de acordo com a abundância no ano amostral 1 e no acumulado (ano 1 + ano 2) dos cinco grupos da entomofauna na bacia do rio Doce. A representatividade do esforço amostral está entre os parenteses com a razão entre a riqueza observada e a estimada para cada grupo da entomofauna.

Táxon	Métrica	Ano 1		Acumulado	
		Riqueza (Obs/Ext%)	Abundância	Riqueza (Obs/Ext%)	Abundância
<i>Nymphalidae</i>	Observado	71 (0,81)	769	98 (0,83)	1129
	Extrapolado	88	1538	117	2258
<i>Scarabaeidae</i>	Observado	53 (0,82)	3943	59 (0,81)	6911
	Extrapolado	65	7886	73	13822
<i>Culicidae</i>	Observado	68 (0,76)	4695	86 (0,78)	5392
	Extrapolado	90	9390	110	10784
<i>Ves/Apoidea</i>	Observado	143 (0,73)	908	238 (0,77)	1984
	Extrapolado	195	1816	308	3968
<i>Formicidae</i>	Observado	131 (0,82)	54*	163 (0,86)	54*
	Extrapolado	160	108	190	108

*Número de unidades amostrais

Figura 1 – Curva de rarefação e extrapolação da riqueza (eixo y) em função da abundância do grupos *Nymphalidae*, *Scarabaeinae*, *Culicidae* e *Ves/Apoidea* e do número de parcelas para *Formicidae* amostrados na bacia do rio Doce. O círculo representa o ano 1, e os dados acumulados (ano 1 e ano 2) está representado por triângulos; o valor observado são as linhas cheias e o extrapolado as linhas tracejadas.



Específicos

Predição 1, resultados

As diferenças na riqueza entre os sítios encontrada no grupo *Nymphalidae* no ano 1 permaneceu similar ao conjunto acumulado de dados, havendo menor riqueza no sítio controle (Apêndice C – Tabela 1; Apêndice C - Figura 1); para os demais grupos, a riqueza foi similar entre sítios tanto no conjunto de dados do ano 1 quanto no acumulado (Apêndice C – Tabela 1; Apêndice C - Figura 1). Da mesma forma, o padrão encontrado na abundância dos indivíduos no ano 1 foi similar aos dados acumulados. Diferenças foram encontradas nas guildas do grupo *Nymphalidae* com o efeito significativo da interação entre as variáveis explicativas para a guilda generalista e ausência de efeito dos sítios da guilda de dependentes florestais nos dados acumulados (Apêndice C - Tabela 2; Apêndice C – Figura 2).

A distância ao rio no conjunto de dados no ano 1 determinou o aumento na riqueza da guilda de habitat generalista do grupo *Scarabaeidae*, da guilda nidificadora do solo do grupo *Formicidae* e dos não vetores em *Culicidae* (Apêndice C – Tabela 1) e nenhum efeito foi encontrado para a abundância no ano 1 (Apêndice C - Tabela 2). O conjunto amostral acumulado demonstra resultados diferentes apenas para a riqueza, e a distância não determinou a riqueza dos grupos da entomofauna (Apêndice C – Tabela 1).

No entanto, as regressões realizadas separadamente em cada um dos três sítios amostrais (TRAT1, TRAT2 e C) demonstram padrão similar entre os conjuntos amostrais ano 1 e acumulados para a riqueza (Apêndice C - Tabela 3, Figura 2), e para a abundância dos grupos da entomofauna (Apêndice C - Tabela 4, Figura 3). As maiores diferenças entre os conjuntos amostrais foram encontradas na riqueza dos grupos *Formicidae* e *Culicidae*, em que a distância ao rio se torna um atributo importante para o sítio T1 e deixa de ser importante no sítio Controle em *Culicidae* na comparação dos conjuntos amostrais (Figura 2). Para a abundância, os valores não foram significativos para *Formicidae* como demonstrado no TRA2 do conjunto amostral do ano 1 (Apêndice C - Tabela 4, Figura 3). Todavia para a riqueza, o efeito é positivo e corrobora a predição de aumento da diversidade com o aumento da distância ao rio no TRAT1 para *Formicidae* nidificadoras de solo e para o grupo *Ves/Apoidea* (Apêndice C - Tabela 3). Além disso, os resultados demonstram efeito significativo da distância ao rio no TRAT2 para *Ves/Apoidea*, mas apenas o TRAT1 possui efeito positivo confirmando a predição deste estudo (Apêndice C - Tabela 2, Figura 2). Todavia, para os grupos *Nymphalidae* e *Ves/Apoidea* a distância ao rio manteve o padrão do ano 1 nas avaliações realizadas com os dados acumulados. Porém, o maior poder de explicação foi encontrado no sítio T2 para a guilda de hábito generalista nos dados acumulados de *Nymphalidae*, e a ausência de efeito da distância ao rio em cada sítio persistiu nos conjuntos amostrais acumulados para as guildas do grupo *Scarabaeidae* (Apêndice C - Tabela 3).

Figura 2 – Poder de explicação da relação entre a riqueza das guildas de insetos e a distância do rio em cada sítio amostrado na bacia do rio Doce com o conjunto de dados acumulados. Regressões significativas estão indicadas pelas barras cheias.

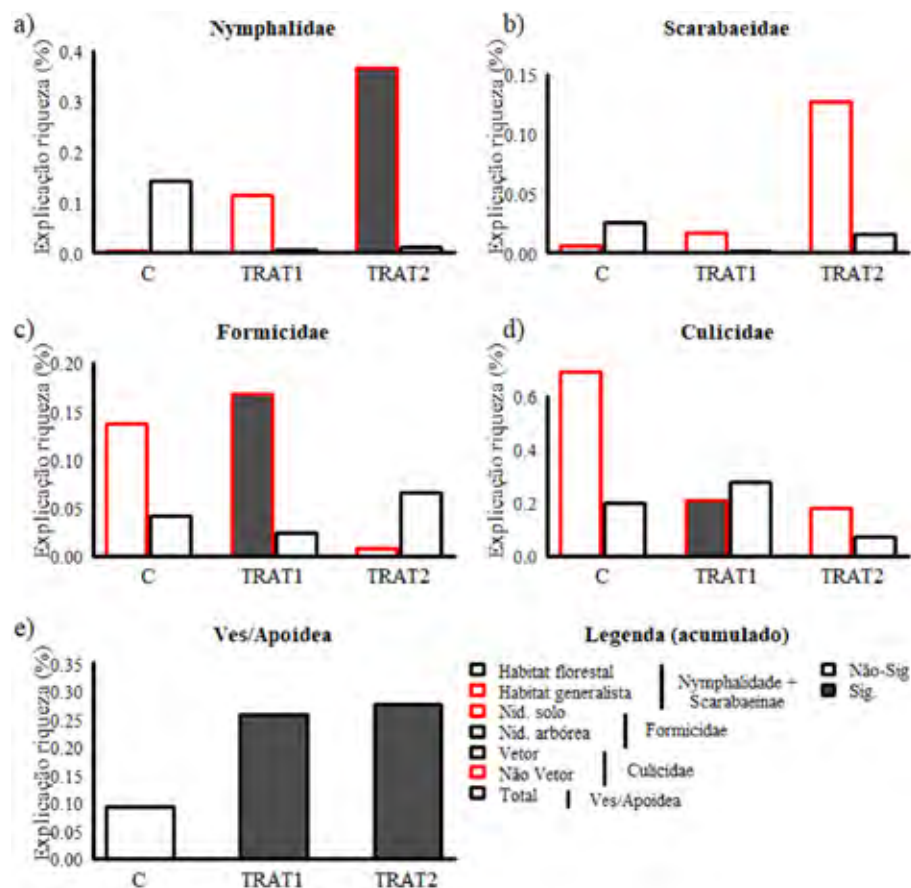
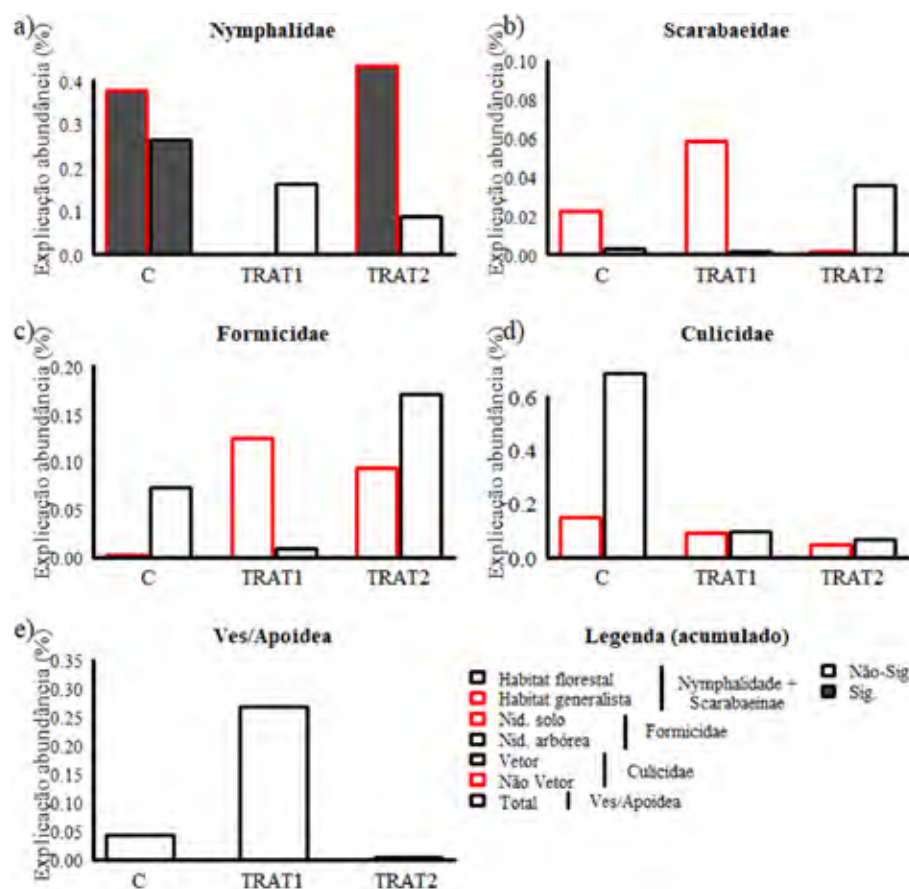


Figura 3 – Poder de explicação da relação entre a abundância das guildas de insetos e a distância do rio em cada sítio amostral amostrado na bacia do rio Doce com o conjunto de dados acumulados. Regressões significativas estão indicadas pelas barras cheias.



Predição 2, resultados

O aumento da distância da barragem de Fundão no conjunto amostral do primeiro ano determinou menor riqueza de *Scarabaeinae* e *Ves/Apoidea*, e a avaliação dos dados acumulados inclui a guilda generalista de *Nymphalidae* (Apêndice C - Tabela 5), que também possui menor riqueza nos pontos mais distantes de Fundão. Por outro lado, o efeito na abundância diferiu entre os conjuntos de dados. O aumento da distância de Fundão determina o aumento na abundância de *Culicidae* no conjunto de dados no ano 1, e nos dados acumulados a distância de Fundão determina menor abundância de insetos da guilda generalista do grupo *Nymphalidae* e do grupo *Ves/Apoidea*, além de maior abundância da guilda florestal do grupo *Nymphalidae* e de *Culicidae* não vetor (Apêndice C - Tabela 6). Todavia, as regressões realizadas em cada UA indicam que o efeito da distância de Fundão não determinou mudanças na riqueza (Apêndice C - Tabela 7, Figura 4) e na abundância (Apêndice C - Tabela 8, Figura 5) dos grupos e guildas da entomofauna nas UAs 1 e 2 que ocupam o alto rio Doce (compartimento 1), conforme a predição deste estudo. Além disso, as regressões significativas no compartimento 1 demonstram efeito negativo com o aumento da distância da origem do dano (Apêndice C - Tabela 7, Apêndice C - Tabela 8). Provavelmente a maior concentração de ecorregiões neste compartimento em comparação ao médio e baixo rio Doce (CANTIDIO; SOUZA, 2019), deve contribuir para a manutenção da diversidade ainda ameaçada no local com poucas Unidades de Conservação.

Figura 4 – Poder de explicação da relação entre a riqueza de insetos e a distância da barragem de Fundão em cada Unidade Amostral na bacia do rio Doce.

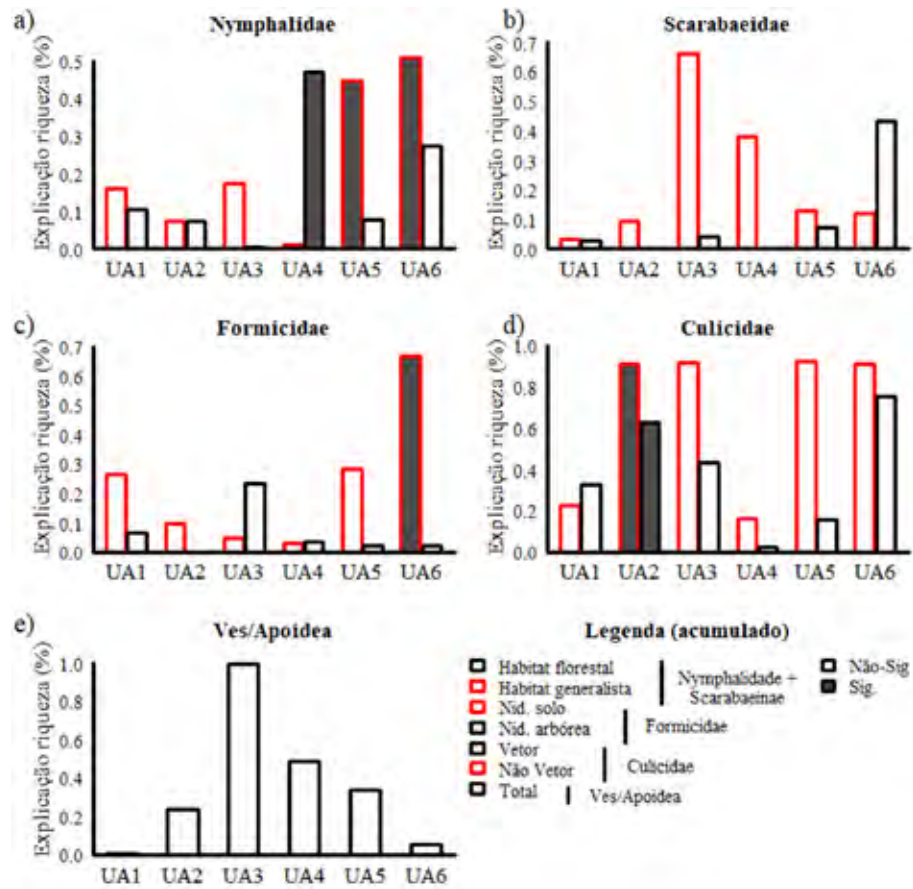
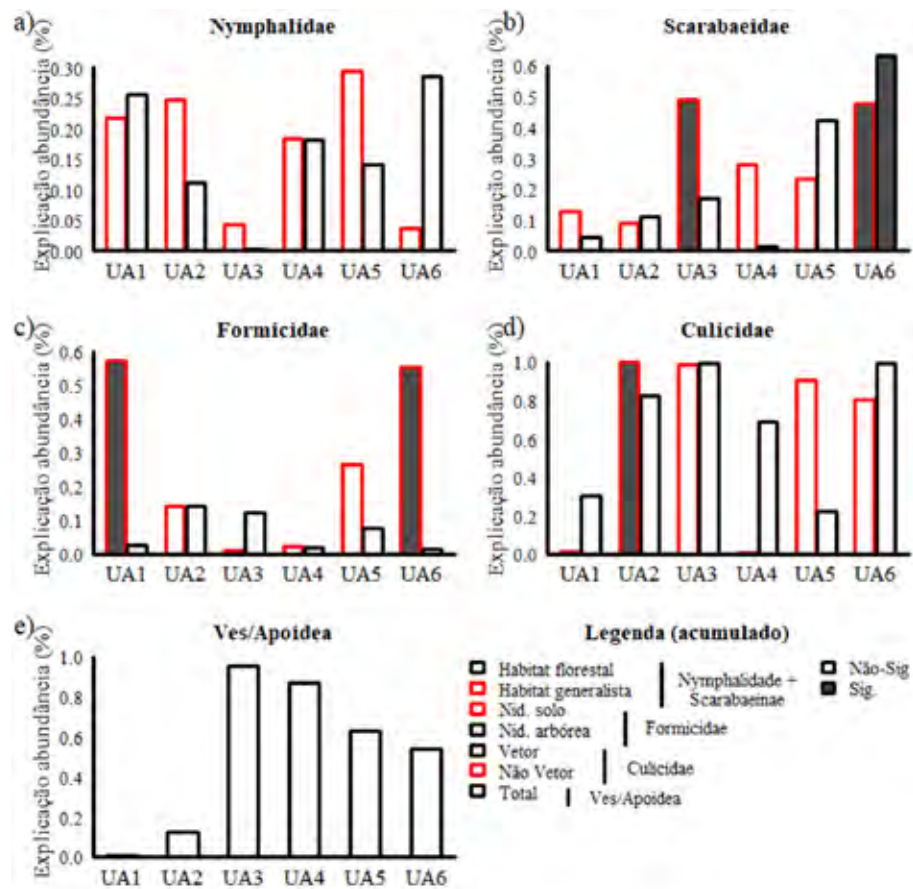


Figura 5 – Poder de explicação da relação entre a abundância de insetos e a distância da barragem de Fundão em cada Unidade Amostral (UA) na bacia do rio Doce.



Predição 3, resultados

A proporção de espécies raras diminuiu entre os conjuntos de dados do ano 1 para o acumulado, mas permanece similar entre os sítios (Tabela 2). A proporção de espécies raras foi maior no sítio controle para as guildas do grupo *Formicidae* corroborando com a predição, mas isso ocorre apenas no conjunto amostral do ano 1 (Apêndice C - Tabela 9). A raridade dos demais grupos não foi determinada pelas diferenças entre os sítios amostrais avaliados tanto no conjunto amostral do ano 1 quando nos dados acumulados (Apêndice C - Tabela 9).

Tabela 2 – Total de espécies, singletons e doubletons e a raridade proporcional dos grupos das entomofauna entre os sítios amostrais (TRAT1, TRAT2 e C) amostrados na bacia do rio Doce.

Grupo	Conjunto de dados	Sítio amostral	Singletons	Doubletons	Total	Raridade (%)
Nymphalidae	Ano1	TRAT1	15	6	40	0,53
		TRAT2	17	10	43	0,63
		C	10	5	35	0,43
	Acumulado	TRAT1	13	7	52	0,38
		TRAT2	24	12	67	0,54
		C	13	5	52	0,35
Scarabaeidae	Ano1	TRAT1	9	2	35	0,31
		TRAT2	7	0	28	0,25
		C	10	4	38	0,37
	Acumulado	TRAT1	10	3	41	0,32
		TRAT2	7	6	35	0,37
		C	8	5	43	0,30
Formicidae	Ano1	TRAT1	16	-	72	0,22
		TRAT2	14	-	81	0,17
		C	25	-	91	0,27
	Acumulado	TRAT1	15	-	108	0,14
		TRAT2	18	-	111	0,16
		C	19	-	118	0,16
Culicidae	Ano1	TRAT1	12	6	34	0,53
		TRAT2	13	4	38	0,45
		C	18	5	44	0,52
	Acumulado	TRAT1	13	8	48	0,44
		TRAT2	14	9	54	0,43
		C	22	8	54	0,56
Ves/Apoidea	Ano1	TRAT1	12	4	39	0,41
		TRAT2	22	5	47	0,57
		C	15	4	39	0,49
	Acumulado	TRAT1	42	14	127	0,44
		TRAT2	41	9	118	0,42
		C	49	9	130	0,45

Conclusões

Os resultados demonstram que o acúmulo de dados alterou parte da interpretação dos resultados. O efeito da distância do rio, ora encontrado no conjunto amostral do ano 1, não é a mesma encontrada nos dados acumulativos. Estes, se relacionam a ausência de efeito nos grupos espécies de *Scarabaeidae*, *Culicidae* e *Formicidae*. Estes resultados contradizem nossa predição e demonstram maior qualidade ambiental próximo ao rio. No entanto, a interação entre os sítios e a distância ao rio tem efeitos que se contrapõem quando a distância é avaliada em cada um dos sítios. Esta interação entre os sítios e a distância se tornou um indicativo de perda de qualidade de habitat nas parcelas do sítio TRAT1, corroborando a predição deste estudo em *Formicidae* e *Ves/Apoidea*. Os dados acumulativos para *Ves/Apoidea* possui efeito negativo nos sítios Controle e T2, enquanto o efeito é positivo no sítio TRAT1 em ambos os conjuntos de dados amostrais e, em *Formicidae* os resultados apontam o mesmo padrão para o guilda nidificadora do solo. Desta forma, considerando apenas as parcelas mais próximas ao rio, o aumento na distância determina aumento na riqueza de *Formicidae* e *Ves/Apoidea*.

A oscilação nas respostas entre os conjuntos amostrais neste estudo, concorda com a prevalência de variação temporal nas comunidades de insetos (DEVRIES; WALLA; GREENEY, 1999; NOVAIS et al., 2018) e fornece indícios de sensibilidade a danos na comunidade regional. Os filtros ambientais ao longo da bacia (entre UAs e seus sítios) deverão compor novas investigações para verificar a contribuição das diferenças espaciais, como os microhabitats aninhados nas unidades amostrais, estabelecendo assim a contribuição da escala local α na diversidade regional γ que pode ser avaliada também considerando a distribuição temporal da diversidade beta (β) de insetos. Essa é uma ferramenta que é capaz de descrever mudanças na composição de espécies ao longo de gradientes espaciais e temporais (VEECH et al., 2002).

Embora a inserção dos dados atualizados da entomofauna tenham indicado interpretações outras às apresentadas no diagnóstico primário de danos, o grupo dos insetos foi utilizado como um indicador, dentre vários outros grupos de animais, para representar os danos ocorridos à fauna de modo geral. Assim, as alterações aqui observadas não foram consistentes para outros grupos, de modo que as interpretações de dano que utilizam a entomofauna como métrica não tiveram alterações, mesmo no presente relatório de acompanhamento.

HERPETOFAUNA

INTRODUÇÃO

O primeiro diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, na bacia do rio Doce e região costeira adjacente, apontou para possíveis alterações na estrutura das assembleias de anfíbios, nos sítios de tratamento (TRAT1 e/ou TRAT2) nas diferentes unidades amostrais (UA) constituídas ao longo desta bacia hidrográfica. As alterações identificadas podem estar associadas ao desastre do rompimento da barragem de Fundão, principalmente no Compartimento 1, localizado no município de Mariana, onde ocorreu supressão de habitat por extravasamento de lama fora do eixo original dos rios (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d).

Após a análise dos dados referentes ao primeiro ciclo sazonal de amostragem, no Compartimento 1, os resultados apontaram para diferentes estágios de sucessão das assembleias de anfíbios nos sítios TRAT1 das duas unidades amostrais (UA1 e UA2) que, apesar de não terem representado diferenças naquele momento, eram perceptíveis quando comparados entre si e quando comparados aos sítios Controle (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d). Esses resultados provavelmente refletiam as diferentes características estruturais destes sítios, que produziram diferentes respostas ambientais ao longo dos três anos transcorridos do desastre até o início das amostragens. A análise dos dados naquele momento indicava diferentes processos de sucessão nos sítios TRAT1 que apresentavam uma composição constituída por espécies colonizadoras e/ou com ampla plasticidade ambiental ou ainda, por espécies com características ecológicas capazes de colonizar ambientes peculiares como observado no sítio TRAT1 da UA1. Neste sentido, a análise de identificação de espécies indicadoras apontou *Dendropsophus minutus* e *Rhinella crucifer* para o sítio TRAT1 da UA2, anfíbios colonizadores e com ampla plasticidade ambiental, associados a ambientes degradados, e *Thoropa miliaris* para o sítio TRAT1 da UA1 provavelmente um reflexo das condições de declividade e presença de ambientes rochosos em abundância, microhabitat típico deste táxon (HADDAD; PRADO, 2005; CRUZ; FEIO; CARAMASCHI, 2009). Naquele momento a análise de espécies indicadoras não apontou espécies para os sítios Controle; contudo mesmo para táxons relativamente comuns, pode-se observar diferenças entre os sítios de tratamento e Controle das UA1 e UA2. Por exemplo, a espécie de anfíbio fossorial *Elachistocleis cesarii*, foi registrada nos três sítios amostrais da UA1, porém em maior abundância no sítio Controle, ocorrendo em fator inverso nos sítios amostrais da UA2, sendo mais abundante no sítio TRAT1. Essa espécie já havia sido destacada nos estudos de JUNCÁ et al. (2017), que avaliou a contaminação de girinos por metais pesados provenientes dos resíduos liberados pelo rompimento da barragem de Fundão. Em JUNCÁ et al. (2017), os autores verificaram que todas as poças avaliadas que não tiveram contato direto com a lama apresentavam girinos desta espécie, mas não nas poças que tiveram contato com a lama, o que provavelmente comprometeu o ciclo reprodutivo desta espécie naquele momento. A análise da composição de espécies também apontou para diferenças interessantes entre os sítios tratamento e Controle neste compartimento, principalmente quando considerada a relevância ecológica que algumas espécies podem desempenhar no ambiente. Por exemplo, na UA1, foram detectadas algumas espécies de anfíbios florestais de notável relevância ecológica apenas no

sítio Controle (*Vitreorana uranoscopa* e *Hylodes cf. sazimai*), mas por outro lado, houve maior abundância de espécies generalistas nos sítios TRAT1.

Entre todas as UAs avaliadas ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce, as métricas apontaram diferenças significativas na riqueza de espécies de anfíbios entre os sítios de Tratamento e Controle na UA3 (TRAT1 com maior riqueza), localizada no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), e na UA6 (TRAT2 com maior riqueza) localizada no município de Regência no Espírito Santo. A análise de composição de espécies mostrou que a composição de espécies dos sítios amostrais das UA2, UA5 e UA6 também diferiam significativamente entre si. De fato, essas diferenças poderiam estar diretamente relacionadas ao dano promovido pelo rompimento da barragem de Fundão, também representando diferentes processos de recolonização pós desastre nos diferentes ambientes afetados, onde as espécies colonizadoras estariam menos sujeitas a exclusão competitiva quando comparadas às espécies de ambientes mais estáveis, aqui representados pelos sítios Controle, justificando assim a maior riqueza observada nos sítios de tratamento (TRAT1 e TRAT2). Contudo, até aquele momento, os dados não foram capazes de estabelecer uma interpretação única a respeito dos padrões observados, que poderiam encontrar sustentação em outras proposições como, por exemplo, a própria condição ambiental dos sítios amostrais, onde há clara segregação dos sítios Controle, esperada, quando considerado que na UA5 este sítio se encontra em um ambiente florestal com boas condições de sub-bosque na FLONA Goytacazes e na UA6 este sítio está alocado em vegetação de restinga na ReBio Comboios. O componente de substituição (*turnover*) foi o mais importante na caracterização da diversidade beta em todas as UAs, com pequena participação do componente de aninhamento, indicando que as assembleias de cada sítio não constituíam um subconjunto aninhado da assembleia da unidade como um todo, pelo menos até aquele momento, mas consistiam em grupos distintos de espécies devido à presença de táxons exclusivos em cada uma delas. No entanto, vale destacar que as amostragens haviam contemplado apenas um ciclo sazonal (quatro campanhas) com objetivo de avaliar dois grupos extremamente complexos quanto aos padrões de distribuição no ambiente (ver distribuição disjunta ou em mosaico).

Com base em todas as questões destacadas acima, a partir da sétima campanha foram realizadas alterações no escopo de amostragem, a fim de aprofundar a avaliação dos danos apontados até então, buscando sustentação em uma base de dados mais robusta com o aumento do esforço amostral e de réplicas em locais chave, além de readequações de sítios amostrais que se encontravam fora do contexto quanto aos objetivos pretendidos.

OBJETIVO

Tem-se por objetivo analisar os dados até então coletados a luz das métricas propostas no primeiro diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), estabelecendo uma comparação entre os resultados obtidos no primeiro ciclo de avaliações (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d) com o acumulado de dados até então registrados.

METODOLOGIA

Seleção/descrição dos sítios amostrais até a sexta campanha.

Até a sexta campanha a coleta de dados primários ocorreu conforme o descrito em (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d).

Contudo, ao longo das seis primeiras campanhas amostrais algumas adequações foram realizadas:

UA3 – foi amostrada somente nas quatro primeiras campanhas. Nesta UA, algumas alterações nos sítios amostrais também foram realizadas ao longo segunda campanha, sendo os sítios TRAT2 e Controle realocados para áreas mais adequadas dentro dos padrões de distanciamento pretendido entre os sítios amostrais. Desta forma, como não há objeto de comparação, pois não houve amostragens após o primeiro ciclo de análises (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d) a UA3 não será considerada nas análises neste relatório, tendo seus resultados apresentados somente nas listas de riqueza de espécie.

A UA4 - foi realocada após a primeira campanha, sendo amostrada da segunda a sexta campanha.

Campanha 7 (alteração do escopo amostral)

Na sétima campanha foram promovidas alterações no escopo de amostragem, objetivando um incremento na capacidade de avaliação das questões abordadas durante o diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce, observados durante o primeiro ciclo sazonal de amostragens. Para isso, buscou-se um desenho amostral que contivesse maior número de réplicas por Unidade Amostral, mas dentro de um escopo adequado as realidades econômicas e logísticas do estudo. Na busca deste desenho amostral foram consideradas apenas três unidades amostrais ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce, sendo uma por compartimento, porém com um número maior de réplicas amostrais, sendo três réplicas de cada sítio por unidade amostral. Nestas modificações também foram admitidos somente os métodos de amostragem sistematizados, já que o caráter exploratório da região já havia sido contemplado durante o primeiro ciclo sazonal de amostragens, não sendo mais considerados os métodos não sistematizados. O esforço amostral por método manteve-se o mesmo. Desta forma, o desenho amostral novo passou a contemplar:

- **Unidade Amostral do Compartimento 1 (ALTRD):** Em função da proximidade física entre as duas unidades amostrais originais do Compartimento 1 (UA1 e UA2), ambas foram alocadas nesta mesma unidade, constituindo agora réplicas amostrais. Uma terceira e nova réplica foi implementada com três sítios amostrais. Desta forma, a nova Unidade Amostral do Compartimento 1 (ALTRD) passou a ser constituída por três réplicas, cada uma com três sítios amostrais, totalizando nove sítios amostrais no compartimento 1, sendo três sítios TRAT1 (TRAT1 - A, B e C), três sítios TRAT2 (TRAT2 - A, B e C) e três sítios Controle (Controle - A, B e C). Esse movimento, além de incrementar a capacidade de análise dos dados, aumentou o esforço amostral no Compartimento 1.

- **Unidade Amostral do Compartimento 2 (MEDRD):** Em função do cancelamento dos estudos na UA3, que estava alocada no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), os incrementos neste compartimento foram realizados na UA4, localizada na Fazenda Macedônia, localizada no município de Ipaba. Nesta Unidade Amostral foram mantidos os sítios amostrais originais e adicionadas mais duas réplicas por sítio amostral totalizando, no cômputo geral, nove sítios amostrais, dos quais três sítios de TRAT1 (TRAT1 - A, B e C), três sítios TRAT2 (TART2 - A, B e C) e três sítios Controle (Controle - A, B e C), aumentando a capacidade de avaliação e o esforço amostral nesta unidade.
- **Unidade Amostral do Compartimento 3 (BAIRD):** Neste compartimento foi extinta a unidade amostral UA5, mantendo-se os sítios amostrais originais da UA6, onde foram adicionadas mais duas réplicas por sítio amostral para a manutenção das três réplicas por unidade totalizando nove sítios amostrais, sendo três sítios TRAT1 (TRAT1 - A, B e C), três sítios TRAT2 (TART2 - A, B e C) e três sítios Controle (Controle - A, B e C). O sítio Controle original da UA6 foi realocado para áreas compatíveis com os sítios tratamento.

Uniformização dos dados

Buscando-se uma uniformidade espacial para a avaliação dos dados, neste momento, considerou-se os diferentes universos espaciais para cada Unidade Amostral que seguem descritos abaixo:

- **Compartimento 1 (UA1 e UA2)** - Foram considerados os dados ao longo de todas as sete campanhas amostrais, excluindo-se da análise estatística, neste momento, os sítios amostrais novos constituídos apenas na sétima campanha. Os resultados provenientes dos sítios novos, implementados na sétima campanha, foram utilizados apenas para compor a lista de espécies (Tabela 1).
- **Compartimento 2 (UA3 e UA4)** - Foram utilizados os dados somente das três primeiras campanhas para a UA3 e os dados da segunda a sexta campanha para a UA4. Para a unidade amostral UA4 foram excluídos da análise estatística os dados da sétima campanha em virtude da cheia que aconteceu durante essa campanha, e que impossibilitou as amostragens nos sítios TRAT1, em função do extravasamento do rio Doce e inundação dessas áreas. Os resultados provenientes dos sítios novos, implementados na sétima campanha, foram utilizados apenas para compor a lista de espécies (Tabela 1).
- **Compartimento 3 (UA5 e UA6)** - Foram utilizados os dados da primeira a sexta campanha para as unidades UA5 e UA6. Para a UA6 foram excluídos das análises estatísticas os dados da sétima campanha em virtude da cheia que aconteceu durante essa campanha, e que impossibilitou as amostragens nos sítios de tratamento (TRAT1 e TRAT2) em função do extravasamento do rio Doce e inundação dessas áreas. Os resultados provenientes dos sítios novos, implementados na sétima campanha, foram utilizados apenas para compor a lista de espécies (Tabela 1).

Tabela 1 – Tabela com a indicação das campanhas, em cada Unidade Amostral, que não foram utilizadas na análise dos dados neste estudo.

	UA1	UA2	UA3	UA4	UA5	UA6
Campanha 1				X		
Campanha 2						
Campanha 3						
Campanha 4			X			
Campanha 5			X			
Campanha 6			X			
Campanha 7			X	X	X	X

Protocolos de amostragem

O protocolo de amostragem (métodos de amostragem, coordenadas e características dos ambientes) podem ser observadas em Brasil (MPF)/LACTEC (2020d). Vale destacar que para as análises estatísticas foram utilizados somente os dados provenientes dos métodos sistematizados

Métodos analíticos

Para a análise de dados foram mantidas as mesma métricas de avaliação utilizadas em (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), tanto para a diversidade alfa quanto para a diversidade beta, buscando estabelecer uma comparação dos resultados obtidos no primeiro ciclo de amostragem com o total de dados obtidos até o momento. Durante o primeiro ciclo de avaliações, observou-se padrões que apontaram para assembleias em diferentes estágios sucessionais de estruturação nos sítios amostrais TRAT1, compostas por espécies colonizadoras, quando comparadas as observadas nos demais sítios, principalmente no Controle. No entanto, naquele momento, poucas evidências se expressaram em resultados significativamente embasados. A hipótese assumida para a herpetofauna é a de que os sítios TRAT1, sujeitos a ação direta do rejeito, apresentarão valores de diversidade alfa menores e/ou significativamente distintos dos demais sítios (TRAT2 e Controle), cujas assembleias devem ser composta por espécies comuns, com ampla plasticidade ambiental e/ou colonizadoras. Quanto a diversidade beta, durante o primeiro ciclo de investigações, observou-se padrões que apontavam para uma anurofauna ribeirinha adulterada no compartimento 1, provavelmente em virtude da perda da cobertura florestal; no compartimento 2, em virtude da pequena robustez estatística dos dados coletados até aquele momento, não foram identificados padrões passíveis de interpretação; no compartimento 3, a avaliação da diversidade beta sugeriu que, mesmo que os sítios TRAT1 e TRAT2 estivessem sujeitos a condições vegetacionais similares, a assembleia de anfíbios nas margens do rio Doce é caracterizada por táxons pouco especializados o que, de certa forma é esperado em função da dinâmica e ciclos de inundação que estas terras baixas estão sujeitas. A hipótese assumida para a herpetofauna é de que a diversidade beta seria maior nos sítios Controle quando comparada aos sítios de tratamento (TRAT1 e TRAT2), principalmente em TRAT1.

RESULTADOS GERAIS

Anfíbios

No cômputo geral foram registradas 98 espécies de anfíbios distribuídas em 2 ordens (Anura e Gymnophiona) e 12 famílias nas seis UAs distribuídas ao longo da Bacia do rio Doce (Tabela 2), o que representa, aproximadamente, 63% do total de espécies conhecidas nesta Bacia (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017b), 20 espécies a mais do que o observado no primeiro diagnóstico, que contemplou o primeiro ciclo sazonal de amostragens (78 espécies em Brasil (MPF)/LACTEC (2020d)). As espécies mais abundantes nas amostragens foram *Scinax alter* (295 indivíduos), *Dendropsophus elegans* (284 indivíduos) (Apêndice D - Figura 1), *Aparasphenodon brunoi* (229 indivíduos) (Apêndice D – Figura 2), *Phyllodytes luteolus* (215 indivíduos) (Apêndice D - Figura 3), *Boana pardalis* (181 indivíduos) (Apêndice D - Figura 4) e *Aplastodiscus cavicola* (179 indivíduos) (Apêndice D - Figura 5). Do total de 98 espécies, 76 foram registradas pelo método PSLT, 54 por ASR, 35 por PALT, 34 por EO, 17 por AIQ e 7 por PC. A riqueza registrada em cada UA foi maior em UA1 (S = 39) e menor em UA4 (S = 20). Quanto ao nível de ameaça, em nível mundial, *Aplastodiscus cavicola* é considerada como quase ameaçada (NT), *Scinax curicica* (Apêndice D - Figura 6) apresenta dados insuficientes para a avaliação (DD) e *Dasylops schirchi* (Apêndice D - Figura 7) está considerado como vulnerável (VU) (IUCN, 2021). Em nível nacional nenhuma das espécies registradas até o momento é considerada ameaçada (ICMBIO, 2018) e, em nível regional, apenas *Vitreorana uranoscopa* (Apêndice D - Figura 8) é considerada vulnerável no estado do Espírito Santo (COPAM (MINAS GERAIS, 2010); Apêndice D - Figura 8).

Tabela 2 – Espécies de anfíbios registradas ao longo das sete campanhas de estudo nas seis UAs da Bacia do rio Doce. N = número de indivíduos capturados; H = hábito (Tr = terrestre, Ar = arborícola e Fo = fossorial). O símbolo * indica que a espécie foi encontrada em todos os sítios da respectiva UA. A coluna IUCN se refere às espécies ameaçadas mundialmente de extinção. A coluna Nacional refere-se às espécies ameaçadas nacionalmente (ICMBIO, 2018) e a coluna regional refere-se às espécies ameaçadas regionalmente no estado de Minas Gerais (BIODIVERSITAS, 2007) e/ou Espírito Santo (COPAM (MINAS GERAIS, 2010)); LC: menor preocupação (Least Concern), NT: menor preocupação (Near Threatened); VU: quase ameaçada (Vulnerable); DD: dados insuficientes (Data Deficient).

Ordem/Família	Espécie	UA (sítios)	N	Hábito	Habitat	IUCN	Nacional	Regional
Anura								
Brachycephalidae	<i>Haddadus binotatus</i>	UA1 (*), UA2 (*), UA4 (*), UA5 (C), ALTRD (TRAT1-B, TRAT2-B), MEDRD (TRAT1-A, RAT2-A)	91	Tr	Flo	LC	-	-
	<i>Ischnocnema cf. izecksohni</i>	UA1, (*), UA2 (*)	112	Tr	Flo	-	-	-
	<i>Ischnocnema izecksohni</i>	UA1 (TRAT2, C), UA2 (TRAT1, C)	8	Tr				
	<i>Ischnocnema parva</i>	UA1 (C), UA2 (TRAT1, TTRAT2)	9	Tr	Flo	LC	-	-
	<i>Ischnocnema sp.</i>	UA1 (TRAT2)	5	Tr	Flo	-	-	-
Bufonidae	<i>Ischnocnema verrugosa</i>	UA1 (C)	1	Tr				
	<i>Rhinella crucifer</i>	UA1 (*), UA2 (TRAT1, TRAT2), UA4 (TRAT1, C), UA5 (*), UA6 (TRAT1, TRAT2), BAIRD (TRAT2-A, C-B; C-C), MEDRD (TRAT2-C; C-C), ALTRD (TRAT2-B)	92	Tr	Gen	LC	-	-
	<i>Rhinella granulosa</i>	UA3 (TRAT1, C), UA4 (TRAT1), UA5 (*), UA6 (*), BAIRD (TRAT2-A)	125	Tr	Gen	LC	-	-
	<i>Rhinella ornata</i>	UA2 (TRAT1)	1	Tr	Gen	LC	-	-
	<i>Rhinella pombali</i>	UA2 (TRAT1, TRAT2), UA3 (*)	53	Tr				
	<i>Rhinella schneideri</i>	UA5 (*), UA6 (TRAT1, TRAT2)	95	Tr	Gen	LC	-	-
	<i>Vitreorana uranoscopa</i>	UA1 (C), UA2 (C)	39	Ar	Flo	LC	-	VU/ES
	<i>Ceratophrynus aurita</i>	UA6 (TRAT1)	2	Tr	Flo	LC	-	-
	<i>Thoropa miliaris</i>	UA1 (TRAT1, TRAT2), UA2 (TRAT1, TRAT2), UA3 (TRAT1), ALTRD (TRAT1-B)	56	Tr	Flo	LC	-	-
	<i>Aparasphenodon brunoii</i>	UA3 (TRAT2, C), UA5 (*), UA6 (*), BAIRD (TRAT2-A, C-B, C-C)	229	Ar	Flo	LC	-	-
Hylidae	<i>Aplastodiscus cavicola</i>	UA1 (*), UA2 (*), ALTRD (TRAT2-B)	179	Ar	Flo	NT	-	-
	<i>Aplastodiscus leucopygius</i>	UA1 (C)	2	Ar	Flo	LC	-	-
	<i>Boana albopunctata</i>	UA1 (*), UA2 (TRAT1, TRAT2), UA3 (C)	102	Ar	Gen	LC	-	-

Ordem/Família	Espécie	UA (sítios)		N	Hábito	Habitat	IUCN	Nacional	Regional
	<i>Boana crepitans</i>	UA1 (*), UA2 (TRAT1,TRAT2)		61	Ar	Abt	LC	-	-
	<i>Boana faber</i>	UA1 (TRAT2,C), UA2 (*), UA3 (*), MEDRD (TRAT1-A)		90	Ar	Gen	LC	-	-
	<i>Boana pardalis</i>	UA1 (TRAT1, C), UA2 (*), UA4 (*), UA5 (C)		181	Ar	Flo	LC	-	-
	<i>Boana polytaenia</i>	UA1 (TRAT1,TRAT2), UA2(*)		165	Ar	Gen	LC	-	-
	<i>Boana semilineata</i>	UA2 (TRAT1,TRAT2), UA3 (TRAT1,C), UA4 (TRAT1), UA5 (*), UA6 (*), ALTRD (TRAT2-B), BAIRD (TRAT2-A, C-B, C-C)		99	Ar	Gen	LC	-	-
	<i>Boana</i> sp.	UA4 (TRAT1), UA6 (TRAT1,C)		7	Ar	Gen	-	-	-
	<i>Bokermannohyla circumdata</i>	UA1 (*), UA2 (*)		24	Ar	Flo	LC	-	-
	<i>Dendropsophus anceps</i>	UA3 (*), UA4 (C), UA5 (C), MEDRD (TRAT1-A, TRAT2-C)		113	Ar	Abt	LC	-	-
	<i>Dendropsophus berthalutzae</i>	UA3 (TRAT1,C), UA5 (TRAT1,C), UA6 (TRAT2)		106	Ar	Abt	LC	-	-
	<i>Dendropsophus bipunctatus</i>	UA5 (*), UA6 (C), BAIRD (C-B)		46	Ar	Abt	LC	-	-
	<i>Dendropsophus branneri</i>	UA3 (TRAT1,C), UA6 (TRAT1,TRAT2), MEDRD (TRAT1-A)		38	Ar	Abt	LC	-	-
	<i>Dendropsophus decipiens</i>	UA1 (TRAT2, C), UA2 (*), UA4, (TRAT1), UA5 (C), UA6 (TRAT2,C), BAIRD (TRAT2-A, C-B, C-C)		166	Ar	Abt	LC	-	-
	<i>Dendropsophus elegans</i>	UA1 (TRAT1, TRAT2), UA2 (*), UA3 (TRAT1,C), UA4 (TRAT1), UA5 (TRAT1,C), MEDRD (TRAT1-A)		284	Ar	Abt	LC	-	-
	<i>Dendropsophus haddadi</i>	UA6 (TRAT2)		1	Ar				
	<i>Dendropsophus minutus</i>	UA1 (*), UA2 (*)		142	Ar	Abt	LC	-	-
	<i>Dendropsophus nanus</i>	UA5 (C), UA6 (*), MEDRD (TRAT1-A, TRAT2-C)		89	Ar	Abt	LC	-	-
	<i>Dendropsophus seniculus</i>	UA2 (TRAT1,TRAT2), UA3 (TRAT1,C)		45	Ar	Abt	LC	-	-
	<i>Dendropsophus</i> sp.	UA2 (C), UA4 (TRAT1), UA6 (TRAT1,C)		39	Ar	Abt	-	-	-
	<i>Dendropsophus</i> sp.1	UA5 (C)		22	Ar	Abt	-	-	-
	<i>Dendropsophus</i> sp.2	UA1 (TRAT2)		2	Ar	Abt	-	-	-
	<i>Itapotihyla langsdorffii</i>	UA4 (TRAT1), UA6 (*)		22	Ar	Flo	LC	-	-
	<i>Ollolygon argyreornata</i>	UA6 (TRAT1-TRAT2), BAIRD (TRAT2-A, C-C)		59	Ar				
	<i>Ollolygon flavoguttata</i>	UA5 (C)		1	Ar	Flo	LC	-	-
	<i>Ollolygon luizotavioi</i>	UA1 (*), UA2 (*)		33	Ar	Flo	LC	-	-
	<i>Phyllodytes luteolus</i>	UA6 (TRAT1, C)		215	Ar	Flo	LC	-	-

Ordem/Família	Espécie	UA (sítios)	N	Hábito	Habitat	IUCN	Nacional	Regional
	<i>Scinax alter</i>	UA1 (TRAT2, C), UA2 (*), UA5 (TRAT1, C), UA6 (*), BAIRD (TRAT2-A, C-C), MEDRD (TRAT2-C)	295	Ar	Gen	LC	-	-
	<i>Scinax curíca</i>	UA1 (C), UA2 (TRAT2)	5	Ar	Flo	DD	-	-
	<i>Scinax eurydice</i>	UA1 (TRAT1, C), UA2 (TRAT1), MEDRD (TRAT1-A, TRAT2-C)	16	Ar				
	<i>Scinax fuscovarius</i>	UA1 (TRAT2, C), UA2 (TRAT1), UA3 (C), UA4, UA6	34	Ar	Gen	LC	-	-
	<i>Scinax gr. perpusilus</i>	UA6 (TRAT2)	3	Ar				
	<i>Scinax gr. ruber</i>	UA1 (C), UA6 (TRAT1, C)	10	Ar	Gen	-	-	-
	<i>Scinax sp.</i>	UA1 (TRAT1, C), UA2 (C), UA3 (TRAT1), UA6 (TRAT2)	10	Ar	Gen	-	-	-
	<i>Scinax x-signatus</i>	UA6 (C)	1	Ar	Gen	LC	-	-
	<i>Scinax cf. x-signatus</i>	UA1 (TRAT2, C), UA4 (TRAT1)	41	Ar	Gen	-	-	-
	<i>Sphaenorhynchus cf. caramaschi</i>	UA2 (TRAT2)	1	Ar	Abt	-	-	-
	<i>Sphaenorhynchus planicola</i>	UA5 (TRAT1), BAIRD (TRAT2-A)	15	Ar	Abt	LC	-	-
	<i>Trachycephalus mesophaeus</i>	UA3 (TRAT1, C), UA4 (*), UA5 (TRAT2, C), UA6 (TRAT1, TRAT2), MEDRD (TRAT2-B, TRAT2-C)	91	Ar	Flo	LC	-	-
	<i>Trachycephalus nigromaculatus</i>	UA3 (*), UA4 (C), UA5 (*), UA6 (*), MEDRD (TRAT2-C, C-A)	76	Ar	Flo	LC	-	-
	<i>Hylodes cf. sazimai</i>	UA1 (TRAT1, C)	7	Tr	Flo	-	-	-
Hylodidae	<i>Hylodes uai</i>	ALTRD (TRAT1-B, TRAT2-B)	12	Tr				
Leptodactylidae	<i>Adenomera sp.</i>	UA6 (TRAT2, C)	14	Tr	Flo	-	-	-
	<i>Adenomera thomei</i>	UA3 (TRAT1, C), UA4 (TRAT1, TRAT2), UA5 (TRAT1), MEDRD (TRAT1-A, TRAT1-B)	54	Tr	Flo	LC	-	-
	<i>Leptodactylus cupreus</i>	UA2 (TRAT1)	7	Tr				
	<i>Leptodactylus fuscus</i>	UA1 (TRAT1, C), UA2 (TRAT1), UA3 (TRAT1, C), UA4 (*), UA5 (*), UA6 (*)	169	Tr	Gen	LC	-	-
	<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	UA1 (C), UA2 (TRAT1, TRAT2), UA4 (TRAT1, TRAT2), MEDRD (TRAT1-A, TRAT1-C)	9	Tr	Gen	LC	-	-
	<i>Leptodactylus latrans</i>	UA2 (TRAT1, TRAT2), UA3 (TRAT1, C), UA5 (*), UA6 (*), BAIRD (TRAT2-A, C-B), MEDRD (TRAT1-C)	108	Tr	Gen	LC	-	-
	<i>Leptodactylus mystacinus</i>	UA1 (C), UA5 (TRAT1, TRAT2)	18	Tr	Abt	LC	-	-

Ordem/Família	Espécie	UA (sítios)	N	Hábito	Habitat	IUCN	Nacional	Regional
Microhylidae	<i>Leptodactylus natalensis</i>	UA6 (*), BAIRD (TRAT2-A), MEDRD (TRAT2-A, C-A)	17	Tr	Abt	LC	-	-
	<i>Leptodactylus spixi</i>	UA3 (TRAT2, C), UA4 (*), UA5 (*), UA6 (TRAT1,TRAT2)	122	Tr	Flo	LC	-	-
	<i>Physalaemus cf. signifer</i>	UA5 (C)	3	Tr	Flo	-	-	-
	<i>Physalaemus crombiei</i>	UA1 (*), UA2 (*), UA4 (TRAT1,C), UA5 (TRAT1,TRAT2), UA6 (TRAT1, C), BAIRD (C-B, C-C), MEDRD (TRAT1-A, C-C), ALTRD (TRAT2-B)	86	Tr	Flo	LC	-	-
	<i>Physalaemus cuvieri</i>	UA1 (*), UA2 (*), UA3 (TRAT1,C)	79	Tr	Gen	LC	-	-
	<i>Physalaemus</i> sp.	UA2 (C), UA3 (C), UA5 (C)	3	Tr	Flo	-	-	-
	<i>Pseudopaludicola cf. falcipes</i>	UA5 (C), UA6 (TRAT2)	26	Tr	Abt	-	-	-
	<i>Pseudopaludicola murundu</i>	BAIRD (C-C)	10	Tr				
	<i>Pseudopaludicola restinga</i>	UA6	10	Tr	Abt	-	-	-
	<i>Arcovomer passarellii</i>	UA6 (TRAT2)	11	Fo	Flo	LC	-	-
Microhylidae	<i>Chiasmocleis carvalhoi</i>	UA5 (TRAT2)	1	Fo	Flo	LC	-	-
	<i>Chiasmocleis cf. capixaba</i>	UA6 (C)	4	Fo	Flo	-	-	-
	<i>Chiasmocleis schubarti</i>	BAIRD (C-C), MEDRD (C-C)	3	Fo				
	<i>Dasylops schirchi</i>	UA5 (TRAT2), UA6 (C)	4	Fo	Flo	VU	-	-
	<i>Elachistocleis cesarii</i>	UA1 (*), UA2 (TRAT1,C), MEDRD (C-C)	17	Fo	Abt	-	-	-
	<i>Stereocyclops incrassatus</i>	UA5 (TRAT2,C), UA6 (TRAT1, TRAT2), BAIRD (TRAT2-A), MEDRD (TRAT1-A)	44	Fo	Flo	LC	-	-
Odontophrynidae	<i>Odontophrynus cultripes</i>	UA1 (TRAT1), UA2 (TRAT1)	5	Fo	Flo	LC	-	-
	<i>Odontophrynus</i> sp.	UA2 (TRAT1)	1	Fo	Flo	-	-	-
	<i>Proceratophrys boiei</i>	UA1 (TRAT2, C), UA2 (*)	51	Tr	Flo	LC	-	-
	<i>Proceratophrys cf. melanopogon</i>	UA2 (TRAT1,C)	2	Tr	Flo	-	-	-
Phyllomedusidae	<i>Phyllomedusa burmeisteri</i>	UA1 (TRAT1, C), UA2 (*), UA3 (C), UA4 (*), UA5 (*)	137	Ar	Flo	LC	-	-
	<i>Phyllomedusa rohdei</i>	MEDRD (TRAT1-A)	5	Ar				
Gymnophiona								
Siphonopidae	<i>Siphonops anulatta</i>	UA6 (TRAT1,TRAT2)	4	Fo	Flo	-	-	-

Répteis

Foram registradas ao longo das sete campanhas do estudo, 68 espécies de répteis, distribuídas em três ordens (Crocodylia, Squamata e Testudinata) e 18 famílias. Do total de 68 espécies, 43 foram registradas pelo método PSLT, 13 por ASR, 14 por PALT, 33 por EO, 7 por AIQ e 21 por PC. Em comparação com o primeiro diagnóstico, que contemplou o primeiro ciclo sazonal de amostragens foram registradas 12 espécies a mais até o presente momento (56 espécies em Brasil (MPF)/LACTEC (2020d)). A riqueza registrada em cada Unidade Amostral foi maior em UA3 ($S = 30$) e menor em UA1 ($S = 10$). As espécies mais abundantes foram *Tropidurus torquatus* (188 indivíduos) (Apêndice D - Figura 9), *Gymnodactylus darwinii* (124 indivíduos) (**Apêndice D - Figura 10**), *Ameivula nativo* (110 indivíduos) (**Apêndice D - Figura 11**) e *Leposoma scincoides* (35 indivíduos) (Tabela 3).

Quanto ao nível de ameaça, a nível mundial, nenhuma espécie está citada em alguma categoria relevante de ameaça (IUCN, 2021), mas em nível nacional e regional *Ameivula nativo* está na categoria em perigo (EN) e vulnerável (VU), respectivamente (ICMBIO, 2018; MINAS GERAIS, 2010) (Tabela 3).

Tabela 3 – Espécies registradas ao longo das sete campanhas de estudo nas seis UAs da Bacia do rio. N = número de espécimes e H = hábito (Tr = terrestre, Ar = arborícola e Fo = fossorial). A coluna IUCN se refere às espécies ameaçadas mundialmente de extinção. A coluna Nacional refere-se às espécies ameaçadas nacionalmente (ICMIBIO, 2018) e a coluna regional refere-se às espécies ameaçadas regionalmente no estado de Minas Gerais (BIODIVERSITAS, 2007) e/ou Espírito Santo (MINAS GERAIS, 2010); LC: menor preocupação, NT: quase ameaçada; VU: vulnerável, DD: dados insuficientes.

Ordem/Família	Espécie	UA (sítio)	Abundância	Hábito	Habitat	IUCN	Nacional	Regional
Crocodylia								
Alligatoridae	<i>Caiman latirostris</i>	UA3 (C)	20	Aq	-	LC	-	-
Squamata								
Amphisbaenidae	<i>Amphisbaena alba</i>	UA1 (C), UA3 (C)	6	Fo	Gen	LC	-	-
	<i>Amphisbaena sp.</i>	UA4 (C)	1	Fo	Gen	-	-	-
	<i>Leposternon infraorbitale</i>	UA4 (TRAT2)	1	Fo	Flo	-	-	-
	<i>Leposternon microcephalum</i>	MEDRD (TRAT1-A, TRAT1-C)	5					
Anguillidae	<i>Ophiodon aff. Fragilis</i>	UA5 (TRAT2)	1	Tr	Abt	-	-	-
	<i>Ophiodon aff. Striatus</i>	UA6 (TRAT2)	1					
	<i>Ophiodon striatus</i>	UA3 (C), UA6 (TRAT2, C)	4					
Boidae	<i>Corallus hortulanus</i>	UA3 (TRAT2,C), UA4 (C), UA6 (TRAT1)	4	Ar	Flo	LC	-	-
	<i>Epicrates cenchria</i>	UA3 (C)	1	Tr	Flo	-	-	-
Colubridae	<i>Chironius foveatus</i>	UA2 (TRAT1), UA3	2	Ar	Flo	-	-	-
	<i>Chironius fuscus</i>	UA4 (C)	1	Ar	Flo	-	-	-
	<i>Drymarchon corais</i>	UA3	1	Tr	Flo	LC	-	-
	<i>Drymoluber dichrous</i>	UA3 (C)	1	Tr	Flo	-	-	-
	<i>Oxybelis aeneus</i>	UA5 (TRAT1), UA6 (TRAT1)	3	Ar	Flo	-	-	-
	<i>Spilotes pullatus</i>	UA3 (TRAT1)	2	Ar	Flo	-	-	-
	<i>Spilotes sulphureus</i>	UA3 (C)	2	Ar	Flo	-	-	-
Dactyloidae	<i>Dactyloa punctata</i>	UA3 (TRAT1), UA4 (TRAT1)	2	Ar	Flo	-	-	-
	<i>Norops fuscoauratus</i>	UA6 (TRAT1, TRAT2)	2					
	<i>Norops ortonii</i>	UA6 (TRAT1)	2	Ar	Flo	-	-	-
	<i>Norops sp.</i>	UA5 (TRAT2)	1	Ar	Flo	-	-	-

Ordem/Família	Espécie	UA (sítio)	Abundância	Hábito	Habitat	IUCN	Nacional	Regional
Dipsadidae	<i>Dipsas albifrons</i>	UA5 (C)	1	Tr	Flo	-	-	-
	<i>Dipsas indica</i>	UA6 (TRAT2)	1					
	<i>Dipsas sp.</i>	UA5 (TRAT1,C)	2	Tr	Flo	-	-	-
	<i>Dipsas variegata</i>	UA5 (TRAT1)	1	Tr	Flo	-	-	-
	<i>Elapomorphus quinqueineatus</i>	UA2 (C), UA3 (C)	2	Fo	Flo	-	-	-
	<i>Erythrolamprus miliaris</i>	UA6 (TRAT2), BAIRD (TRAT2-A, C-A, C-C)	4	Tr	Gen	-	-	-
	<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i>	UA4 (TRAT1), UA5 (TRAT1), MEDRD (TRAT1-A)	6	Tr	Gen	-	-	-
	<i>Oxyrhopus clathratus</i>	UA2 (TRAT2), ALTRD (TRAT2-B)	2					
	<i>Oxyrhopus guibei</i>	UA1 (TRAT1), UA3 (TRAT1,C)	4	Tr	Abt	LC	-	-
	<i>Oxyrhopus petolaris</i>	UA3, UA4 (*), UA5 (TRAT1, TRAT2)	8	Tr	Flo	-	-	-
	<i>Philodryas olfersii</i>	UA3 (C)	1		Gen	-	-	-
	<i>Philodryas patagoniensis</i>	UA6 (TRAT2, C), BAIRD (C-C)	5	Tr	Abt	LC	-	-
	<i>Pseudoboa nigra</i>	UA3 (TRAT1), UA4 (C), UA6 (C), BAIRD (C-A)	5	Tr	Abt	-	-	-
	<i>Pseudoboa sp.</i>	UA6 (C)	1					
	<i>Psomophis joberti</i>	UA6 (C)	2	Tr	Abt	-	-	-
Elapidae	<i>Sibynomorphus mikanii</i>	UA2 (TRAT1), UA3 (C)	7	Tr	Flo	-	-	-
	<i>Sibynomorphus neuwiedi</i>	UA1 (TRAT1), UA3 (C), UA6 (TRAT2)	3	Tr	Flo	-	-	-
	<i>Siphlophis compressus</i>	UA3 (C), UA6 (TRAT1), BAIRD (TRAT2-A)	3	Ar	Flo	LC	-	-
	<i>Thamnodynastes nattereri</i>	UA2 (TRAT2), UA5 (TRAT1), UA6 (TRAT1, TRAT2)	4	Tr	Flo	-	-	-
	<i>Thamnodynastes sp.</i>	UA1 (C)	1	Tr	Flo	-	-	-
	<i>Xenodon merremii</i>	UA4 (TRAT1, C)	4	Tr	Gen	-	-	-
	<i>Xenodon neuwiedi</i>	UA3 (C)	1	Tr	Flo	LC	-	-
	<i>Micrurus corallinus</i>	UA4 (TRAT1)	1	Fo	Flo	-	-	-
	<i>Hemidactylus mabouia</i>	UA3 (TRAT1,C), UA4 (TRAT1), UA5 (*), UA6 (TRAT2, C)	15	Ar	Gen	-	-	-
	<i>Gekkonidae</i>							
Gymnophthalmidae	<i>Ecleoporus gaudichaudi</i>	UA3 (C), UA4 (TRAT1), UA5 (*), UA6 (TRAT1,TRAT2)	27	Tr	Abt	LC	-	-
	<i>Ecleoporus sp.</i>	UA4 (TRAT1)	2	Tr	Abt	-	-	-

Ordem/Família	Espécie	UA (sítio)	Abundância	Hábito	Habitat	IUCN	Nacional	Regional
Leiosauridae	<i>Leposoma scincoides</i>	UA5 (TRAT1, C), UA6 (*), BAIRD (C-C)	35	Tr	Abt	LC	-	-
	<i>Enyalius perditus</i>	UA1 (TRAT1), UA2 (C), UA4 (TRAT1, C), ALTRD (C-B), MEDRD (TRAT1-A, TRAT1-C, C-C)	13	Ar	Flo	LC	-	-
Mabuyidae	<i>Aspronema</i> sp.	UA4 (TRAT1, TRAT2)	2	Tr	Abt	-	-	-
Phyllodactylidae	<i>Psychosaura macrorhyncha</i>	UA3 (C), UA4 (TRAT2), UA6 (TRAT1, TRAT2)	5	Tr	Flo	LC	-	-
	<i>Gymnodactylus darwini</i>	UA3 (*), UA5 (*), UA6 (*), BAIRD (C-B)	124	Tr	Flo	LC	-	-
Polychrotidae	<i>Polychrus marmoratus</i>	UA3 (TRAT2), UA6, MEDRD (C-C)	3	Ar	Flo	-	-	-
Teiidae	<i>Ameiva ameiva</i>	UA2 (TRAT1), UA4 (TRAT1, C), UA5 (*), UA6 (TRAT1, C)	33	Tr	Gen	-	-	-
	<i>Ameivula nativo</i>	UA6 (TRAT1, C)	110	Tr	Abt	-	EN	VU/ES
	<i>Salvator merianae</i>	UA1 (TRAT1, TRAT2), UA2 (TRAT1), UA3 (TRAT1, C), UA4 (*), UA5 (*), UA6 (*), BAIRD (C-B), MEDRD (C-A, C-C)	56	Tr	Gen	LC	-	-
Tropiduridae	<i>Tropidurus</i> sp.	UA5 (TRAT2)	8	Ar	Gen	-	-	-
	<i>Tropidurus torquatus</i>	UA1 (*), UA3 (TRAT1, C), UA4 (TRAT1, C), UA5 (*), UA6 (*)	188	Ar	Gen	LC	-	-
Typhlopidae	<i>Amerotyphlops brongersmianus</i>	UA5 (TRAT1, C), UA6 (TRAT1, TRAT2)	7	Fo	Flo	-	-	-
	<i>Amerotyphlops</i> sp.	UA4 (TRAT1), UA6 (TRAT1, TRAT2)	3	Fo	Flo	-	-	-
Viperidae	<i>Bothrops jararaca</i>	UA2 (TRAT1, TRAT2), UA3 (TRAT2, C), UA4 (TRAT2, C) UA5 (TRAT2), MEDRD (C-A)	16	Tr	Flo	-	-	-
	<i>Bothrops jararacussu</i>	UA2 (TRAT1)	1					
	<i>Bothrops leucurus</i>	UA1, , UA5 (TRAT1), UA6 (TRAT1, C)	16	Tr	Flo	-	-	-
	<i>Crotalus durissus</i>	UA1 (C), UA2 (TRAT2, C), UA3 (C)	9	Tr	Gen	LC	-	-
Testudinata								
Chelidae	<i>Acanthochelys radiolata</i>	UA6 (TRAT1)	3					
	<i>Hydromedusa maximiliani</i>	UA1 (TRAT1, C), UA2 (TRAT2)	11					
	<i>Phrynops</i> sp.	UA3 (TRAT1)	1					
Testudinidae	<i>Chelonoidis denticulatus</i>	UA5 (C)	3					

Específicos

Anfíbios

Avaliação da Riqueza por rarefação

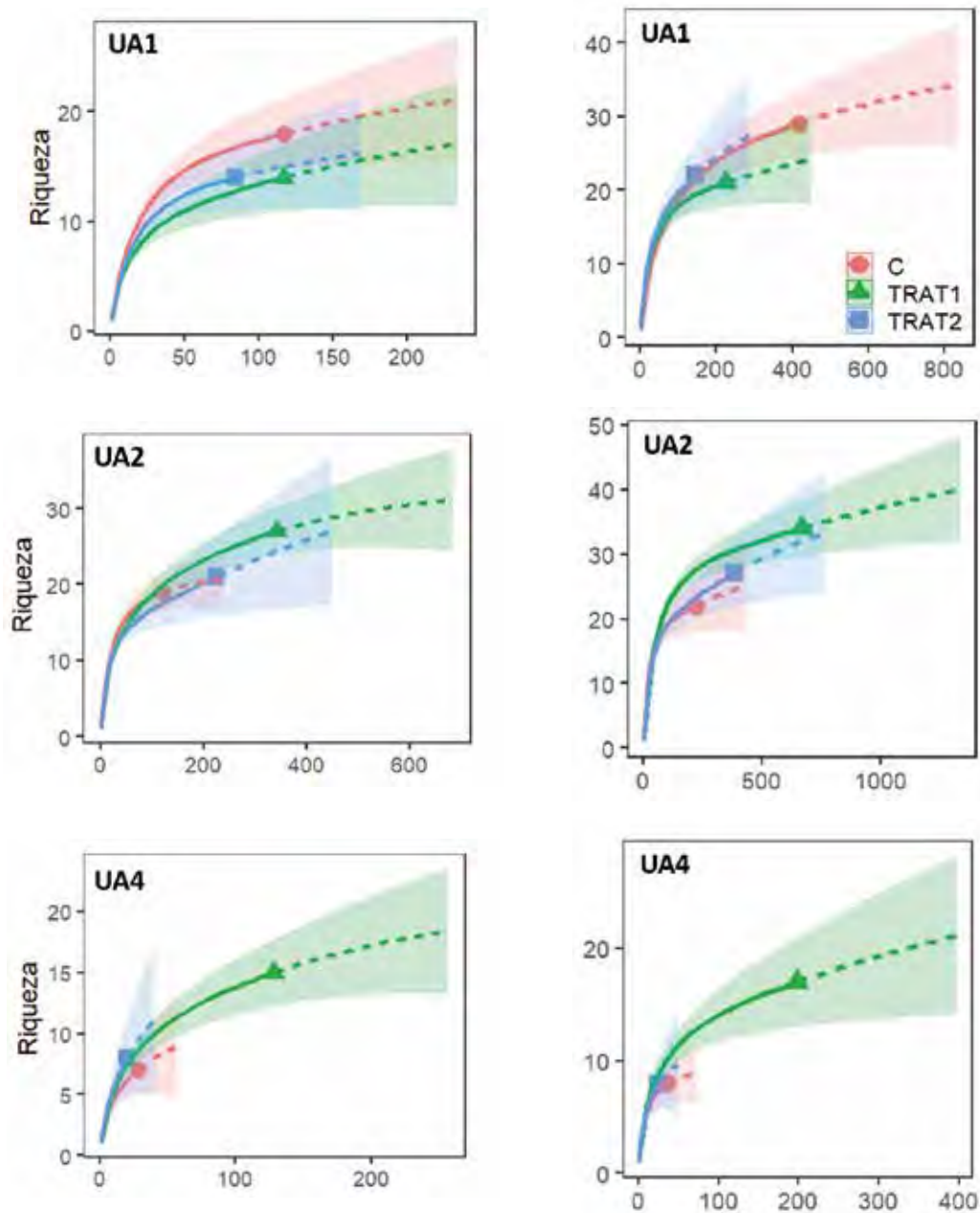
Em Brasil (MPF)/LACTEC (2020d) apenas na UA3 a riqueza de TRAT1 foi significativamente maior que nos demais sítios, sendo que nas demais UAs a riqueza foi similar entre os sítios amostrais. Naquele momento o sítio TRAT2 da UA6 também havia apresentado significativamente maior riqueza que os demais sítios amostrais. No entanto, até aquele momento, os dados não foram capazes de estabelecer uma interpretação única a respeito dos padrões observados, que poderiam encontrar sustentação em outras proposições como, por exemplo, a própria condição ambiental dos sítios amostrais. Mesmo assim, suscitou-se a hipótese de distúrbios intermediários (HDI) (CONNELL, 1978) como uma possível explicação para a maior riqueza observada nos sítios de tratamento das unidades UA3 e UA6. Neste sentido, ambientes estáveis seriam mais favoráveis ao desenvolvimento de espécies especialistas por exclusão competitiva, apresentando menor riqueza quando comparados com ambientes submetidos a um grau de distúrbio intermediário e/ou abrupto, onde a exclusão competitiva atuaria de forma menos intensa nos ambientes modificados a partir do dano. Ambientes sujeitos a distúrbios de alta frequência ou de **alta intensidade** (como no caso do desastre investigado neste diagnóstico) apresentariam diversidade mínima, mas vale lembrar que a avaliação do dano promovido pelo desastre teve início após três anos transcorridos e poderia estar representando diferentes estágios sucessionais de reocupação por espécies de anfíbios nas diferentes unidades amostrais constituídas ao longo da Bacia do rio Doce. Corroborando essa assertiva, diferentes estágios sucessionais mostraram-se bastante evidentes quando avaliados os sítios TRAT1 das unidades amostrais no compartimento 1, localizado no foco do desastre.

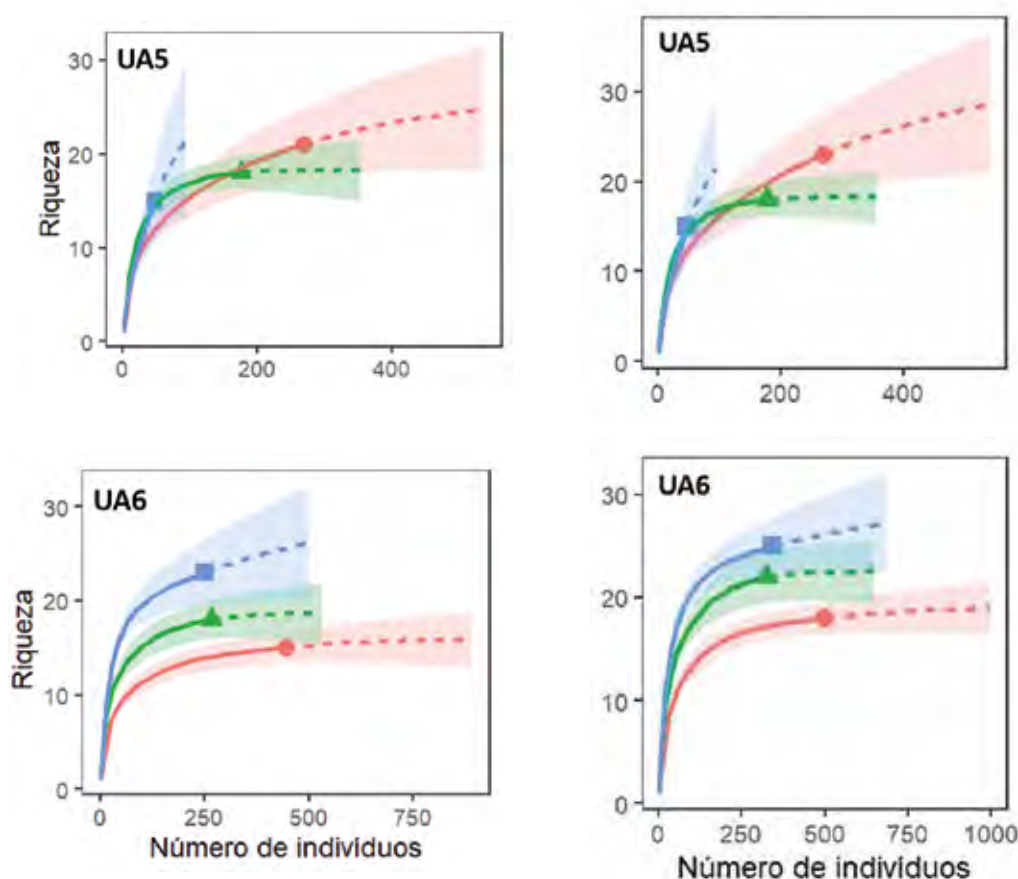
Com a avaliação dos dados acumulados até a sétima campanha, nenhuma unidade amostral apresentou diferenças significativas quanto ao observado na avaliação do primeiro ciclo de amostragem, observados em Brasil (MPF)/LACTEC (2020d) (Tabela 4; Figura 1). Apesar das UA1 e UA5 apresentarem maior riqueza observada nos sítios Controle não houve diferença significativa para os sítios de tratamento (Tabela 4; Figura 1). Estas questões impulsionaram de forma determinante a mudança no escopo amostral já expressa aqui, com objetivo de avançar na interpretação destas considerações minimizando, de forma significativa, efeitos externos já destacados em Brasil (MPF)/LACTEC (2020d), principalmente quando considerados no compartimento 1.

Tabela 4 – Valores de riqueza de anfíbios observada, estimada e respectivos intervalos de confiança inferior (LCL) e superior (UCL) obtidos por análise de rarefação dos sítios amostrais de cada UA no primeiro ciclo de amostragens (1° a 4° campanha) e com os dados acumulados (1° a 7° campanha).

UAs	Sítios	Valores observados			Valores estimados			LCL			UCL		
		Primeiro ciclo	Acumulado		Primeiro ciclo	Acumulado		Primeiro ciclo	Acumulado		Primeiro ciclo	Acumulado	
UA1	TRAT1	14	21		21.932	28,964		14.979	21,983		78.285	85,54	
	TRAT2	14	22		18.446	34,165		14.489	24,186		54.457	89,71	
	Controle	18	29		25.932	41,221		18.979	31,196		82.285	97,007	
UA2	TRAT1	27	34		33.107	58,463		28.205	37,584		57.952	200,963	
	TRAT2	21	27		45.391	42,958		24.574	30,011		187.478	111,576	
	Controle	19	22		21.231	29,964		19.263	22,983		37.900	86,535	
UA4	TRAT1	15	17		21.201	29,437		15.965	18,657		54.838	110,373	
	TRAT2	8	8		15.6	10,16		8.936	8,254		69.697	26,369	
	Controle	7	8		9.893	8,973		7.349	8,07		30.963	21,546	
UA5	TRAT1	18	18		18.249	18,249		18.013	18,013		22.713	22,713	
	TRAT2	15	15		28.213	28,213		17.834	17,834		76.608	76,608	
	Controle	21	23		26.978	33,627		22.066	25,172		54.507	74,992	
UA6	TRAT1	18	22		18.664	22,498		18.057	22,04		25.782	28,225	
	TRAT2	23	25		30.968	29,487		23.983	25,493		87.569	65,804	
	Controle	15	18		15.998	18,998		15.070	18,07		29.172	32,24	

Figura 1 – Curvas de rarefação de riqueza de anfíbios registradas nos sítios amostrais (TRAT1, TRAT2 e C (controle)) de cada Unidade Amostral (UA1 a UA6). Primeira coluna = dados do primeiro ciclo de amostragem (1° a 4° campanha), segunda coluna = dados acumulados (1° a 7° campanha).





Avaliação da Riqueza em função do hábito

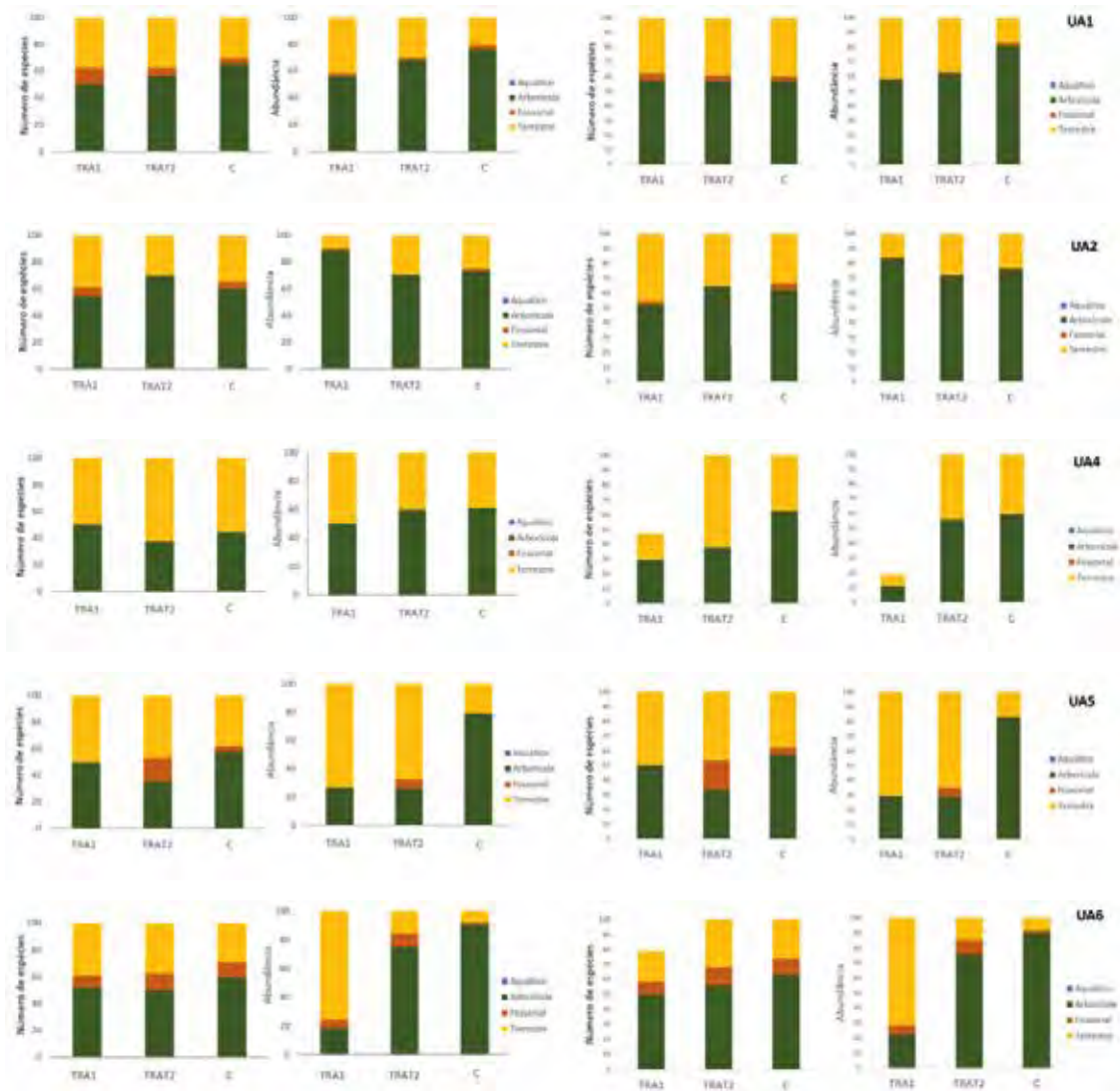
No primeiro diagnóstico (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d) foi registrado um predomínio de espécies arborícolas na maioria dos sítios de todas as unidades amostrais (Figura 2), menos quanto ao número de espécies nos sítios amostrais da UA4, onde espécies terrestres foram preponderantes e quanto a abundância nos sítios de tratamentos da UA5 (TRAT1 e TRAT2) e da UA6 (TRAT1), onde nitidamente espécies terrestres foram mais abundantes. Naquele momento de avaliação, entendeu-se que a predominância de espécies arborícolas refletia um padrão esperado em assembleias de anfíbios Neotropicais em função da predominância natural de espécies da família Hylidae (GARCIA et al., 2007) e que a predominância na abundância de espécies terrestres nos sítios TRAT1 e TRAT2 na UA5 e TRAT1 na UA6 poderia ser explicada, pelo menos em parte, pela influência direta da dinâmica dos ciclos de inundação que estas terras baixas estão sujeitas, o que favoreceria a ocorrência destas espécies nestes locais. Espécies fossoriais foram registradas esporadicamente e em baixa abundância em praticamente todos os sítios amostrais, estando ausentes nas UA3 e UA4 e espécies extritamente aquáticas (ex. *Pipa carvalhoi*) estiveram ausentes em todos os sítios amostrais.

Considerando-se o total de dados acumulados até a sétima campanha, verificou-se que os resultados mantiveram-se semelhantes ao observado no primeiro diagnóstico (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), com o predomínio de espécies arborícolas em praticamente todos os sítios de amostragem à exceção no sítio TRAT2 da UA4, onde o número de espécies terrestres foi maior, e no sítios TRAT1 e TRAT2 da UA5 e TRAT1 da UA6, onde a abundância de espécies terrestres permaneceu preponderante sobre as demais

(Figura 2). Espécies fossoriais continuaram a ser registradas esporadicamente e em baixa abundância em praticamente todos os sítios amostrais, estando ainda ausentes na UA4. Espécies extritamente aquáticas permaneceram ausentes em todos os sítios amostrais. Aqui vale destacar que JUNCÁ et al. (2017) registrou gerinos da espécie *Pipa carvalhoi* em um dos sítios sob influência do desastre que investigou. Até o momento não registramos a ocorrência dessa espécie nos pontos monitorados.

Não existem registros bibliográficos formalmente publicados que pudessem explicar o predomínio da abundância de espécies terrestres nos sítios de tratamento das unidades UA5 e UA6 e realmente, as assembleias de anfíbios as margens do rio Doce, em sua porção mais próxima à foz, parecem sofrer influência direta do ciclo de inundação do rio. Contudo, durante a execução da sétima campanha, o rio Doce extravasou para fora de seu leito, inundando os sítios TRAT1 e TRAT2 na UA6. Mesmo que também sofrendo com os efeitos da inundação, a predominância na abundância de espécies de anfíbios terrestres não se confirmou no sítio TRAT2 da UA6, onde a maioria é arborícola (Figura 2). Essa questão levanta um ponto de interrogação quanto ao fato de os padrões de distribuição da abundância de espécies terrestres estarem relacionados, exclusivamente, ao regime de inundação do rio. O regime de inundação das áreas de várzea do rio Doce na UA6, observado durante a sétima campanha, também força uma reavaliação do posicionamento do sítio TRAT2, já que este esteve sob ação direta do rio Doce naquele momento, também recebendo o depósito de material carreado pelo rio. Estaria a composição de espécies as margens do rio Doce em sua foz também expressando, pelo menos em parte, diferentes processos sucessionais de colonização após três anos transcorridos do desastre? Essa dúvida também se sustenta no fato de que boa parte das espécies terrestres registradas nestes ambientes ribeirinhos são colonizadoras e com ampla plasticidade ambiental (ex. espécies do gênero *Rhinella* e *Leptodactylus*). Processos de recolonização ambiental foram apontados por diferentes métricas em diferentes porções da Bacia Hidrográfica do rio Doce (UA1, UA2 e UA3), principalmente no Compartimento 1 onde o dano foi maior e mais perceptível (ver BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d).

Figura 2 – Correlação da riqueza e abundância com o hábito das espécies de anfíbios registradas nos sítios (TRAT1, TRAT2 e C) nas unidades amostrais (UA1 a UA6). Primeira coluna = dados do primeiro ciclo de amostragem (1° a 4° campanha), segunda coluna = dados acumulados (1° a 7° campanha).



Avaliação da Riqueza em função do hábitat

No primeiro diagnóstico (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d) foi registrado na UA1 uma tendência a proporcionalidade entre os diferentes hábitos quanto a riqueza e abundância registradas nos diferentes sítios amostrais, com exceção no sítio TART2 onde observou-se maior abundância de generalistas, padrão que se manteve com a avaliação dos dados acumulados até a sétima campanha. As espécies *Vitreorana uranoscopa* e *Hylodes cf. sazimai* continuaram sendo coletadas, exclusivamente, no sítio Controle dessa UA. Outros exemplos da variação na distribuição de espécies tipicamente florestais podem ser observados nos gêneros *Ischnocnema* e *Proceratophrys*, que tiveram suas espécies representadas por poucos registros no sítio TRAT1 desta unidade, quando comparados aos sítios de TRAT2 e Controle.

Na UA2, durante o primeiro diagnóstico (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), observou-se o padrão esperado com maior riqueza e abundância de espécies florestais no sítio Controle e maior riqueza e abundância de generalistas em TRAT1. Com a avaliação dos dados acumulados esse padrão se manteve em parte, com a maior riqueza e abundância de espécies florestais no sítio Controle e maior abundância de generalistas em TRAT1.

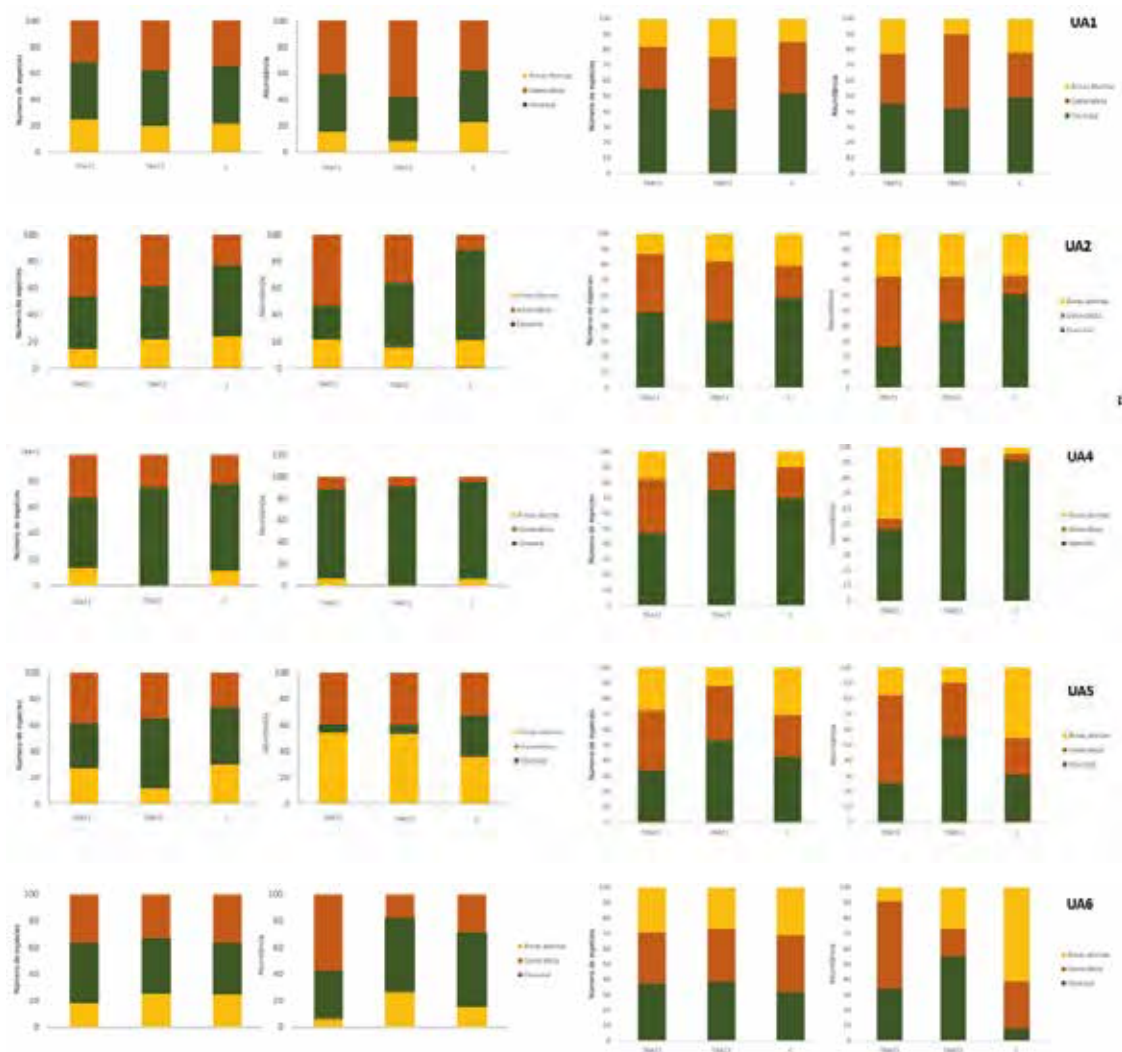
Na UA4 observou-se uma nítida predominância de espécies florestais durante o primeiro diagnóstico (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), com ausência de espécies de áreas abertas em TRAT2. Com a avaliação dos dados acumulados esse padrão se manteve, sendo perceptível a preponderância de espécies florestais nos sítios amostrais. No entanto, percebeu-se um aumento na riqueza de espécies generalistas e na abundância de espécies de áreas abertas em TRAT1.

Na UA5 durante o primeiro diagnóstico (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d) observou-se maior predominância na abundância de espécies generalistas e de áreas abertas em TRAT1 e TRAT2, o que se manteve parcialmente após a avaliação do total de dados acumulados, com o predomínio da abundância de espécies generalistas em TRAT2.

Na UA6 durante o primeiro diagnóstico (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), observou-se maior predominância na abundância de generalistas em TRAT1 o que se manteve após a avaliação do total de dados acumulados até a sétima campanha para essa unidade amostral. Também se percebeu um incremento na abundância de espécies de áreas abertas no sítio Controle dessa unidade após a avaliação dos dados acumulados, o que é esperado já que esse sítio Controle encontra-se em um ambiente de restinga.

Os resultados descritos encontram-se na Figura 3.

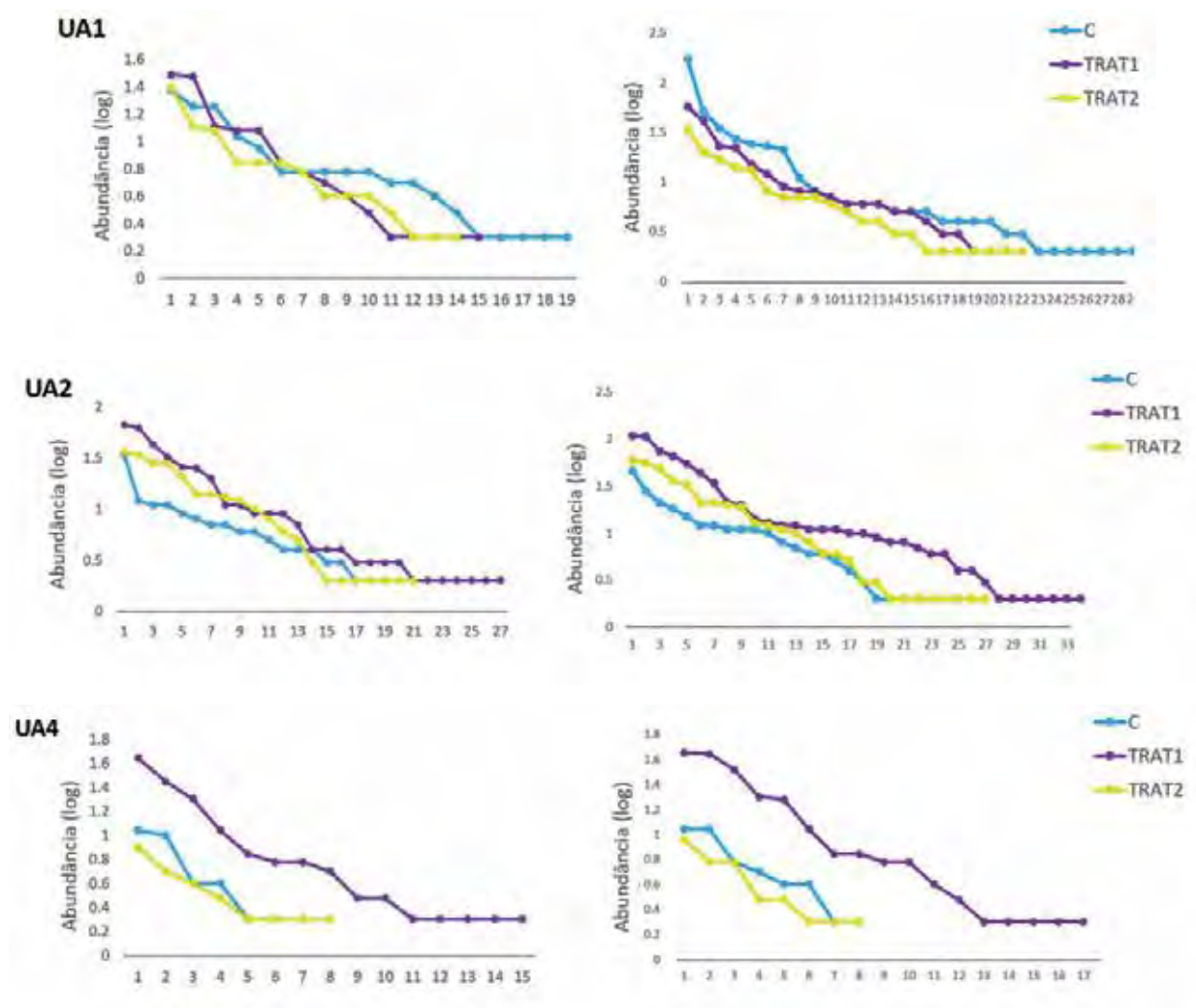
Figura 3 – Correlação da riqueza e abundância com o habitat das espécies de anfíbios registradas nos sítios (TRAT1, TRAT2 e C) nas unidades amostrais (UA1 a UA6). Primeira coluna = dados do primeiro ciclo de amostragem (1° a 4ª campanha), segunda coluna = dados acumulados (1° a 7ª campanha).

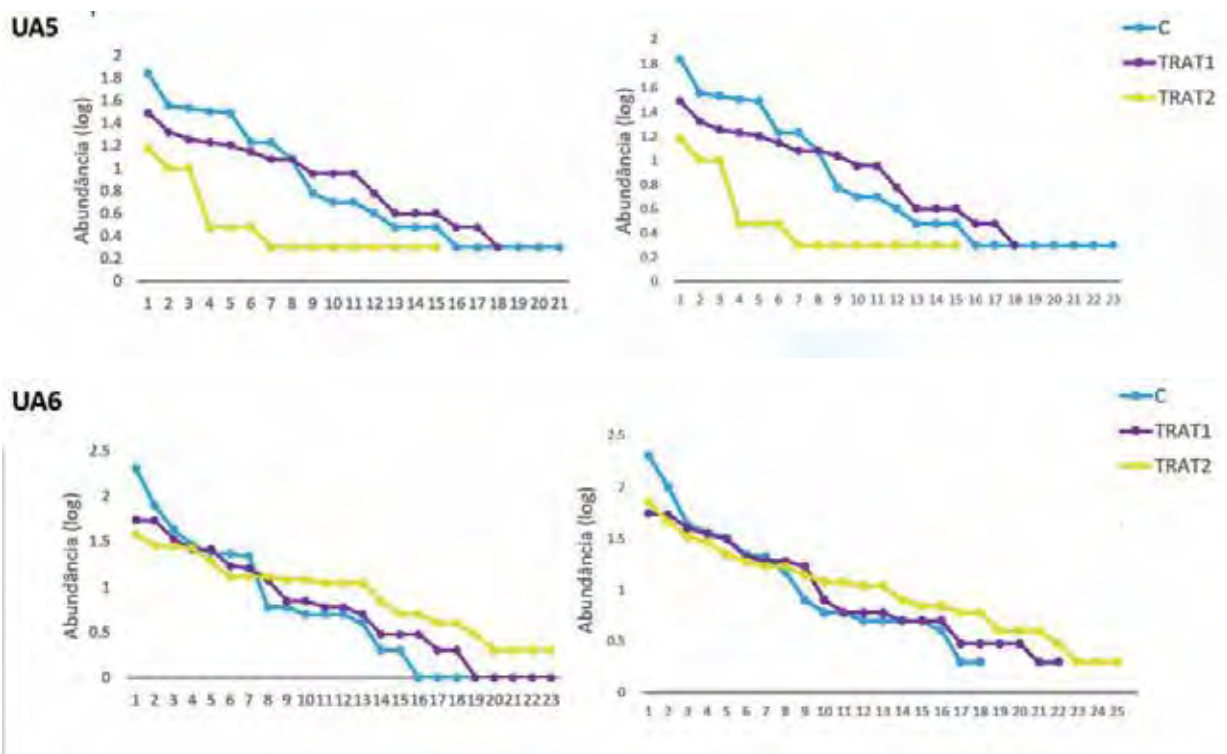


Dominância e equitatividade

A análise das curvas de ranque-abundâncias dos sítios com base no total de dados analisados permaneceu praticamente idêntica ao observado em BRASIL (MPF)/LACTEC (2020d), mostrando os mesmos padrões de distribuição onde todas as curvas mostram tendência a terem espécies dominantes. Tendências a equitatividade são observadas somente nos sítios de tratamento na UA1, no sítio Controle na UA2, no sítio TRAT2 na UA4 e no sítio TRAT1 na UA5 (Figura 4). Na UA6 todos os sítios continuam a apresentar curvas ranque-abundância muito semelhantes entre si e ainda expressando o mesmo padrão observado em BRASIL (MPF)/LACTEC (2020d) (Figura 4).

Figura 4 – Curvas de ranque-abundância (diagramas de Whittaker) dos anfíbios registrados em cada unidade amostral (UA1 a UA6) e seus respectivos sítios (TRAT1, TRAT2 e C). Primeira coluna = dados do primeiro ciclo de amostragem (1° a 4° campanha), segunda coluna = dados acumulados (1° a 7° campanha).





Diversidade Beta

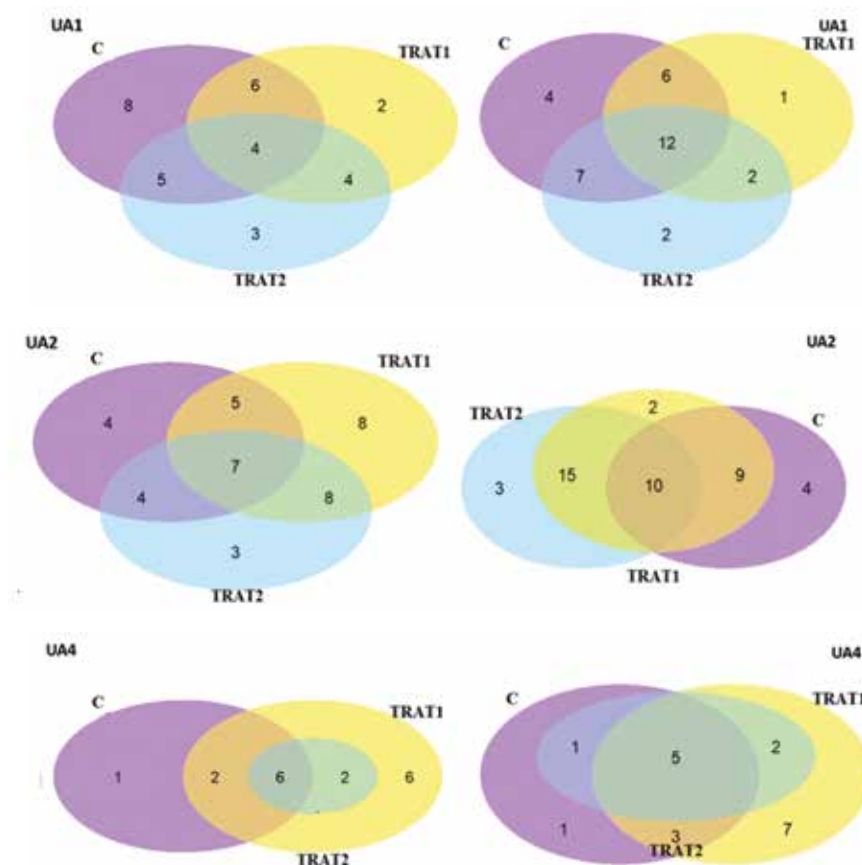
Durante o primeiro ciclo de amostragens (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d) o componente de substituição (*turnover*) foi o mais importante em todas as UAs, com pequena participação do componente de aninhamento, indicando que as assembleias de cada sítio não eram um subconjunto aninhado da assembleia da unidade como um todo, mas consistem em grupos distintos de espécies devido à presença de táxons exclusivos em cada uma delas (Tabela 5). Essa característica se manteve quando analisados os dados acumulados até a sétima campanha. (Tabela 5, Figura 5)

A UA1 continuou a apresentar o maior valor de diversidade beta (0,93 no primeiro ciclo de amostragens e 0,94 com os dados acumulados) e a UA4 os menores valores (0,89 no primeiro ciclo de amostragens e 0,90 com os dados acumulados) (Tabela 6). Vale destacar que, mesmo com a adição de mais duas campanhas à análise de dados, o sítio de TRAT2 da UA4 continuou não apresentando espécies exclusivas.

Tabela 5 – Síntese dos resultados observados nos diagramas de Venn para o primeiro ciclo de amostragens (1° a 4° campanha) e dados acumulados (1° a 7° campanha).

Unidade amostral	Número de espécies	Espécies exclusivas por sítio			Número de espécies comuns entre os sítios
		TRAT1	TRAT2	Controle	
UA1 (primeiro ciclo)	33	3	8	2	4
UA1 (dados acumulados)	34	1	2	4	12
UA2 (primeiro ciclo)	38	8	3	4	7
UA2 (dados acumulados)	43	2	3	4	10
UA4 (primeiro ciclo)	19	6	2	1	6
UA4 (dados acumulados)	19	7	-	1	5
UA5 (primeiro ciclo)	32	2	4	10	8
UA5 (dados acumulados)	33	3	2	11	11
UA6 (primeiro ciclo)	35	6	2	1	8
UA6 (dados acumulados)	41	3	9	6	8

Figura 5 – Diagramas de Venn representando o número de espécies de anfíbios compartilhadas em cada unidade amostral (UA1 a UA6) e seus respectivos sítios (TRAT1, TRAT2 e C). Primeira coluna = dados do primeiro ciclo de amostragem (1° a 4° campanha), segunda coluna = dados acumulados (1° a 7° campanha).



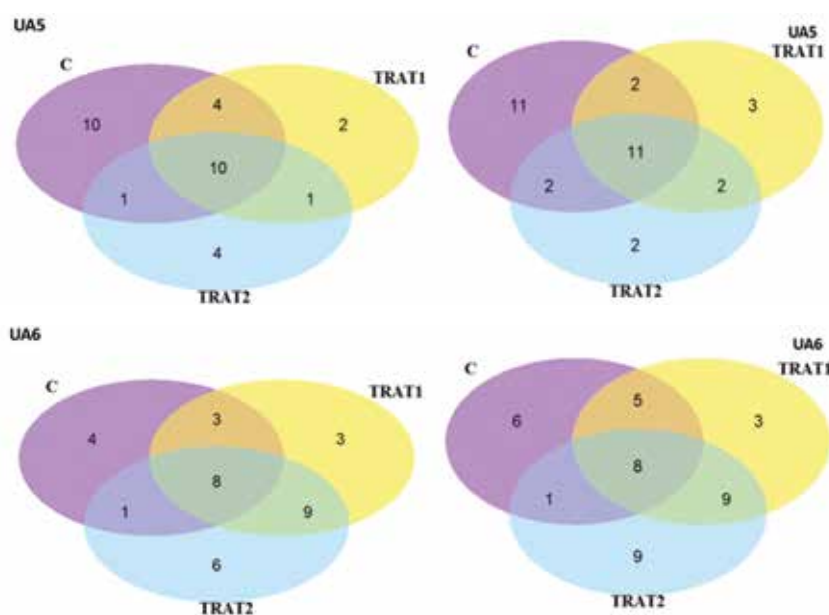


Tabela 6 – Diversidade beta em cada unidade amostral (UA1 a UA6) distribuídas ao longo da Bacia hidrográfica do rio Doce. Primeiro ciclo = 1° a 4° campanha, dados acumulados = 1° a 7° campanha.

Unidades amostrais	Turnover	Aninhamento	Jaccard
UA1 (primeiro ciclo)	0,89	0,04	0,93
UA1 (dados acumulados)	0,91	0,03	0,94
UA2 (primeiro ciclo)	0,88	0,03	0,91
UA2 (dados acumulados)	0,88	0,03	0,91
UA4 (primeiro ciclo)	0,81	0,08	0,89
UA4 (dados acumulados)	0,82	0,08	0,9
UA5 (primeiro ciclo)	0,84	0,06	0,91
UA5 (dados acumulados)	0,82	0,08	0,9
UA6 (primeiro ciclo)	0,83	0,06	0,91
UA6 (dados acumulados)	0,94	0,06	0,9

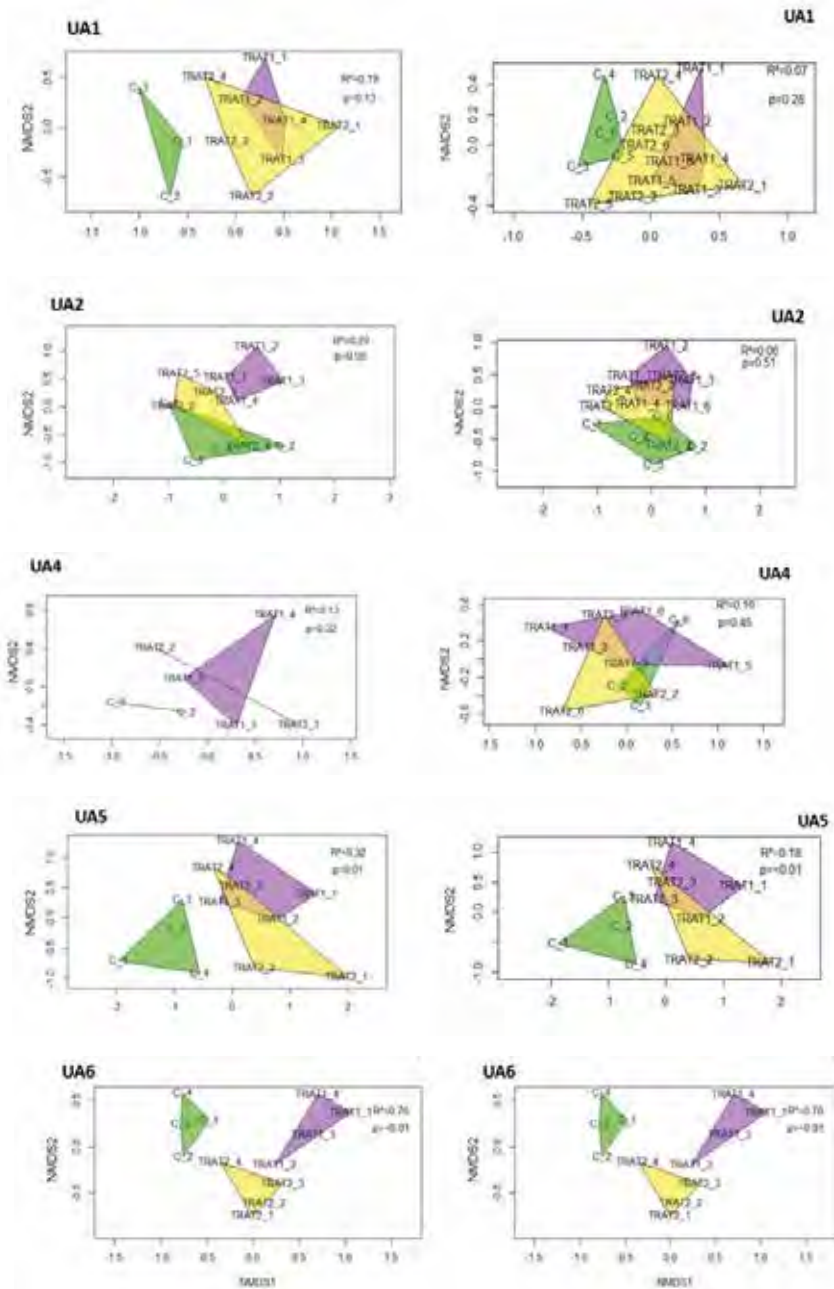
Análises de composição de espécies

Neste momento, os resultados das PERMANOVAs mostraram que a composição de espécies nos sítios amostrais das UA5 e UA6 continuam significativamente diferentes entre si (UA5, $R^2 = 0,18$, $p = <0,01$; UA6, $R^2 = 0,20$, $p = <0,01$), assim como observado em BRASIL (MPF)/LACTEC (2020d) (UA5, $R^2 = 0,32$, $p = 0,01$; $R^2 = 0,18$, $p = 0,006$; UA6, $R^2 = 0,77$, $p = 0,01$; $R^2 = 0,24$, $p = 0,01$) (Tabela 7; Figura 6). Essa característica pode estar associada aos sítios Controle destas unidades, que estão alocados em ambientes notadamente distintos, estando o sítio Controle da UA5 dentro da unidade de conservação da FLONA Goytacazes e o sítio Controle da UA6 em área de restinga na ReBio Comboios.

Tabela 7 – Análise de variância multifatorial da composição de anuros entre os sítios (TRAT1, TRAT2 e C) e as campanhas do primeiro ciclo (1° a 4° campanha) e dados acumulados (1° a 7° campanha). GL: graus de liberdade; * $p < 0,05$.

		Df	Soma dos quadrados	Média das somas dos quadrados	F	R ²	P
UA1 (primeiro ciclo)	Sítio	1	0,45	0,45	10,96	0	0,38
	Resíduos	9	3,71	0,41	0,89		
	Total	10	4,16	100			
UA1 (dados acumulados)	Sítio	1	0,44	0,44	11,65	0,07	0,28
	Resíduos	15	57,1	0,38	0,92		
	Total	16	61,55	100			
UA2 (primeiro ciclo)	Sítio	1	0,24	0,24	0,72	0,06	0,69
	Resíduos	10	3,37	0,33		0,93	
	Total	11	3,61			100	
UA2 (dados acumulados)	Sítio	1	0,28	0,28	0,90	0,06	0,51
	Resíduos	13	41,21	0,31	0,93		
	Total	14	44,06	100			
UA4 (primeiro ciclo),	Sítio	1	0,3028	0,302	0,90353	0,153	0,516
	Resíduos	5	16,758	0,335		0,846	
	Total	6	19,787			100,000	
UA4 (dados acumulados)	Sítio	1	0,39	0,39	10,25	0,10	0,45
	Resíduos	9	34,94	0,38	0,89		
	Total	10	38,93	100			
UA5 (primeiro ciclo)	Sítio	1	0,72	0,72	22,70	0,18	0,006 *
	Resíduos	10	3,17	0,31		0,81	
	Total	11	3,89			100	
UA5 (dados acumulados)	Sítio	1	0,70	0,70	21,97	0,18	<0,01*
	Resíduos	10	31,87	0,31	0,81		
	Total	11	38,87	100			
UA6 (primeiro ciclo)	Sítio	1	0,92	0,92	31,773	0,24	0,01**
	Resíduos	10	2,91	0,29		0,75	
	Total	11	3,83			100	
UA6 (dados acumulados)	Sítio	1	12,47	124,72	42,22	0,20	<0,01*
	Resíduos	16	47,26	0,29	0,79		
	Total	17	59,73	10			

Figura 6 – Escalonamento Multi-Dimensional Não-Métrico (NMDS) e PERMANOVA representando os anfíbios compartilhados em cada unidade amostral (UA1 a UA6) e seus respectivos sítios (TRAT1, TRAT2 e C). Primeira coluna = dados do primeiro ciclo de amostragem (1° a 4° campanha), segunda coluna = dados acumulados (1° a 7° campanha).



Análises de espécies indicadoras

Poucas alterações foram observadas quanto as espécies indicadoras nos sítios de amostragem. Na UA1 a espécie *Thoropa miliaris* continua apontada como uma espécie indicadora do sítio TRAT1 (stat = 0,85, p = 0,04), mas como fato novo, *Aplastodiscus cavicola* foi considerada indicadora dos sítios Controle e TRAT2 nesta UA.

Na UA2, permaneceram como espécies indicadoras no sítio TRAT1, *Dendropsophus minutus* e *Rhinella crucifer* (**Apêndice D - Figura 13**) (stat = 1, p = <0,01; stat = 0,91, p = 0,04, respectivamente). Os sítios Controle e TRAT2 desta UA apresentaram, em conjunto, *Boana pardalis* como espécie indicadora (stat = 0,98, p = 0,02).

Na UA5 *Dendropsophus berthalutzae* (**Apêndice D - Figura 14**), manteve-se como espécie indicadora no sítio Controle (stat = 0,82, p = 0,05). Na UA6 *Phyllodytes luteolus* manteve-se como espécie indicadora (stat = 0,96, p = <0,01) e as espécies *Rhinella crucifer* (stat = 0,95, p = <0,01) e *Rhinella schneideri*, (**Apêndice D - Figura 12**) (stat = 0,84, p = 0,04), mantiveram-se como indicadoras do sítio TRAT1 desta UA. Da mesma forma, *Dendropsophus branneri* (**Apêndice D - Figura 13**) (stat = 0,86, p = 0,05) e *Scinax argyreornatus* (**Apêndice D - Figura 14**) (stat = 0,91, p = 0,02) mantiveram-se como indicadoras no sítio TRAT2 desta UA. Mesmo com a adição de campanhas novas, não foram observadas espécies indicadoras nas UA4 e na UA3 os resultados permaneceram os mesmos sem espécies indicadoras.

Répteis

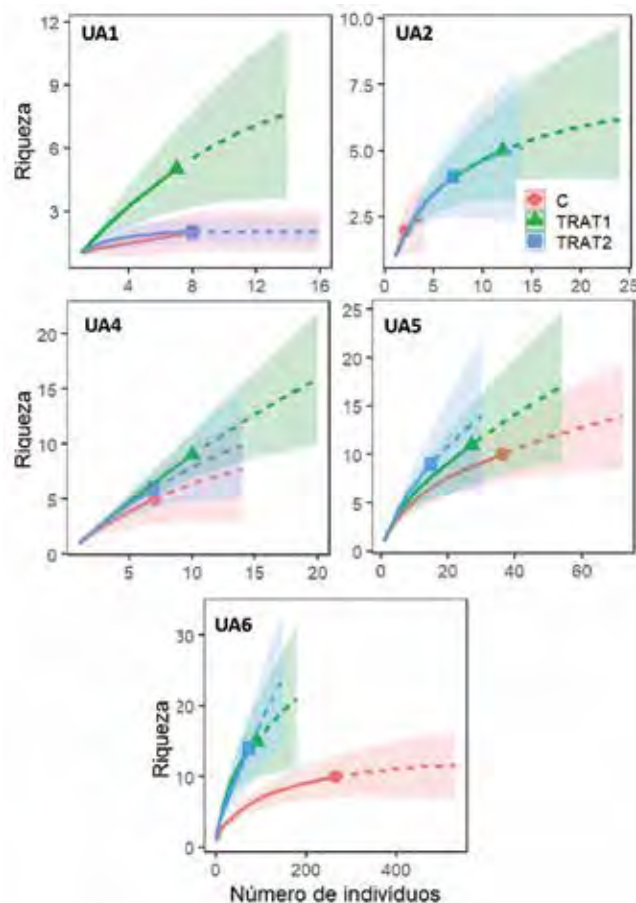
Riqueza de espécies por rarefação

Mesmo após a adição de campanhas amostrais, os registros de répteis por meio dos métodos de amostragem sistematizados são poucos, o que limita a capacidade de análise deste grupo. No entanto, na UA1 a riqueza no sítio TRAT1 é significativamente maior do que nos sítios Controle e TRAT 2, fator que pode estar relacionado a capacidade de detecção deste grupo de animais, sendo mais fácil nos ambientes alterados e abertos do sítio TRAT1, principalmente, de lagartos heliotérmicos (Tabela 8; Figura 7). Na UA6 o sítio Controle apresenta uma riqueza significativamente distinta e menor do que a observada nos sítios de tratamento, fato que pode estar associado a este sítio estar inserido em um ambiente de restinga, menos estratificado que os ambientes florestais onde estão inseridos os sítios de tratamento. Os sítios de tratamento apresentaram maior riqueza que os demais em cinco das seis UAs avaliadas, sendo exceção a UA3. Vale destacar que a UA3 foi a única entre as seis unidades amostrais constituídas ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce, onde os três sítios amostrais (TRAT1, TRAT2 e Controle) estavam inseridos dentro de uma mesma Unidade de Conservação, no Parque Estadual do Rio Doce (PERD).

Tabela 8 – Valores de riqueza de répteis observada, estimada e respectivos intervalos de confiança inferior (LCL) e superior (UCL) obtidos por análise de rarefação dos sítios amostrais de cada UA ao longo da Bacia do rio Doce.

UA	Sítio amostral	Valor observado	Valor estimado	LCL	UCL
UA1	TRAT1	5	10,143	5,829	36,907
	TRAT2	2	2	2	2,844
	C	2	2	2	3,569
UA2	TRAT1	5	6,833	5,164	25,448
	TRAT2	4	5,714	4,153	23,247
	C	2	2,5	2,037	8,808
UA4	TRAT1	9	37,8	13,35	199,677
	TRAT2	6	16,714	7,421	86,784
	C	5	10,143	5,829	36,907
UA5	TRAT1	11	34,593	14,455	172,113
	TRAT2	9	25,8	11,36	128,604
	C	10	19,722	11,862	60,761
UA6	TRAT1	15	39,225	18,549	180,36
	TRAT2	14	68,257	31,372	183,452
	C	10	12,242	10,265	28,975

Figura 7 – Curvas de rarefação de riqueza de répteis registradas nos sítios amostrais (TRAT1, TRAT2 e C) das Unidades Amostrais (UA1, UA2, UA4, UA5 e UA6) na Bacia do rio Doce.



Riqueza em função do hábito

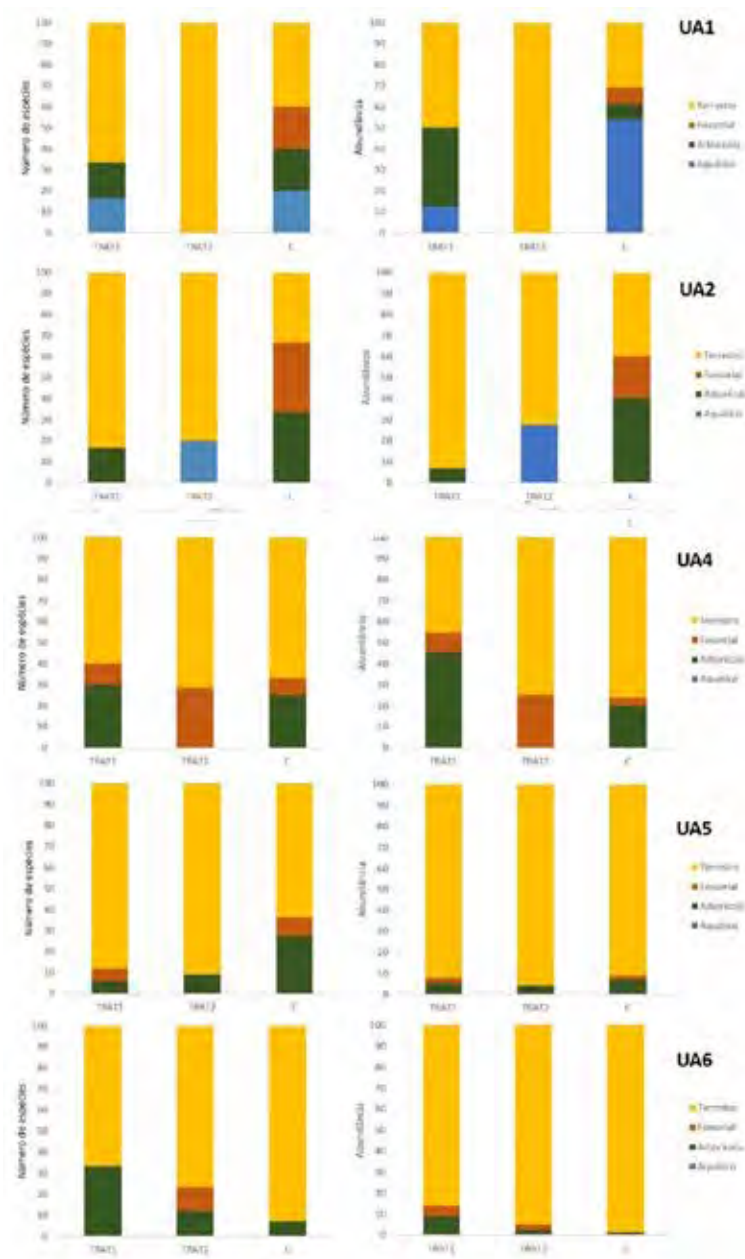
Neste estudo foram utilizados os dados das espécies de quelônios registradas por meio dos métodos sistematizados, ao longo das sete campanhas de amostragem. Neste caso, na UA1, foi registrada a espécie aquática *Hydromedusa maximiliani* nos sítios TRAT1 e Controle e, neste último sítio, em maior abundância. Nos sítios TRAT1 e TRAT2 manteve-se a maior proporção e abundância de espécies terrestres. Não foram registradas espécies fossoriais nesta UA (Figura 8).

Na UA2, manteve-se a maior proporção e abundância de espécies terrestres nos sítios de tratamento (TRAT1 e TRAT2). A espécie aquática *Hydromedusa maximiliani* foi registrada apenas no sítio TRAT2. Espécies fossoriais foram registradas apenas no sítio Controle (Figura 8).

Na UA4 a maior proporção de espécies terrestres permaneceu nos sítios de amostragem, contudo a abundância de espécies arborícolas foi maior em TRAT1 e Controle. No sítio TRAT2 não foram registradas espécies arborícolas, mas somente neste sítio foram registradas espécies fossoriais. No entanto, vale destacar que durante a sétima campanha, provavelmente em função das fortes chuvas, cinco exemplares de *Leposternon microcephalum* foram registrados nos sítios amostrais TRAT1-A e TRAT1-C constituídos naquele momento, visando a alteração do escopo amostral, mas não utilizados nas análises em função da padronização dos dados. Também, por meio do método de encontros ocasionais um espécime de cobra-coral (*Micrurus corallinus*) foi registrado no sítio TRAT1. Desta forma, a ausência de espécies fossoriais no sítio de TRAT1, utilizado nesta avaliação, provavelmente está relacionada a outras questões (ex. esforço amostral e/ou área amostral), mas não ao dano, já que foram registradas em outros ambientes equivalentes ao sítio TRAT1 (Figura 8).

Nas unidades amostrais do compartimento 3 (UA5 e UA6), a maior proporção e abundância de espécimes terrestres se manteve (Figura 8). Na UA6 espécies fossoriais só foram registradas nos sítios de tratamento.

Figura 8 – Correlação da riqueza e abundância com o hábito das espécies de répteis registradas nos sítios (TRAT1, TRAT2 e C) nas unidades amostrais (UA1 a UA6).



Riqueza em função do habitat

Na UA1 as proporções de distribuição das espécies por habitats nos diferentes sítios amostrais permaneceram as mesmas, com maior proporção de espécies generalistas em TRAT2 e maior proporção de espécies florestais nos sítios TRAT1 e Controle. O sítio TRAT1 apresentou maior abundância de espécies florestais do que nos demais sítios (Figura 9).

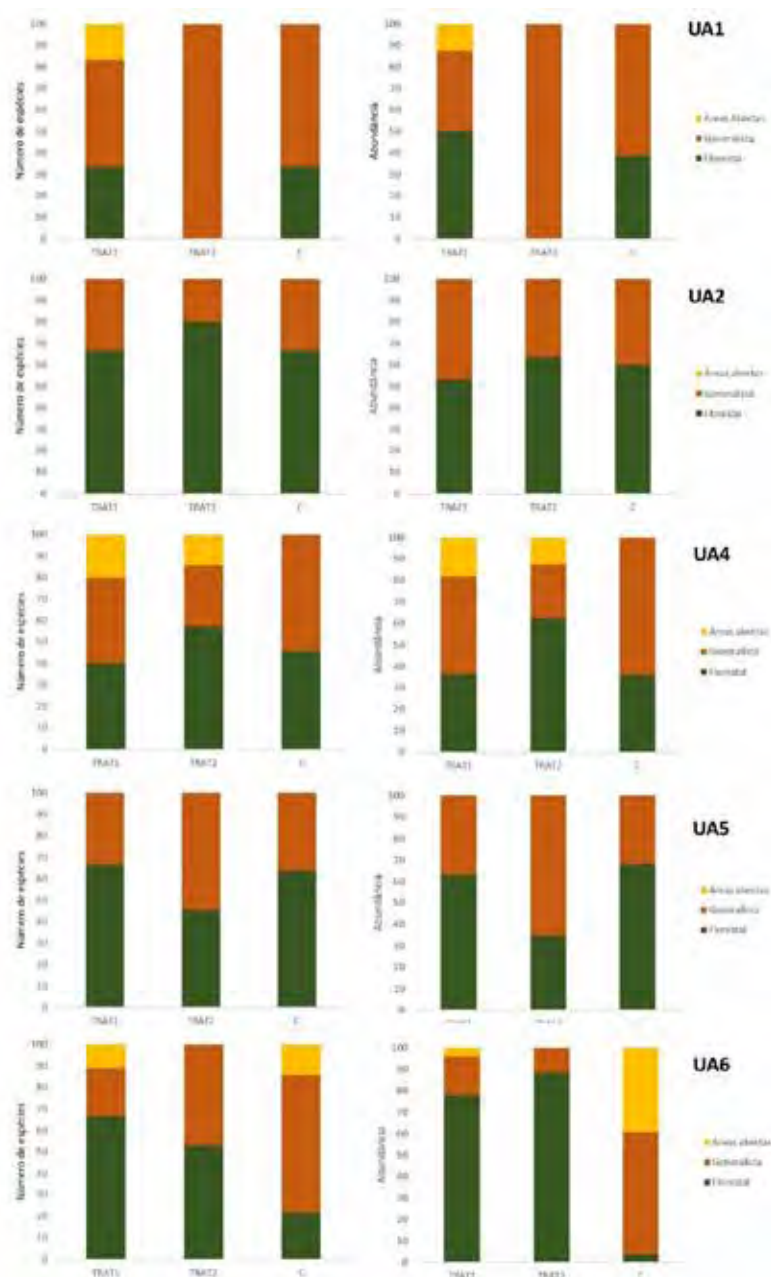
Na UA2 o sítio TRAT2 passou a apresentar maior proporção de espécies florestais do que nos sítios TRAT1 e Controle. Não foram registradas espécies típicas de áreas abertas nessa UA (Figura 9).

Na UA4 as proporções também mantiveram-se iguais, com maior proporção de espécies generalistas e florestais presentes no sítio Controle em relação aos demais sítios de tratamento, espécies de áreas abertas foram registradas somente nos sítios TRAT1 e TRAT2 e maior abundância de generalistas no sítio Controle (Figura 9).

Nas unidades amostrais do compartimento 3 os resultados também permaneceram os mesmos, sendo que na UA5 pode-se observar uma maior proporção de espécies florestais nas assembleias dos sítios TRAT1, Controle e TRAT2 e uma maior representação de espécies generalistas em TRAT2 (Figura 9). Espécies de áreas abertas não foram registradas

Na UA6 pode-se observar uma maior proporção de espécies florestais presentes nas assembleias de TRAT1, TRAT2 e Controle. O sítio Controle apresentou abundância maior de espécies generalistas e de área aberta (Figura 9).

Figura 9 – Correlação da riqueza e abundância com o habitat das espécies de répteis registradas nos sítios (TRAT1, TRAT2 e C) nas unidades amostrais (UA1 a UA6) constituídas ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce.

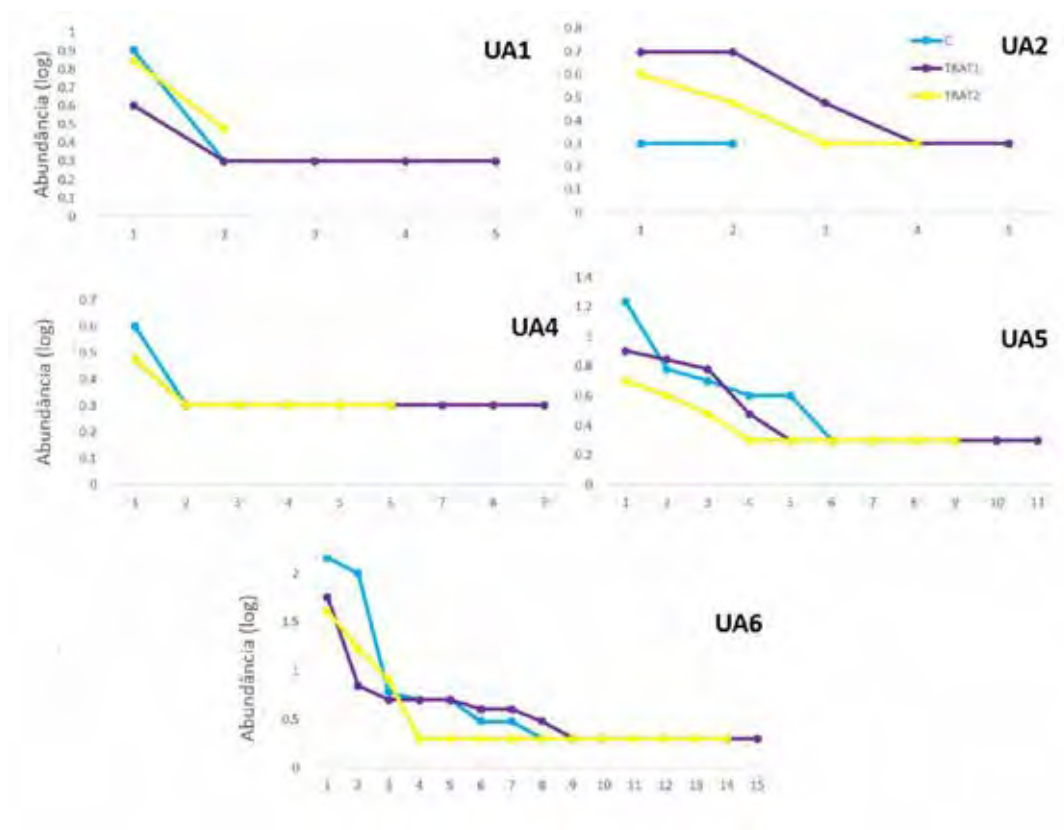


Dominância e equitatividade

Nas Unidades Amostrais do Compartimento 1 (UA1 e UA2) e na UA4 do compartimento 2, devido à baixa riqueza e abundância registrada pelos métodos sistematizados de amostragem, não foi possível interpretar as curvas de ranque-abundâncias nos sítios amostrais (Figura 10).

Na UA5 as curvas de ranque-abundância dos sítios TRAT1 e TRAT2 são muito parecidas, apresentando espécies dominantes e tendendo a ser pouco equitáveis. Em contrapartida, o sítio Controle produziu uma curva mais equitável (Figura 10). Na UA6 as curvas de ranque-abundância de todos os sítios são muito parecidas. Todas as curvas tendem a ter espécies dominantes, mas o sítio TRAT2 produziu curva mais equitável (Figura 10).

Figura 10 – Curvas de ranque-abundância (diagramas de Whittaker) dos répteis registrados em cada unidade amostral (UA1 a UA6) e seus respectivos sítios (TRAT1, TRAT2 e C) distribuídos ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce.

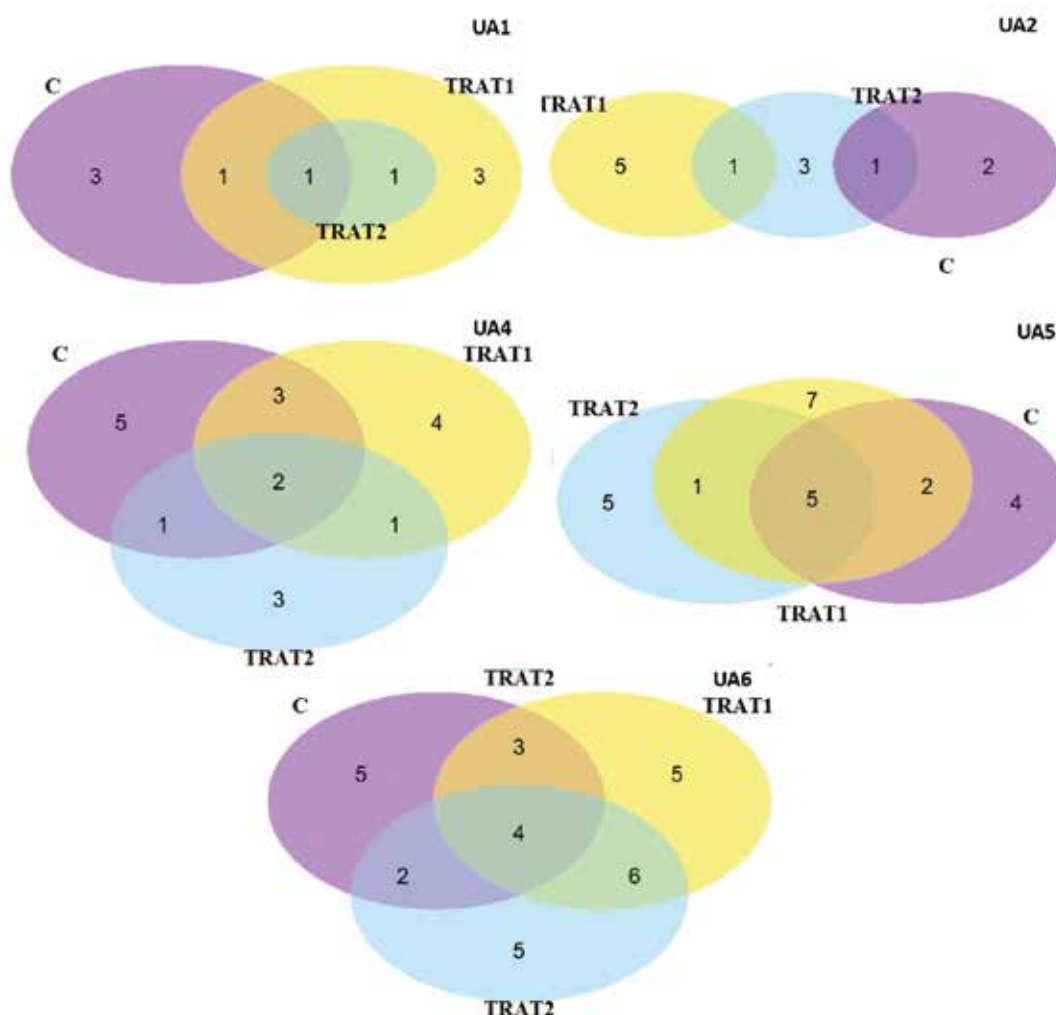


Diversidade Beta

Apesar de não ter sido possível a avaliação da diversidade beta em função dos dados não apresentarem variação suficiente, os diagramas de Venn revelam que a grande maioria dos sítios amostrais apresentam espécies exclusivas (Tabela 9). Contudo, em função das características deste grupo, pouco suscetível aos métodos de amostragem em avaliações de curto prazo, não é possível atribuir essa observação ao dano, já que as amostragens contemplaram pouco mais que um ciclo sazonal. As UAs do compartimento 3 (UA5 e UA6) foram as que apresentaram o melhor desempenho quanto ao registro de espécies pelos métodos sistematizados (Figura 11).

Tabela 9 – Síntese dos resultados observados nos diagramas de Venn.

Unidade amostral	Número de espécies	Espécies exclusivas por sítio			Número de espécies comuns entre os sítios
		TRAT1	TRAT2	Controle	
UA1	9	3	-	3	1
UA2	12	5	3	2	-
UA3	12	6	2	2	-
UA4	19	4	3	5	2
UA5	24	7	5	4	5
UA6	30	5	5	5	4

Figura 11 – Diagramas de Venn representando o número de espécies de répteis compartilhadas em cada unidade amostral (UA1 a UA6) e seus respectivos sítios (TRAT1, TRAT2 e C) distribuídos ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Doce.

Conclusões

A reavaliação dos dados, acumulados até a sétima campanha do estudo, mostrou padrões semelhantes aos observados durante a avaliação do primeiro ciclo sazonal de amostragens, sem nenhuma diferença significativa dos resultados obtidos naquele primeiro momento de avaliação.

As métricas de diversidade alfa continuam sugerindo sítios de TRAT1 em diferentes estágios sucessionais de colonização, principalmente, no Compartimento 1, tendo suas assembleias constituídas, principalmente, por espécies colonizadoras. As diferentes métricas utilizadas para a avaliação da diversidade beta apontam para uma composição de espécies extremamente heterogênea entre os sítios de todas as unidades amostrais, tanto para anfíbios quanto para répteis, o que pode ser observado principalmente nos diagramas de Venn. A supressão de hábitat com perda de elementos da fauna terrestre é inegável no Compartimento 1, uma vez que houve intenso e súbito soterramento de áreas naturais fora do leito original dos rios, fator determinante para animais de baixa mobilidade como anfíbios e répteis. As avaliações realizadas até o momento apontam para diferentes estágios sucessionais nestas áreas, possivelmente determinadas pela estrutura física do ambiente que, por sua vez, condiciona a capacidade de regeneração florestal (mesmo quando realizada artificialmente), onde áreas mais íngremes e sujeitas a maior ação dos produtos pluviométricos durante a estação chuvosa apresentam diversidade menor quando comparadas à áreas mais planas, estáveis e em um estágio mais avançado de recuperação florestal. Processos de recolonização também foram sugeridos para a UA3 e Unidades Amostrais do Compartimento 3.

A percepção de que as áreas diretamente afetadas pelo desastre estão sendo recolonizadas é importante, no entanto mudanças na composição de espécies, geralmente, não resultam em substituições equivalentes o que pode levar ao desenvolvimento de ecossistemas diferentes, necessariamente não provendo os mesmos serviços ecossistêmicos fornecidos pelo ecossistema original (DORNELAS et al., 2014), o que é perceptível quando comparada a composição e as espécies indicadoras nos sítios TRAT1 com a linha base, principalmente, no Compartimento 1.

Neste sentido é necessário ajustar o foco do estudo para uma análise mais adequada, em uma segunda rodada de amostragem, dando sequência às alterações no escopo amostral implementadas durante a sétima campanha, representadas por um maior número de réplicas (sítios) nas unidades e pela realocação do sítio Controle da UA6. Estas ações são prioritárias para o melhor acompanhamento e avaliação quantitativa dos danos identificados ao longo do diagnóstico, principalmente se aplicadas no Compartimento 1.

AVIFAUNA

INTRODUÇÃO

O presente¹ documento refere-se à atualização dos resultados obtidos durante as três campanhas do segundo ano de coleta de dados em comparação com aqueles citados para o primeiro ciclo anual completo. Algumas modificações metodológicas foram necessárias, tais como a eliminação de uma das unidades amostrais (UA3), o que impede comparações precisas como aquelas realizadas para UAs onde foi mantido o mesmo desenho amostral desde o início do estudo. Dessa forma, os resultados mais detalhadamente comentados se referem ao Compartimento 1, o qual abrange as UAs onde foram mantidos os mesmos métodos e locais de coleta de dados desde a primeira campanha, além de terem sido as áreas mais afetadas pelo desastre dentre as UAs selecionadas para a aplicação do esforço amostral de campo.

São apresentados no Apêndice E a lista das espécies de aves detectadas durante a execução do presente estudo (até a sétima campanha) (Apêndice E – Tabela 1) bem como das espécies consideradas mais suscetíveis aos possíveis danos causados pelo desastre (Apêndice E – Tabela 2).

METODOLOGIA

Alteração de sítios amostrais

Devido à impossibilidade de acesso, não foi possível manter a coleta de dados no Parque Estadual do Rio Doce, o qual se refere à UA3. Desta forma, a partir da sexta campanha esta UA não foi mais amostrada. As demais UAs foram mantidas e contempladas até a sétima etapa do diagnóstico.

Protocolos de amostragem

O mesmo protocolo de amostragem apresentado no relatório suplementar referente ao primeiro ano do estudo foi aplicado nas campanhas subsequentes (quinta, sexta e sétima etapas). Detalhes sobre os métodos aplicados podem ser consultados em Brasil (MPF)/LACTEC (2020d).

Métodos analíticos

Riqueza de espécies

Os métodos analíticos foram mantidos como apresentado em Brasil (MPF)/LACTEC (2020d) para que comparações fossem realizadas ao longo do estudo. Devido ao término do diagnóstico durante o segundo ano, estas comparações foram restringidas a apenas sete campanhas e a àquelas UAs nas quais não houve alterações metodológicas (excluindo-se, assim, dados da UA3). Os parâmetros de comparação permaneceram os mesmos: riqueza de espécies; grau de sensibilidade a alterações ambientais; categorização quanto à dieta e formas de forrageamento (em guildas alimentares); análise de rarefação; índices de dominância, diversidade (alfa e beta) e equitatividade; composição de espécies; taxa de captura; e Índice Pontual de Abundância (IPA). Abordagens adicionais referentes ao aumento do estresse nas aves silvestres, a alterações na condição corporal das aves e à perda de espécies foram planejadas para execução com o acúmulo de dados de longo prazo (quatro anos de coleta de dados),

mas devido à interrupção do estudo estas análises não puderam ser feitas tendo em vista o n amostral significativamente inferior ao originalmente planejado para tais inferências, o que inviabiliza quaisquer interpretações robustas sobre seus resultados.

Resultados

Gerais

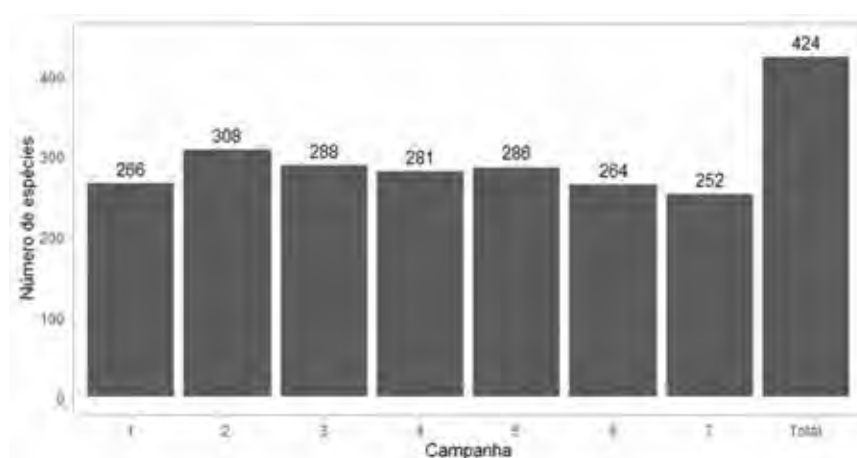
De maneira geral, os resultados referentes às quatro primeiras campanhas executadas são similares aos aqui apresentados, onde ocorreu o incremento de dados de outras três campanhas. As inferências anteriormente expostas sobre os danos causados sobre as comunidades de aves existentes ao longo do rio Doce foram preliminares, porém a execução de apenas outras três etapas apenas reforça de maneira mais precisa, por meio de uma maior robustez de informações coletadas, os resultados apresentados (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d). A maior distinção entre os resultados atuais com aqueles obtidos no diagnóstico anterior é a precisão dos valores analíticos. Deve-se mencionar que todas as análises selecionadas para a mensuração dos danos foram estipuladas considerando esforço de amostragem mais extenso, e caso o estudo atendesse a essa previsão, a precisão das análises seria ainda maior.

Após a execução de sete campanhas sazonalmente distribuídas em dois ciclos anuais foram acumulados 15.420 registros contabilizados nos sítios amostrais quando somados os resultados de todos os métodos aplicados, referentes à avifauna do rio Doce. Destes, 2.271 foram obtidos na primeira campanha, 2.419 na segunda, 2.025 na terceira, 2.172 na execução da quarta etapa, 2.287 na quinta, 2.292 na sexta e 1.951 na sétima fase. Foram obtidas 646 capturas de aves em redes de neblina. A riqueza total obtida foi de 424 espécies de aves distribuídas em 65 famílias (incluindo quatro táxons que foram identificados apenas até o nível de gênero em alguma circunstância (*Chordeiles* sp., *Myiarchus* sp., *Elaenia* sp. e *Sporophila* sp.)). Dados comparativos com o primeiro ano são apresentados na Tabela 1. Na primeira campanha foram registradas 266 espécies de aves, na segunda 308, na terceira 288, 281 na quarta, 286 na quinta, 264 na sexta e 252 na sétima (Figura 1). A partir da segunda campanha, até a sétima, nota-se um gradativo decréscimo no número de espécies detectadas pelos métodos aplicados. Este resultado pode estar associado a efeitos negativos do acúmulo de rejeitos nos ambientes inventariados, os quais mais claramente se manifestam em longo prazo.

Tabela 1 – Dados comparativos relacionados ao número de registros contabilizados, número total de capturas, à riqueza total e riqueza parcial obtida por cada método de amostragem.

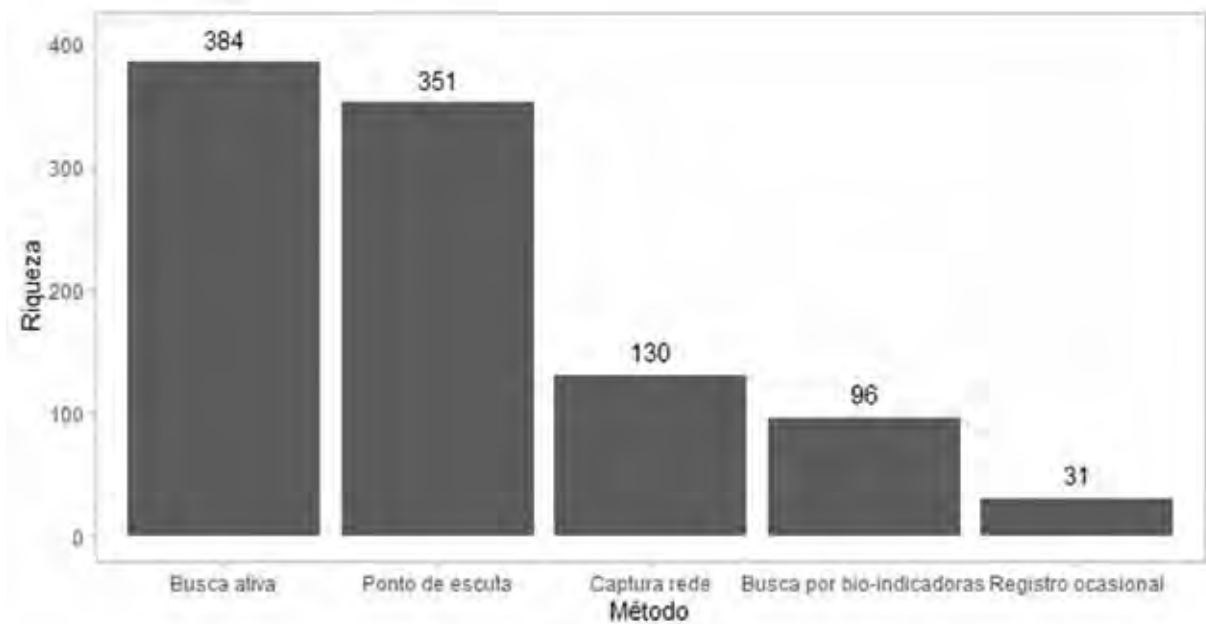
Métrica	Ano 1 (campanhas 1 a 4)	Total (1 a 7)
Registros contabilizados	8.888	15.420
Capturas de aves	409	646
Riqueza total observada	395	424
Espécies detectadas por busca ativa	357	384
Espécies detectadas nas contagens por pontos	331	351
Espécies capturadas em redes de neblina	112	130
Registros ocasionais	28	31

Figura 1 – Número de espécies de aves registradas por campanha e no total.



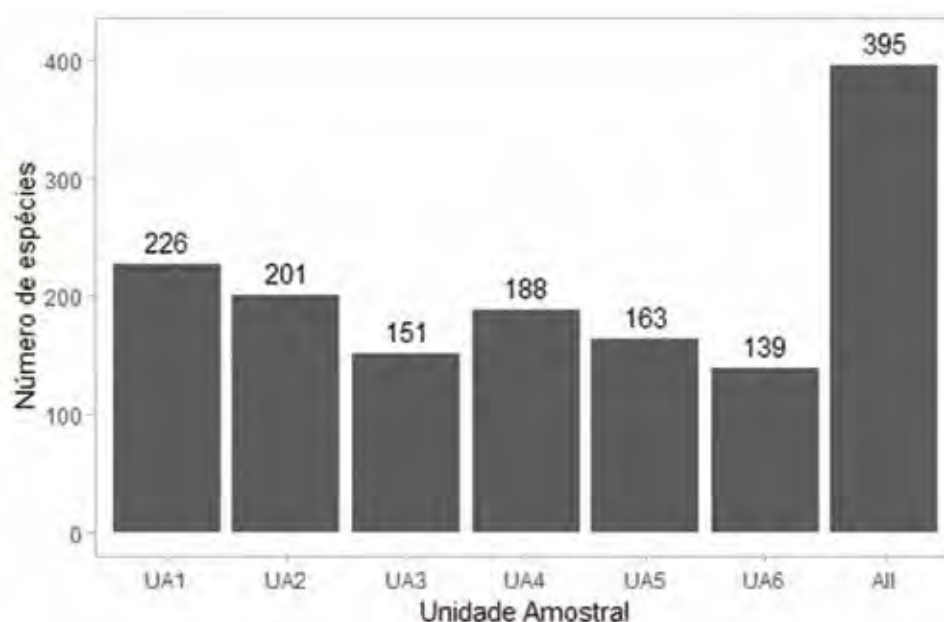
Do total de 424 espécies contabilizadas durante a execução do estudo, 384 foram registradas nas buscas ativas, 351 nas contagens por pontos, 130 nas capturas com redes, 96 nas buscas por aves bioindicadoras e 31 são registros ocasionais (Figura 2). Este resultado ilustra a eficiência dos métodos de busca ativa e contagens em pontos de escuta durante o processo de coleta de dados. Deve-se mencionar a complementaridade dos métodos utilizados, pois cada técnica utilizada amostra com maior eficiência certos grupos de aves, sendo fundamental o emprego de diversas técnicas simultaneamente para que se amostrasse o maior percentual da comunidade de aves possível.

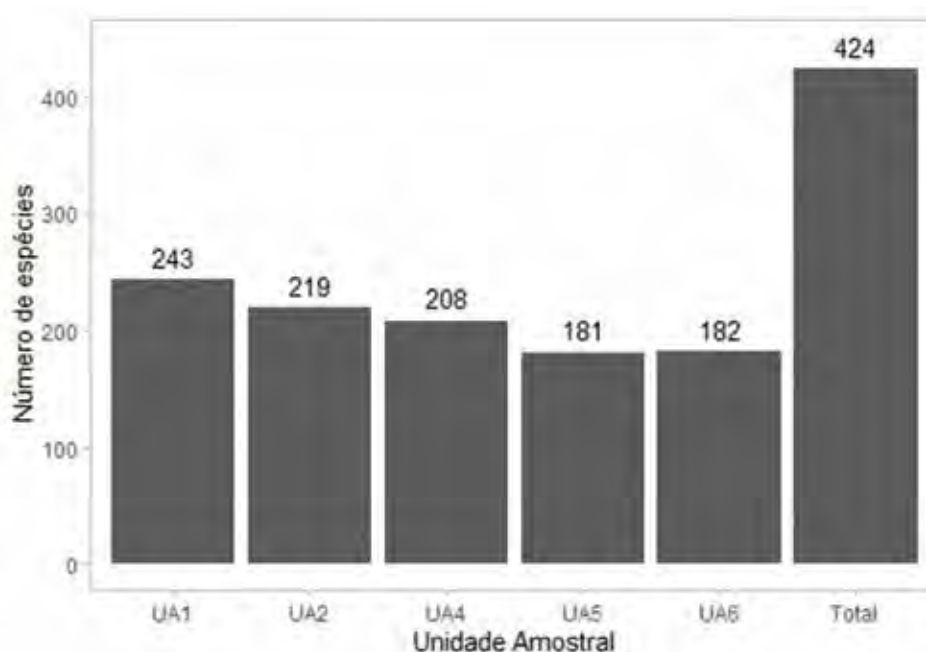
Figura 2 – Número de espécies de aves registradas, por método, ao longo das sete campanhas deste estudo.



O número de espécies registradas em cada Unidade Amostral ao longo do estudo variou de 181 (UA6) a 243 (UA1, ver Figura 3). As unidades amostrais UA1 e UA2 foram aquelas que apresentaram a maior riqueza acumulada dentre todas as áreas contempladas no estudo. Isso indica que as áreas mais ricas em espécies de aves são aquelas mais diretamente afetadas pelo desastre. O elevado número de espécies registrado agrupando-se todas as unidades amostrais ($n=424$) demonstra um elevado grau de complementaridade também entre unidades amostrais em termos de composição de espécies, tal como observado na Figura 3.

Figura 3 – Comparação entre o número de espécies de aves registradas por unidade amostral nas quatro primeiras campanhas (acima) e no total ao longo das sete campanhas deste estudo (abaixo). A UA3 deixou de ser amostrada no segundo ano do estudo, não sendo contemplada na presente análise.





Espécies ameaçadas de extinção

Durante a execução das sete campanhas foram registradas 55 espécies citadas em alguma categoria de ameaça das listas vermelhas consultadas (MINAS GERAIS, 2010; PASSAMANI; MENDES, 2007; ICMBIO, 2018; IUCN, 2021), de um total de 96 que contam com registros para toda a região a qual o rio Doce abrange, conforme dados do relatório de linha-base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019c). Desta forma, pode-se dizer que mais da metade (57%) das espécies consideradas ameaçadas já foram detectadas pelos métodos aplicados em pouco menos de dois anos de amostragem. Segundo ICMBio (2018), dos 234 táxons oficialmente considerados ameaçados de extinção, 160 são endêmicos do Brasil e o bioma com maior número de táxons ameaçados é a Mata Atlântica ($n = 120$). Durante a execução das quatro primeiras campanhas tinham sido detectadas 49 espécies, ocorrendo a inclusão de seis espécies ameaçadas no banco de dados com a execução de outras três etapas de campo.

A Tabela 2 apresenta as Unidades Amostrais onde foram registradas todas as espécies ameaçadas detectadas durante a execução do estudo, bem como as registradas na bacia do rio Doce por revisão bibliográfica, além do *status* estadual, nacional e mundial de cada uma.

Tabela 2 – Lista das aves consideradas ameaçadas das quais há registros confirmados para a bacia do rio Doce. Legenda: (CR ou CP) criticamente em perigo; (EN ou EP) em perigo; (VU) vulnerável; (NT) quase ameaçada; (DD) dados insuficientes. Na última coluna consta a indicação de qual unidade amostral a espécie foi efetivamente registrada durante a execução do presente estudo ao longo de sete campanhas. *Status* de ameaça conforme as listas de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2010), Espírito Santo (PASSAMANI; MENDES, 2007), Brasil (ICMBIO, 2018) e do mundo (IUCN, 2021).

Espécie	Nome vernáculo	MG	ES	BRA	MUN	Unidade amostral
<i>Tinamus solitarius</i>	macuco	EN	CP			3,4
<i>Crypturellus noctivagus</i>	jaó-do-sul	EN	CP			3
<i>Crypturellus variegatus</i>	inambu-anhangá	EN	EP			5
<i>Penelope supercilialis</i>	jacupemba			CR		1

Espécie	Nome vernáculo	MG	ES	BRA	MUN	Unidade amostral
<i>Penelope obscura</i>	jacaguaçu		VU			1,2,3,4,5,6
<i>Aburria jacutinga</i>	jacutinga	CR		EN	EN	4
<i>Crax blumenbachii</i>	mutum-de-bico-vermelho	CR	CP	CR	EN	4
<i>Odontophorus capueira</i>	uru	EN	EP			1,3
<i>Spheniscus magellanicus</i>	pinguim				NT	
<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	albatroz-de-nariz-amarelo			EN	EN	
<i>Pterodroma incerta</i>	grazina-de-barriga-branca			EN	EN	
<i>Procellaria aequinoctialis</i>	pardela-preta				VU	
<i>Puffinus lherminieri</i>	pardela-de-asa-larga		CP	CR		
<i>Phaethon aethereus</i>	rabo-de-palha			EN		
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	coró-coró		RE			
<i>Platalea ajaja</i>	colhereiro	VU				5
<i>Sarcoramphus papa</i>	urubu-rei		VU			1,2,4
<i>Harpagus bidentatus</i>	gavião-ripina		DD			4,5
<i>Harpagus diodon</i>	gavião-bombachinha		DD			1,5
<i>Circus buffoni</i>	gavião-do-banhado		VU			6
<i>Accipiter poliogaster</i>	tauató-pintado	CR			NT	
<i>Amadonastur lacernulatus</i>	gavião-pombo-pequeno	CR			VU	3,4,6
<i>Urubitinga coronata</i>	águia-cinzenta	EN		EN	EN	
<i>Pseudastur polionotus</i>	gavião-pombo	CR	VU		NT	
<i>Harpia harpyja</i>	gavião-real	CR	CP	VU	NT	
<i>Spizaetus tyrannus</i>	gavião-pega-macaco	EN	VU			1,2,4,6
<i>Spizaetus melanoleucus</i>	gavião-pato	EN	VU			4,5
<i>Spizaetus ornatus</i>	gavião-de-penacho	EN	CP			1,4
<i>Amaurolimnas concolor</i>	saracura-lisa		DD			1
<i>Calidris pusilla</i>	maçarico-rasteirinho			EN	NT	
<i>Sterna hirundinacea</i>	trinta-réis-de-bico-vermelho			VU		
<i>Thalasseus maximus</i>	trinta-réis-real			EN		5
<i>Geotrygon violacea</i>	juriti-vermelha	VU	CP			
<i>Neomorphus geoffroyi</i>	jacu-estalo	CR	CP	CR	VU	
<i>Strix hylophila</i>	coruja-listrada				NT	2
<i>Glaucidium minutissimum</i>	caburé-miudinho	VU	EP			3
<i>Nyctibius grandis</i>	urutau-grande		VU			3,4,5
<i>Nyctibius aethereus</i>	urutau-pardo		VU	EN		3
<i>Hydropsalis hirundinaceus</i>	bacurauzinho-da-caatinga		CP			
<i>Ramphodon naevius</i>	beija-flor-rajado		EP		NT	
<i>Glaucis dohrnii</i>	balança-rabo-canela	CR	CP	EN	EN	
<i>Phaethornis margarettae</i>	rabo-branco-de-margarette		CP	EN		
<i>Discosura langsdorffi</i>	rabo-de-espinho	CR	CP	EN		
<i>Augastes scutatus</i>	beija-flor-de-gravata-verde				NT	
<i>Jacamaralcyon tridactyla</i>	cuitelão		VU		VU	3
<i>Chelidoptera tenebrosa</i>	urubuzinho		VU			

Espécie	Nome vernáculo	MG	ES	BRA	MUN	Unidade amostral
<i>Ramphastos vitellinus</i>	tucano-de-bico-preto				VU	1,3,4,5,6
<i>Pteroglossus bailloni</i>	araçari-banana	VU			NT	
<i>Melanerpes flavifrons</i>	benedito-de-testa-amarela	VU	VU			3,5
<i>Veniliornis affinis</i>	picapauzinho-avermelhado	CR				
<i>Piculus polyzonus</i>	pica-pau-dourado-grande		DD			3
<i>Primolius maracana</i>	maracanã				NT	1,2,3,4,5,6
<i>Aratinga auricapillus</i>	jandaia-de-testa-vermelha		VU			3,6
<i>Pyrrhura cruentata</i>	tiriba-grande	CR	EP	VU	VU	3,4,5
<i>Pyrrhura leucotis</i>	tiriba-de-orelha-branca	CR	EP	VU	VU	3,5
<i>Touit surdus</i>	apuim-de-cauda-amarela	CR	EP		VU	6
<i>Pionus reichenowi</i>	maitaca-de-barriga-azul		VU	VU		2,4,5,6
<i>Amazona vinacea</i>	papagaio-de-peito-roxo	VU	CP	VU	EN	4
<i>Amazona farinosa</i>	papagaio-moleiro	CR	CP			3,4,5
<i>Amazona rhodocorytha</i>	chauá	EN	CP		VU	4,5,6
<i>Myrmotherula unicolor</i>	choquinha-cinzenta				NT	
<i>Drymophila ochropyga</i>	choquinha-de-dorso-vermelho				NT	1,2
<i>Dysithamnus plumbeus</i>	choquinha-chumbo	VU			VU	3
<i>Pyriglena leucoptera</i>	papa-taoca-do-sul		DD			1,2,3,5
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	macuquinho				NT	1,2
<i>Scytalopus iraiensis</i>	macuquinho-da-várzea			EN	EN	1
<i>Psilorhamphus guttatus</i>	tapaculo-pintado				NT	1,2
<i>Neopelma aurifrons</i>	fruxu-baiano		VU		VU	
<i>Machaeropterus regulus</i>	tangará-rajado		VU			
<i>Schiffornis turdina</i>	flautim-marrom	VU	VU			3
<i>Laniisoma elegans</i>	chibante	VU	VU		NT	
<i>Iodopleura pipra</i>	anambezinho	CR			EN	3
<i>Carpornis cucullata</i>	corocoxó	EN			NT	
<i>Carpornis melanocephala</i>	sabiá-pimenta			VU	VU	
<i>Phibalura flavirostris</i>	tesourinha-da-mata	VU	VU		NT	
<i>Pyroderus scutatus</i>	pavó		DD			2,3,4
<i>Lipaugus lanioides</i>	tropeiro-da-serra				NT	2
<i>Procnias nudicollis</i>	araponga	EN			VU	6
<i>Cotinga maculata</i>	crejoá	CR	CP	CR	EN	
<i>Corythopsis delalandi</i>	estalador		EP			1,2,3
<i>Rhynchocyclus olivaceus</i>	bico-chato-grande	EN	VU			
<i>Ornithion inerme</i>	poiaheiro-de-sobrancelha		DD			5
<i>Attila spadiceus</i>	capitão-de-saíra-amarelo		VU			5
<i>Rhytipterna simplex</i>	vissia	VU				3,4,5
<i>Mimus gilvus</i>	sabiá-da-praia		EP			6
<i>Myiothlypis rivularis</i>	pula-pula-ribeirinho		CP			
<i>Anumara forbesi</i>	anumará	CR		VU	EN	
<i>Molothrus oryzivorus</i>	iraúna-grande		DD			1,2

Espécie	Nome vernáculo	MG	ES	BRA	MUN	Unidade amostral
<i>Tangara velia</i>	saíra-diamante			VU		
<i>Tangara peruviana</i>	saíra-sapucaia			VU	VU	
<i>Sporophila frontalis</i>	pioxó	EN	CP	VU	VU	1,2
<i>Sporophila falcirostris</i>	cigarra	EN	CP	VU	VU	2
<i>Sporophila angolensis</i>	curió	CR	CP			1,2
<i>Caryothraustes canadensis</i>	furriel			EN		
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	azulão		CP			

Endemismos

Assim como apresentado em Brasil (MPF)/LACTEC (2020d), dentre as aves endêmicas do bioma Mata Atlântica que foram registradas ao longo do estudo, merecem destaque o macuco (*Tinamus solitarius*), o jaó-do-sul (*Crypturellus noctivagus*), a jacutinga, (*Aburria jacutinga*), o aracuã-de-barri-ga-branca (*Ortalis araucuan*), o mutum-de-bico-vermelho (*Crax blumenbachii*), o caburé-miudinho (*Glaucidium minutissimum*), o rabo-branco-mirim (*Phaethornis idaliae*), o barbudo-rajado (*Malacoptila striata*), o pica-pau-rei (*Campephilus robustus*), a jandaia-de-testa-vermelha (*Aratinga auricapillus*), a tiriba-grande (*Pyrrhura cruentata*), a tiriba-de-orelha-branca (*Pyrrhura leucotis*), a maitaca-de-bar-riga-azul (*Pionus reichenowi*), o papagaio-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*), o chauá (*A. rhodocory-tha*), o formigueiro-da-serra (*Formicivora serrana*), a choquinha-chumbo (*Dysithamnus plumbeus*), a choca-de-sooretama (*Thamnophilus ambiguus*), o formigueiro-assobiador (*Myrmoderus loricatus*), a choquinha-de-dorso-vermelho (*Drymophila ochropyga*), o macuquinho (*Eleoscytalopus indigoticus*), o macuquinho-da-várzea (*Scytalopus iraiensis*), o tapaculo-pintado (*Psilorhamphus guttatus*), o tre-pador-coleira (*Anabazenops fuscus*), o fruxu (*Neopelma chrysolophum*), o tangarazinho (*Illicura milita-ris*), o anambezinho (*Iodopleura pipra*), o tropeiro-da-serra (*Lipaugus lanioides*), o tachuri-campainha (*Hemitriccus nidipendulus*), o tico-tico-do-mato (*Arremon semitorquatus*), a cambada-de-chaves (*Tangara brasiliensis*) e a saíra-ferrugem (*Hemithraupis ruficapilla*).

O capacetinho-do-oco-do-pau (*Microspingus cinereus*) expande sua distribuição até o Cerrado do Brasil Central, no entanto está restrito a poucos estados brasileiros e ocorre exclusivamente no país. O corrupeiro (*Icterus jamacaii*) e o cardeal-do-nordeste (*Paroaria dominicana*) são aves típicas da Caatinga, sendo consideradas endêmicas deste bioma que existe somente em território brasileiro.

Aves migratórias

Algumas aves migratórias foram registradas durante a execução do estudo, tais como o fal-cão-peregrino (*Falco peregrinus*), a águia-pescadora (*Pandion haliaetus*), o sabiá-norte-americano (*Catharus fuscescens*) e o maçarico-soitário (*Tringa solitaria*). Estas espécies se deslocam anualmente de suas áreas de reprodução no Hemisfério norte até o Hemisfério sul para aproveitar a maior oferta de alimento durante a primavera e verão na área de estudo (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d).

Predadores noturnos

Somando-se os dados acumulados das sete campanhas, foram registradas durante a execução do estudo 10 espécies de corujas (famílias Tytonidae e Strigidae), três espécies de urutaus (família Nyctibiidae) e seis espécies de bacuraus (família Caprimulgidae), das quais uma só pode ser identificada até gênero (*Chordeiles* sp.). Destaque para os registros do caburé-acanelado (*Aegolius harrisi*) no sítio Controle da UA1 e do uratau-pardo (*Nyctibius aethereus*) para o sítio Controle da UA3, ambos obtidos somente na primeira campanha. A tabela abaixo (Tabela 3) apresenta os registros destas espécies e os locais onde foram detectadas. A permanência a longo prazo destas aves noturnas nas áreas que foram amostradas poderá revelar dados importantes sobre o nível de contaminação de espécies-presa.

Tabela 3 – Registros acumulados nas sete campanhas executadas, referentes a predadores noturnos detectados nos sítios amostrados, nas seis Unidades Amostrais inventariadas.

Táxon	Fase	UA	UA1		UA2		UA3		UA4		UA5		UA6	
			TRAT1	TRAT2	C	TRAT1	TRAT2	C	TRAT1	TRAT2	C	TRAT1	TRAT2	C
Familia Tytonidae														
Tyto furcata	1,2	1,6			X								X	X
Familia Strigidae														
Megascops choliba	1,2,3,4	1,3,4,5,6	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
Pulsatrix perspicillata														
Pulsatrix koenigswaldiana	1,2,3,4	1,3,4,5	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
Bubo virginianus														
Strix hylophila	1,2	2			X									
Strix virgata	1,2,3	2,3			X		X	X						
Glaucidium minutissimum	1,2,4	3					X	X	X					
Glaucidium brasilianum	1,2,3,4	1,2,3,4,5,6	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Athene cunicularia	1,2	4,5,6							X	X		X	X	X
Aegolius harrisi	1	1			X									
Asio clamator														
Asio stygius	1	1			X									
Familia Nyctibiidae														
Nyctibius grandis	1,2,4	3,4,5					X	X	X	X	X	X	X	X
Nyctibius aethereus	1	3						X						
Nyctibius griseus	1,2,3,4	1,2,3,4,5,6	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Familia Caprimulgidae														
Nyctiphrynus ocellatus	1,2,3,4	1,2,3	X		X		X	X						
Antrostomus rufus														
Lurocalis semitorquatus	2,3	1,2,4			X	X	X			X				
Nyctidromus albigollis	1,2,3,4	1,2,3,4,5,6	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Táxon	Fase	UA	UA1			UA2			UA3			UA4			UA5			UA6		
			TRAT1	TRAT2	C	TRAT1	TRAT2	C	TRAT1	TRAT2	C	TRAT1	TRAT2	C	TRAT1	TRAT2	C	TRAT1	TRAT2	C
<i>Hydropsalis parvula</i>	2	1,4			X							X	X	X						
<i>Hydropsalis hirundinaceus</i>																				
<i>Hydropsalis longirostris</i>																				
<i>Hydropsalis torquata</i>	1,2,3,4	1,6	X	X	X					X					X			X		X
<i>Nannochordeiles pusillus</i>																				
<i>Chordeiles acutipennis</i>																				
<i>Chordeiles sp.</i>	3	1	X																	

Específicos

Riqueza de espécies

Os resultados de riqueza dos sítios TRAT1 foram mais elevados nas Unidades Amostrais UA1 e UA2, enquanto que os sítios TRAT2 tiveram riqueza mais elevada nas UA5 e UA6, e os sítios Controle foram as parcelas mais especiosas nas unidades UA3 e UA4 (Tabela 4). A maior riqueza de espécies observada, em especial nas UAs do compartimento 1 (UA1 e UA2), está associada à maior diversidade de habitats existente no sítio mais próximo ao leito dos rios Gualaxo do Norte e Doce, pois estes locais apresentam espécies ribeirinhas ou mesmo aquáticas. No caso das UAs 1 e 2, ainda houve o agravante da supressão de vegetação florestal, havendo atualmente no local um ambiente degradado que está sendo colonizado por espécies generalistas as quais não ocorriam nestes locais devido à cobertura vegetal anterior ao desastre ser incondizente com o tipo de habitat os quais utilizam. Porém, mesmo havendo maior número de espécies em alguns dos sítios TRAT1, estes dados não podem ser considerados isoladamente sem que haja uma análise mais completa da composição da avifauna, pois conclusões a respeito das modificações ocorridas a partir do desastre não podem ser obtidas apenas com a verificação de quais espécies estão envolvidas e do nicho ecológico de cada uma.

Na UA1, o sítio amostral adjacente ao rio Gualaxo do Norte (TRAT1) teve a maior riqueza observada de espécies de aves (147 spp.), seguido pelo sítio TRAT2 (130) e pelo sítio Controle (119, Figura 4 e Tabela 4). Quando se considera a riqueza estimada por meio de técnicas de extrapolação (riqueza assintótica), o sítio TRAT1 segue sendo o mais rico (192 spp. estimadas), seguido pelo Controle (160 spp.) e pelo TRAT2 (140, Figura 5). Não obstante, a sobreposição existente entre os intervalos de confiança de 95% das riquezas estimadas dos sítios amostrais da UA1, especialmente entre TRAT2 e Controle e entre TRAT1 e controle, indicam que estas diferenças de riqueza não são estatisticamente significativas; apenas a diferença observada entre as riquezas estimadas do TRAT1 e TRAT2 são significativas (Figura 5). Quando se considera apenas as espécies florestais registradas na unidade amostral UA1, os sítios com mais espécies observadas foram TRAT1 e TRAT2 (ambos com 104 spp.), seguidos pelo Controle (101 spp., Figura 4 e Tabela 5). As riquezas de aves florestais estimadas por extrapolação foram mais discrepantes entre sítios do que as riquezas observadas (TRAT1 – 138 espécies, TRAT2 - 114 e Controle – 126, Figura 6 e Tabela 5), havendo grande sobreposição entre os intervalos de confiança destas riquezas estimadas, o que indica ausência de diferença estatística, ou uma diferença de pequena magnitude, na riqueza estimada de aves florestais entre sítios na unidade amostral UA1.

Figura 4 – Curvas de interpolação e extrapolação de riqueza de espécies, diversidade de Shannon e de Simpson (inverso de Simpson) obtidas em cada sítio amostral da UA1 ao longo de sete campanhas. C = sítio controle. No painel superior são consideradas todas as espécies de aves e no painel inferior apenas as espécies de aves florestais (segundo adaptação de proposta de PARKER et al., 1996).

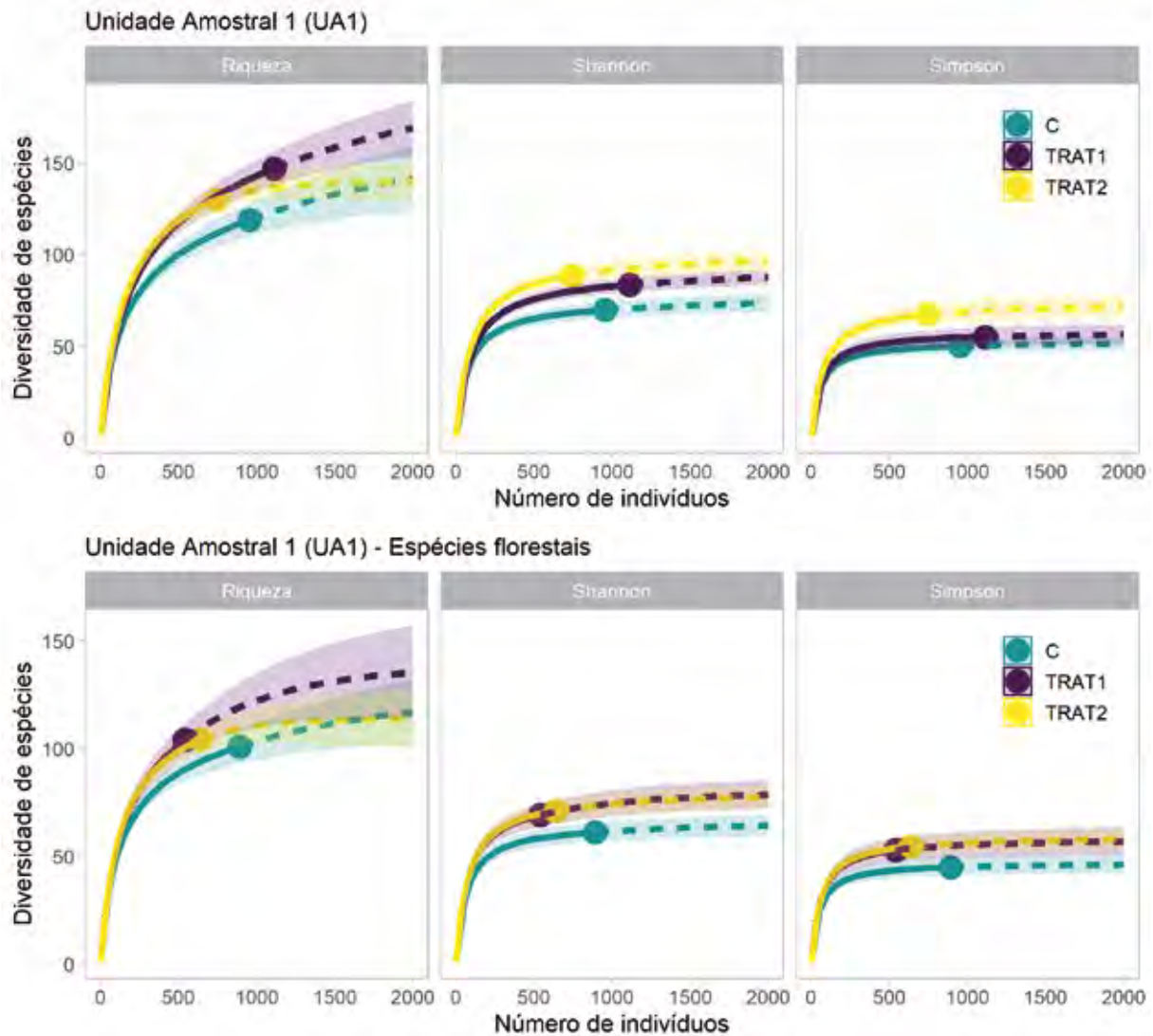


Figura 5 – Estimativas assintóticas de riqueza de espécies, de diversidade de Shannon e inverso de Simpson obtidas por extrapolação (CHAO et al., 2014) em cada sítio amostral de cada unidade amostral ao longo de sete campanhas. As barras verticais representam intervalos de confiança de 95% obtidos através de *bootstrap*.

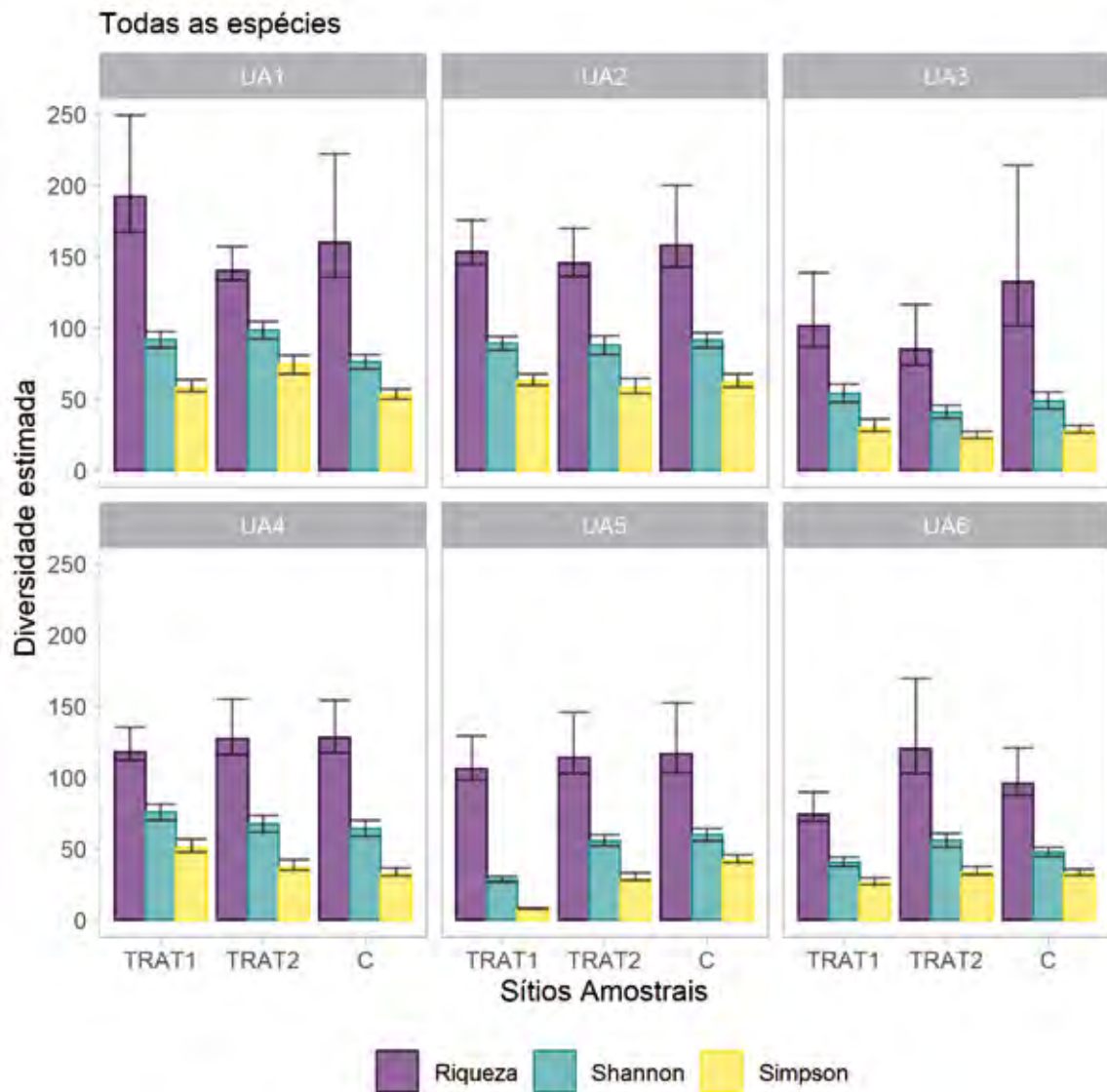
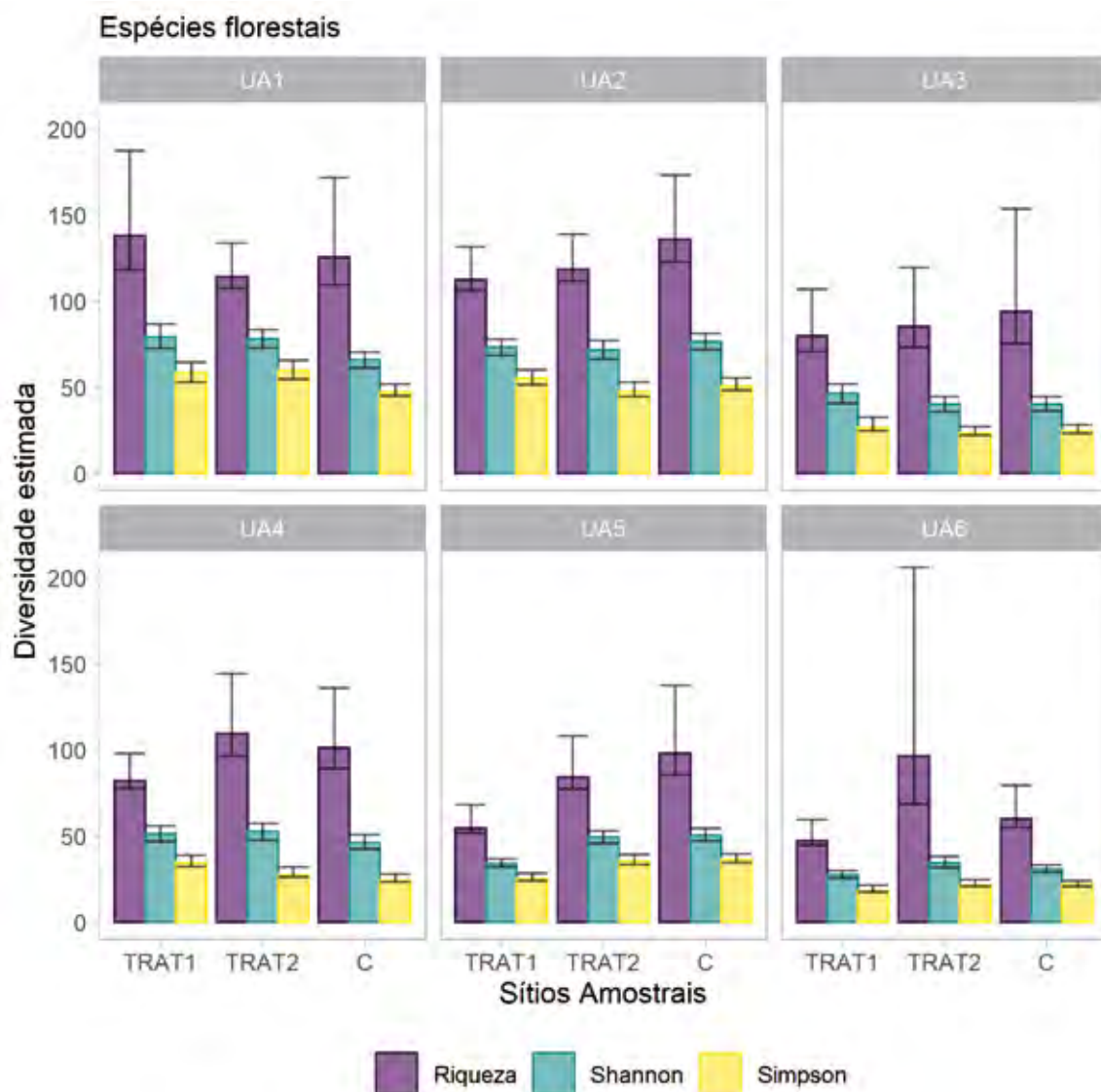


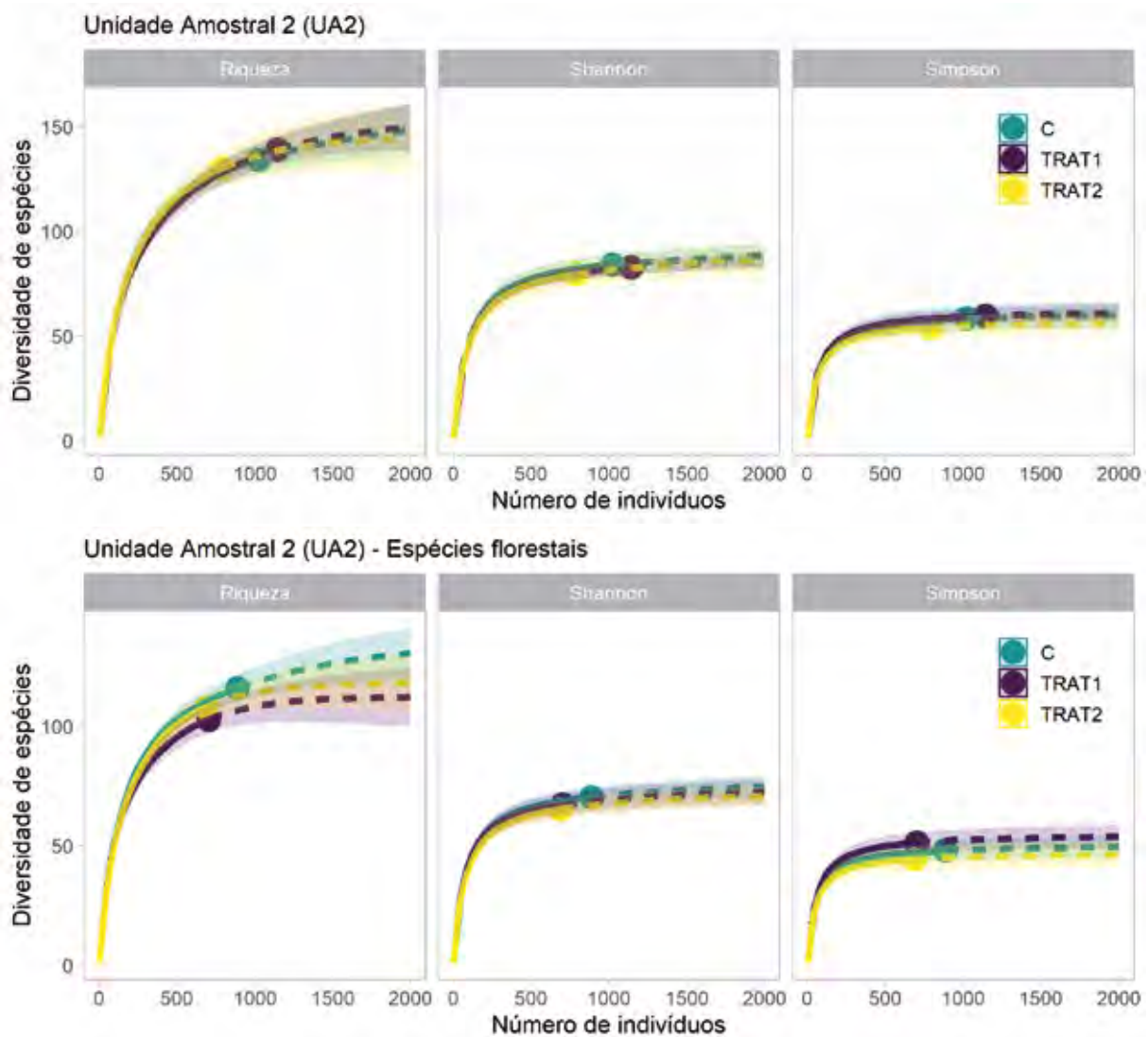
Figura 6 – Estimativas assintóticas de riqueza de espécies, de diversidade de Shannon e inverso de Simpson de aves florestais (classificação baseada em PARKER et al., 1996) obtidas por extrapolação (CHAO et al., 2014) em cada sítio amostral de cada unidade amostral ao longo de sete campanhas. As barras verticais representam intervalos de confiança de 95% obtidos através de *bootstrap*.



Na UA2, a riqueza observada entre sítios amostrais foi muito semelhante. O sítio amostral adjacente ao rio Gualaxo do Norte (TRAT1) teve a maior riqueza observada de espécies de aves (139 spp.), seguido pelo sítio controle (134 spp.) e pelo TRAT2 (130 spp., Figura 7 e Tabela 4). Essa semelhança na riqueza entre sítios se manteve quando se considera a riqueza estimada por meio de técnicas de extrapolação, porém o sítio Controle foi o mais rico (158 spp. estimadas), seguido pelo TRAT1 (153 spp.) e pelo TRAT2 (145 spp., Figura 5). De fato, a grande sobreposição existente entre os intervalos de confiança de 95% das riquezas estimadas de cada sítio amostral da UA2 indica que estas diferenças de riqueza não são estatisticamente significativas (Figura 5). Quando se considera apenas as espécies florestais registradas na unidade amostral UA2, o sítio com mais espécies observadas foi o Controle (116 spp.), seguido pelo TRAT2 (108 spp.) e pelo TRAT1 (103 spp., Figura 7 e Tabela 5). As riquezas de aves florestais estimadas por extrapolação na UA2 também foram semelhantes entre sítios, sendo ligeiramente superior no controle (Controle – 136 espécies, TRAT2 – 119 spp. e TRAT1 – 113 spp.,

Figura 6). Porém há grande sobreposição entre os intervalos de confiança destas riquezas estimadas, o que indica ausência de diferença estatística na riqueza estimada de aves florestais entre sítios na unidade amostral UA2.

Figura 7 – Curvas de interpolação e extrapolação de riqueza de espécies, diversidade de Shannon e de Simpson (inverso de Simpson) obtidas em cada sítio amostral da UA2 ao longo de sete campanhas. C = sítio Controle. No painel superior são consideradas todas as espécies de aves e no painel inferior apenas as espécies de aves florestais (segundo adaptação de proposta de Parker et al., 1996).



Esta análise criteriosa foi feita para todas as unidades amostrais, sendo aqui apresentados os resultados apenas das duas que compõem o Compartimento 1, ou seja, a UA1 e a UA2, pelo fato de serem as áreas cujos dados refletem mais claramente as consequências do desastre sobre o dano avaliado.

Apesar da grande heterogeneidade na composição de espécies entre unidades amostrais impedir comparações diretas entre sítios amostrais das diferentes unidades, é interessante notar que, agrupando-se os dados, as riquezas de aves observadas e estimadas foi muito semelhante entre sítios, havendo grande sobreposição entre os intervalos de confiança das riquezas estimadas (Figura 8 e Figura 9). Porém, quando se observa apenas as espécies florestais, o número estimado de espécies florestais teve um padrão crescente sendo maior no sítio Controle (TRAT1 < TRAT2 < Controle, Figura 10). A riqueza estimada dos sítios Controle foi estatisticamente superior à riqueza do TRAT1, porém não a do TRAT2, e as riquezas de TRAT2 e TRAT1 foram semelhantes (Figura 10).

Figura 8 – Curvas de interpolação e extrapolação de riqueza de espécies, diversidade de Shannon e de Simpson (inverso de Simpson) obtidas em cada sítio amostral agrupando-se todas as unidades amostrais (UA1 a UA6) ao longo de sete campanhas. C = sítio controle. No painel superior são consideradas todas as espécies de aves e no painel inferior apenas as espécies de aves florestais (segundo adaptação de proposta de Parker et al., 1996).

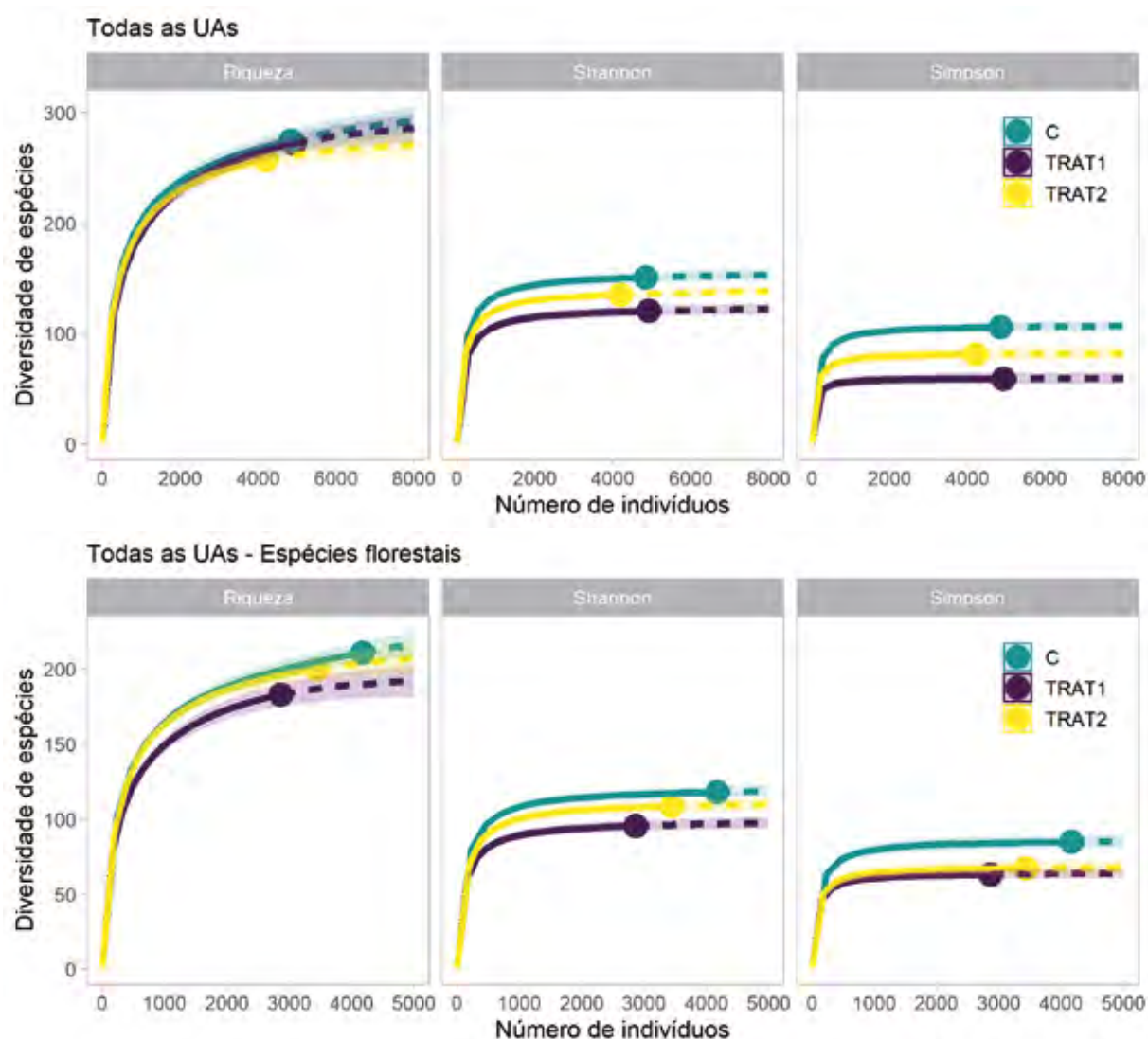


Figura 9 – Estimativas assintóticas de riqueza de espécies de aves, de diversidade de Shannon e inverso de Simpson obtidas por extrapolação (Chao et al., 2014) em cada sítio amostral agrupando-se todas as unidades amostrais deste estudo (UA1 a UA6) ao longo de sete campanhas. As barras verticais representam intervalos de confiança de 95% obtidos através de *bootstrap*.

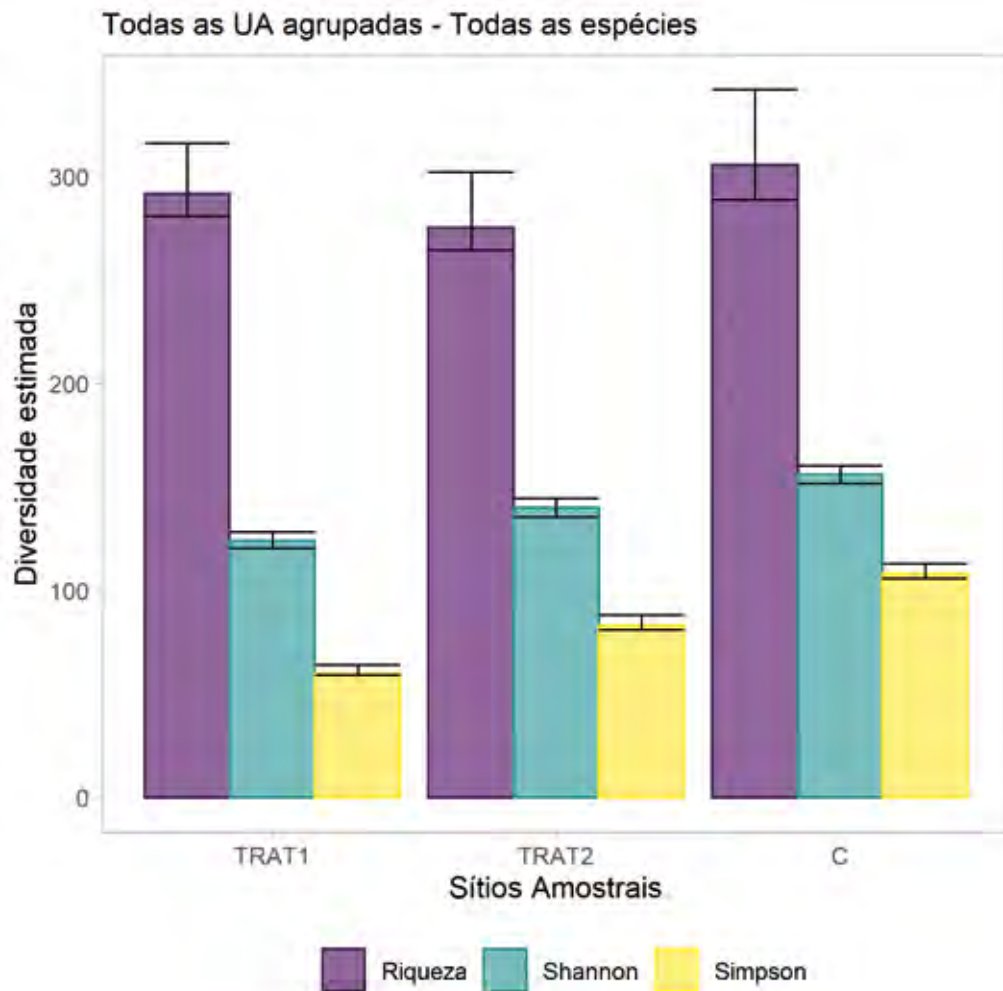


Figura 10 – Estimativas assintóticas de riqueza de espécies de aves, de diversidade de Shannon e inverso de Simpson de aves florestais (segundo classificação adaptada de Parker et al., 1996) obtidas por extrapolação (Chao et al., 2014) em cada sítio amostral agrupando-se todas as unidades amostrais deste estudo (UA1 a UA6) ao longo de sete campanhas. As barras verticais representam intervalos de confiança de 95% obtidos através de *bootstrap*.

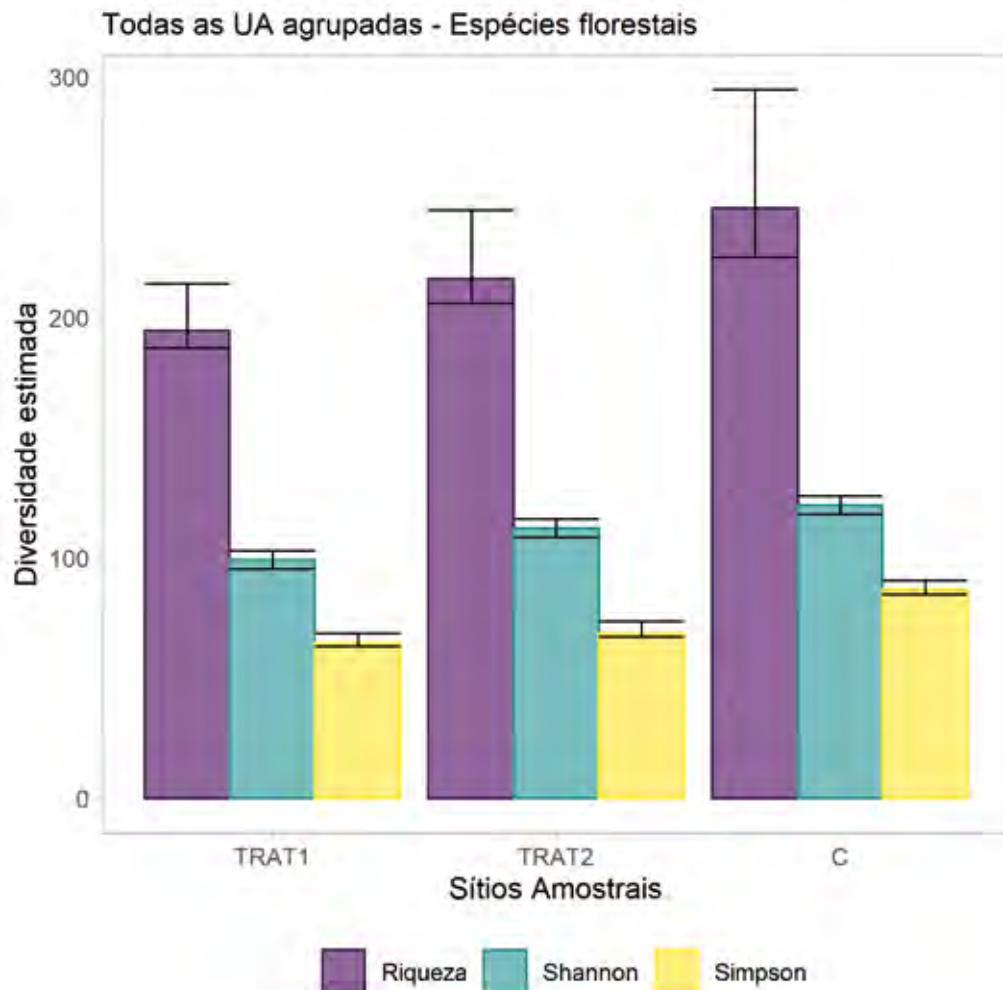


Tabela 4 – Medidas de diversidade obtidas para cada sítio amostral de cada Unidade amostral ao longo de sete campanhas. LCL e UCL indicam, respectivamente, os intervalos de confiança de 95% inferior e superior (obtidos por *bootstrap*) dos valores estimados.

Unidade amostral	Sítio amostral	Medida de diversidade	Valor observado	Valor estimado	LCL	UCL
UA1	TRAT1	Riqueza	147,0	192,1	166,9	249,1
	TRAT1	Shannon	83,5	91,6	85,3	98,0
	TRAT1	Simpson	55,2	58,0	55,2	63,9
	TRAT2	Riqueza	130,0	139,8	133,5	157,2
	TRAT2	Shannon	88,8	98,3	92,3	104,4
	TRAT2	Simpson	67,5	74,1	67,5	80,8
	C	Riqueza	119,0	159,9	135,2	221,9
	C	Shannon	69,8	76,2	71,4	81,1
	C	Simpson	50,1	52,9	50,1	57,7
UA2	TRAT1	Riqueza	139,0	153,1	144,4	175,5
	TRAT1	Shannon	82,7	88,9	84,0	93,9
	TRAT1	Simpson	59,5	62,7	59,5	67,8
	TRAT2	Riqueza	130,0	145,3	135,9	169,7
	TRAT2	Shannon	79,4	87,8	81,5	94,2
	TRAT2	Simpson	54,0	57,9	54,0	64,5
	C	Riqueza	134,0	158,0	142,7	200,2
	C	Shannon	84,1	91,3	86,6	95,9
	C	Simpson	58,3	61,7	58,3	67,8
UA3	TRAT1	Riqueza	77,0	101,2	86,5	138,8
	TRAT1	Shannon	45,5	54,1	48,0	60,2
	TRAT1	Simpson	27,1	29,5	27,1	37,3
	TRAT2	Riqueza	68,0	84,6	73,7	116,2
	TRAT2	Shannon	36,3	40,6	36,3	44,9
	TRAT2	Simpson	22,2	23,4	22,2	27,7
	C	Riqueza	83,0	131,9	101,2	214,2
	C	Shannon	42,8	48,9	43,3	54,5
	C	Simpson	26,3	27,7	26,3	31,9
UA4	TRAT1	Riqueza	109,0	117,6	111,8	134,9
	TRAT1	Shannon	68,5	75,3	70,1	80,5
	TRAT1	Simpson	47,4	51,0	47,4	57,1
	TRAT2	Riqueza	109,0	126,8	115,9	154,8
	TRAT2	Shannon	60,7	67,2	61,2	73,1
	TRAT2	Simpson	34,5	36,2	34,5	42,4
	C	Riqueza	111,0	127,4	117,3	154,1
	C	Shannon	58,1	63,9	58,5	69,3
	C	Simpson	30,5	31,8	30,5	36,9

Unidade amostral	Sítio amostral	Medida de diversidade	Valor observado	Valor estimado	LCL	UCL
UA5	TRAT1	Riqueza	94,0	105,6	97,8	129,2
	TRAT1	Shannon	26,3	27,6	26,3	30,1
	TRAT1	Simpson	7,5	7,5	7,5	8,6
	TRAT2	Riqueza	97,0	113,4	102,5	145,7
	TRAT2	Shannon	51,6	55,4	51,6	59,9
	TRAT2	Simpson	27,5	28,4	27,5	32,8
	C	Riqueza	96,0	116,1	103,2	152,2
	C	Shannon	55,3	59,7	55,4	64,1
	C	Simpson	39,8	41,7	39,8	45,3
UA6	TRAT1	Riqueza	67,0	73,6	68,9	89,5
	TRAT1	Shannon	37,1	40,4	37,1	44,4
	TRAT1	Simpson	24,6	25,9	24,6	29,5
	TRAT2	Riqueza	93,0	119,9	102,4	169,5
	TRAT2	Shannon	50,7	55,6	50,7	60,4
	TRAT2	Simpson	31,4	32,8	31,4	37,2
	C	Riqueza	83,0	95,4	87,1	120,8
	C	Shannon	44,5	47,5	44,5	50,9
	C	Simpson	31,2	32,4	31,2	35,4
Total	TRAT1	Riqueza	272,0	291,6	280,7	316,1
	TRAT1	Shannon	120,3	124,2	120,3	128,4
	TRAT1	Simpson	59,2	59,9	59,2	64,5
	TRAT2	Riqueza	257,0	275,3	264,4	302,1
	TRAT2	Shannon	135,2	140,0	135,4	144,7
	TRAT2	Simpson	81,3	82,9	81,3	88,3
	C	Riqueza	275,0	305,4	288,8	341,9
	C	Shannon	150,9	156,0	152,0	160,0
	C	Simpson	105,8	108,1	105,8	112,7

Tabela 5 – Medidas de diversidade obtidas para cada sítio amostral de cada Unidade amostral considerando apenas espécies de aves florestais (adaptado de Parker et al., 1996) ao longo de sete campanhas. LCL e UCL indicam, respectivamente, os intervalos de confiança de 95% inferior e superior (obtidos por *bootstrap*) dos valores estimados.

Unidade amostral	Sítio amostral	Medida de diversidade	Valor observado	Valor estimado	LCL	UCL
UA1	TRAT1	Riqueza	104,0	138,3	118,1	187,5
	TRAT1	Shannon	69,2	79,5	73,0	86,1
	TRAT1	Simpson	52,8	58,5	52,8	65,2
	TRAT2	Riqueza	104,0	114,0	107,4	133,9
	TRAT2	Shannon	71,1	78,3	72,9	83,7
	TRAT2	Simpson	54,6	59,7	54,6	65,8
	C	Riqueza	101,0	125,5	109,4	171,9
	C	Shannon	61,1	65,9	61,5	70,3
	C	Simpson	44,9	47,3	44,9	51,5
UA2	TRAT1	Riqueza	103,0	112,5	106,2	131,4
	TRAT1	Shannon	67,2	73,3	68,9	77,7
	TRAT1	Simpson	51,3	55,3	51,3	60,2
	TRAT2	Riqueza	108,0	118,5	111,6	138,7
	TRAT2	Shannon	65,3	71,7	66,2	77,2
	TRAT2	Simpson	44,4	47,4	44,4	52,8
	C	Riqueza	116,0	136,0	123,0	173,1
	C	Shannon	70,4	76,5	71,3	81,6
	C	Simpson	48,1	50,8	48,1	55,9
UA3	TRAT1	Riqueza	66,0	79,8	70,7	107,0
	TRAT1	Shannon	40,0	46,2	40,8	51,6
	TRAT1	Simpson	24,5	26,5	24,5	32,3
	TRAT2	Riqueza	67,0	85,1	73,2	119,8
	TRAT2	Shannon	35,8	40,1	35,8	44,6
	TRAT2	Simpson	22,0	23,2	22,0	26,9
	C	Riqueza	67,0	93,9	75,4	153,6
	C	Shannon	36,3	40,2	36,3	44,3
	C	Simpson	23,3	24,5	23,3	27,3
UA4	TRAT1	Riqueza	76,0	82,0	77,7	97,9
	TRAT1	Shannon	46,8	51,2	46,8	55,5
	TRAT1	Simpson	32,2	34,4	32,2	38,9
	TRAT2	Riqueza	89,0	109,3	96,4	144,4
	TRAT2	Shannon	47,3	52,5	47,3	57,7
	TRAT2	Simpson	26,1	27,3	26,1	31,6
	C	Riqueza	83,0	101,2	89,2	135,8
	C	Shannon	42,3	46,2	42,3	50,8
	C	Simpson	23,2	24,0	23,2	27,7

Unidade amostral	Sítio amostral	Medida de diversidade	Valor observado	Valor estimado	LCL	UCL
UA5	TRAT1	Riqueza	51,0	54,5	51,7	68,0
	TRAT1	Shannon	31,7	33,8	31,7	36,5
	TRAT1	Simpson	23,9	25,1	23,9	28,2
	TRAT2	Riqueza	74,0	84,2	77,1	107,9
	TRAT2	Shannon	45,6	49,2	45,8	52,7
	TRAT2	Simpson	33,4	35,4	33,4	39,4
	C	Riqueza	80,0	98,0	85,7	137,3
	C	Shannon	47,0	50,3	47,0	53,9
	C	Simpson	34,6	36,2	34,6	39,4
UA6	TRAT1	Riqueza	44,0	47,2	44,7	59,5
	TRAT1	Shannon	25,3	27,1	25,3	29,7
	TRAT1	Simpson	17,4	18,3	17,4	20,9
	TRAT2	Riqueza	59,0	96,4	68,5	205,9
	TRAT2	Shannon	31,5	34,4	31,5	37,8
	TRAT2	Simpson	20,6	21,4	20,6	24,2
	C	Riqueza	53,0	59,7	54,7	79,3
	C	Shannon	28,8	30,6	28,8	33,3
	C	Simpson	20,8	21,6	20,8	23,8
Total	TRAT1	Riqueza	183,0	194,5	187,3	214,1
	TRAT1	Shannon	95,6	99,1	95,6	102,9
	TRAT1	Simpson	63,3	64,7	63,3	68,6
	TRAT2	Riqueza	200,0	216,1	205,8	244,7
	TRAT2	Shannon	108,6	112,3	108,6	116,1
	TRAT2	Simpson	67,3	68,7	67,3	73,2
	C	Riqueza	211,0	245,3	225,1	294,6
	C	Shannon	118,1	121,8	118,5	125,1
	C	Simpson	84,9	86,6	84,9	90,7

A Tabela 6 compara as métricas de riqueza obtidas durante a primeira etapa do estudo (BRASIL (MPF)/(LACTEC), 2020d), a qual engloba as campanhas de 1 a 4, com o acumulado da primeira e segunda etapas, que adiciona as três campanhas do segundo ano do diagnóstico. Nesta tabela é possível visualizar o valor expressivamente mais elevado de riqueza observada e riqueza estimada para o sítio TRAT1 da UA1.

Tabela 6 – Síntese apresentando as métricas de riqueza, de forma resumida, como forma comparativa entre os sítios amostrais e entre os ciclos anuais. St obs. Riqueza de toda avifauna, valor observado; St est. Riqueza de toda avifauna, valor estimado; Sf obs. Riqueza da avifauna florestal, valor observado; Sf est. Riqueza da avifauna florestal, valor estimado. As cores indicam valores que se destacaram por serem expressivamente superiores (em verde) ou inferiores (em vermelho) aos demais sítios.

Ano 1 (campanhas 1 a 4)																		
Indicador	UA1			UA2			UA3			UA4			UA5			UA6		
	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C
S _t obs	132	120	105	121	103	118	72	63	68	94	93	97	87	78	67	50	64	55
S _t est	168,0	136,5	141,9	155,0	129,9	138	95,3	87,1	110,1	110,1	111,0	111,2	99,0	94,2	74,2	64,4	90,8	65,1
S _f obs	91	94	87	87	88	101	63	62	59	66	76	72	47	60	60	37	48	31
S _f est	117,4	111,7	111,2	117,3	106,3	121,6	77,2	84	92,2	78	98	87,3	54,5	70,9	65,5	42,8	64,3	51,9
Ano 2 (campanhas 1 a 7)																		
Indicador	UA1			UA2			UA3			UA4			UA5			UA6		
	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C
S _t obs	147	130	119	139	130	134	77	68	83	109	109	111	94	97	96	67	93	83
S _t est	192,1	139,8	159,9	153,1	145,3	158,0	101,2	84,6	131,9	117,6	126,8	127,4	105,6	113,4	116,1	73,6	119,9	95,4
S _f obs	104	104	101	103	108	116	66	67	67	76	89	83	51	74	80	44	59	53
S _f est	138,3	114,0	125,5	112,5	118,5	136,0	79,8	85,1	93,9	82,0	109,3	101,2	54,5	84,2	98,0	47,2	96,4	59,7

Estrutura da comunidade

As informações apresentadas ao longo desse documento visam complementar o diagnóstico de danos, conforme Brasil (MPF)/LACTEC (2020d).

Com o objetivo de analisar mais a fundo os possíveis danos causados à comunidade de aves atualmente existente ao longo do rio Doce e de seus afluentes foi necessário realizar a categorização dos táxons de acordo com seu hábitat preferencial em florestal, não-florestal e aquático (adaptado de PARKER et al., 1996) para assim proceder com as comparações estatísticas pertinentes. Além disso, as espécies também foram classificadas quanto ao seu grau de sensibilidade a alterações ambientais em alto, médio ou baixo (*sensu* PARKER et al., 1996) e quanto à sua dieta e formas de forrageamento em guildas alimentares, estas agrupadas em 17 categorias.

Na UA1 observou-se um incremento na proporção de espécies florestais presentes nas assembleias de TRAT1, TRAT2 a Controle, nesta ordem (Figura 11). Este incremento se deu em detrimento de espécies associadas a ambientes abertos, sendo que a representação de espécies aquáticas foi pouco expressiva, estando presentes estas espécies apenas no sítio TRAT1 da UA1. Quando se considera a abundância de cada grupo de espécie por tipo de hábitat, observa-se que no sítio Controle da UA1, mais de 90% dos indivíduos são representados por espécies florestais, enquanto que em TRAT1 isso ocorre em menos da metade.

Quanto à sensibilidade a alterações ambientais, observou-se na UA1 uma baixa predominância de espécies de alta sensibilidade a alterações ambientais nos seus três sítios: menos de 5% no Controle, 2% em TRAT2 e 2% em TRAT1 (Figura 12). Por outro lado, espécies de baixa sensibilidade representaram pelo menos 49% do total de espécies registradas por sítio na UA1: 49% no Controle, 54% em TRAT1 e 62% em TRAT2. As espécies de média sensibilidade foram representadas por 36% do total em TRAT1, 43% em TRAT 2 e 47% no Controle. Porém, quando se analisa a abundância de cada classe de sensibilidade, observa-se que quase 60% dos indivíduos registrados no sítio Controle da UA1 são de espécies de média ou alta sensibilidade, enquanto que essa proporção cai para quase 50% em TRAT2 e para menos de 20% em TRAT1.

Quanto à distribuição das guildas alimentares na UA1, observa-se que houve pouca variação entre sítios amostrais na proporção de espécies assinalada a cada guilda (Figura 13). As principais diferenças são uma redução na proporção de espécies granívoras terrestres (GT) e um aumento na proporção de insetívoros de sub-bosque (IB) no Controle em relação aos demais sítios. Por outro lado, quando se considera a abundância de cada guilda, essas diferenças se acentuam ainda mais e outros padrões surgem. Uma proporção muito maior de indivíduos pertence a espécies de granívoros terrestres (GT), insetívoros generalistas (IG) e onívoros generalistas (OG) foi registrada em TRAT1 em relação aos demais sítios, enquanto que a proporção de indivíduos de espécies de frugívoros de dossel (FD) e de insetívoros de sub-bosque (IB) foi maior no controle e em TRAT2 do que em TRAT1.

Figura 11 – Número e proporção de espécies e abundância de aves em cada classe de preferência de habitat (florestal, não-florestal e aquático, adaptado de Parker et al., 1996) registrados na UA1 ao longo de sete campanhas. Linha superior: Número de espécies (painel à esquerda) e proporção do número total de espécies (painel à direita) em cada classe de preferência de habitat, por sítio amostral. Linha inferior: Abundância (painel à esquerda) e proporção da abundância total (painel à direita) de cada classe de preferência de habitat.

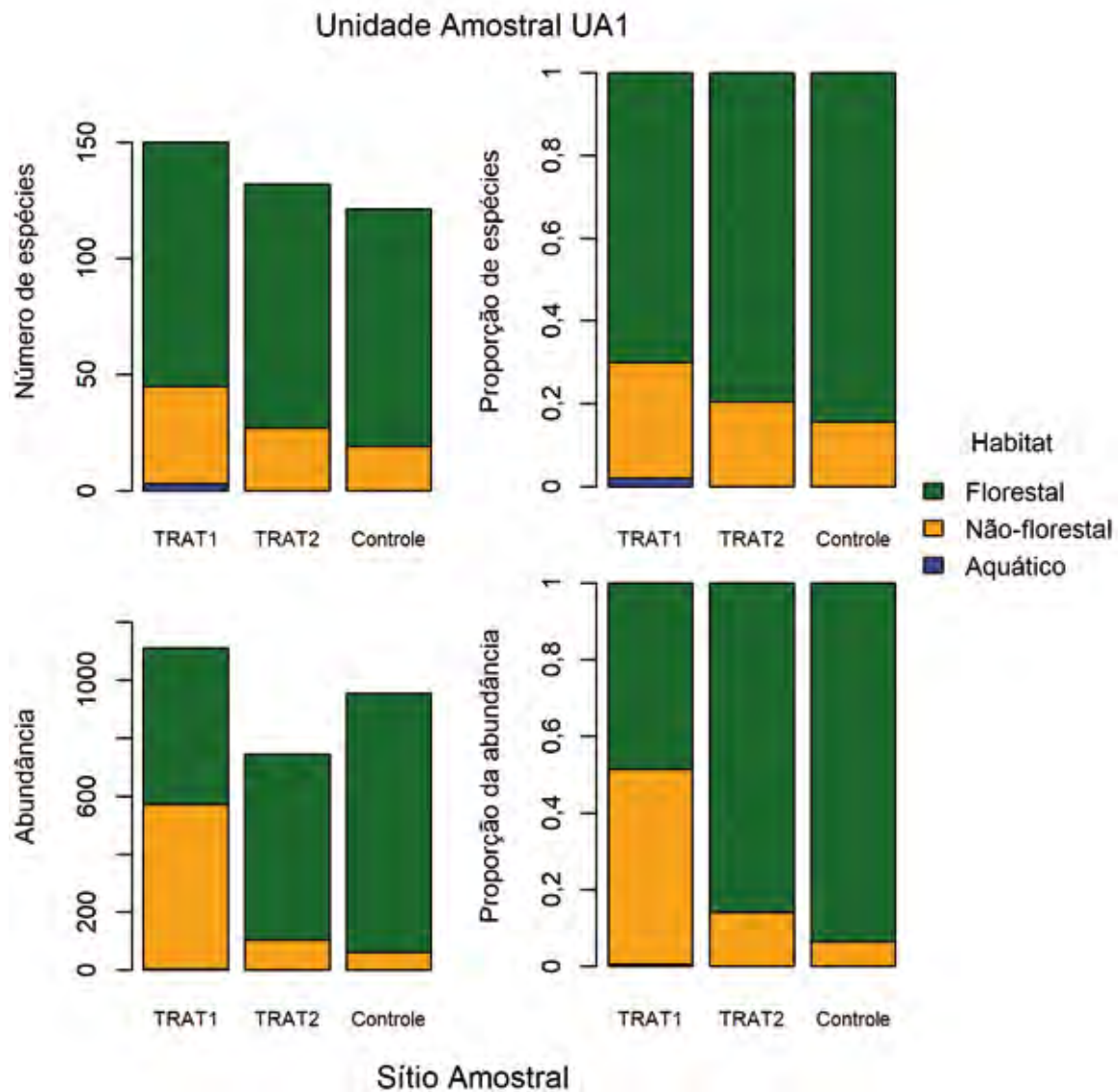


Figura 12 – Número e proporção de espécies e abundância de aves em cada classe de sensibilidade a alterações ambientais (alta, média, baixa, segundo Parker et al., 1996) registrados na UA1 ao longo de sete campanhas. Linha superior: Número de espécies (painel à esquerda) e proporção do número total de espécies (painel à direita) em cada classe de sensibilidade, por sítio amostral. Linha inferior: Abundância (painel à esquerda) e proporção da abundância total (painel à direita) de cada classe de sensibilidade.

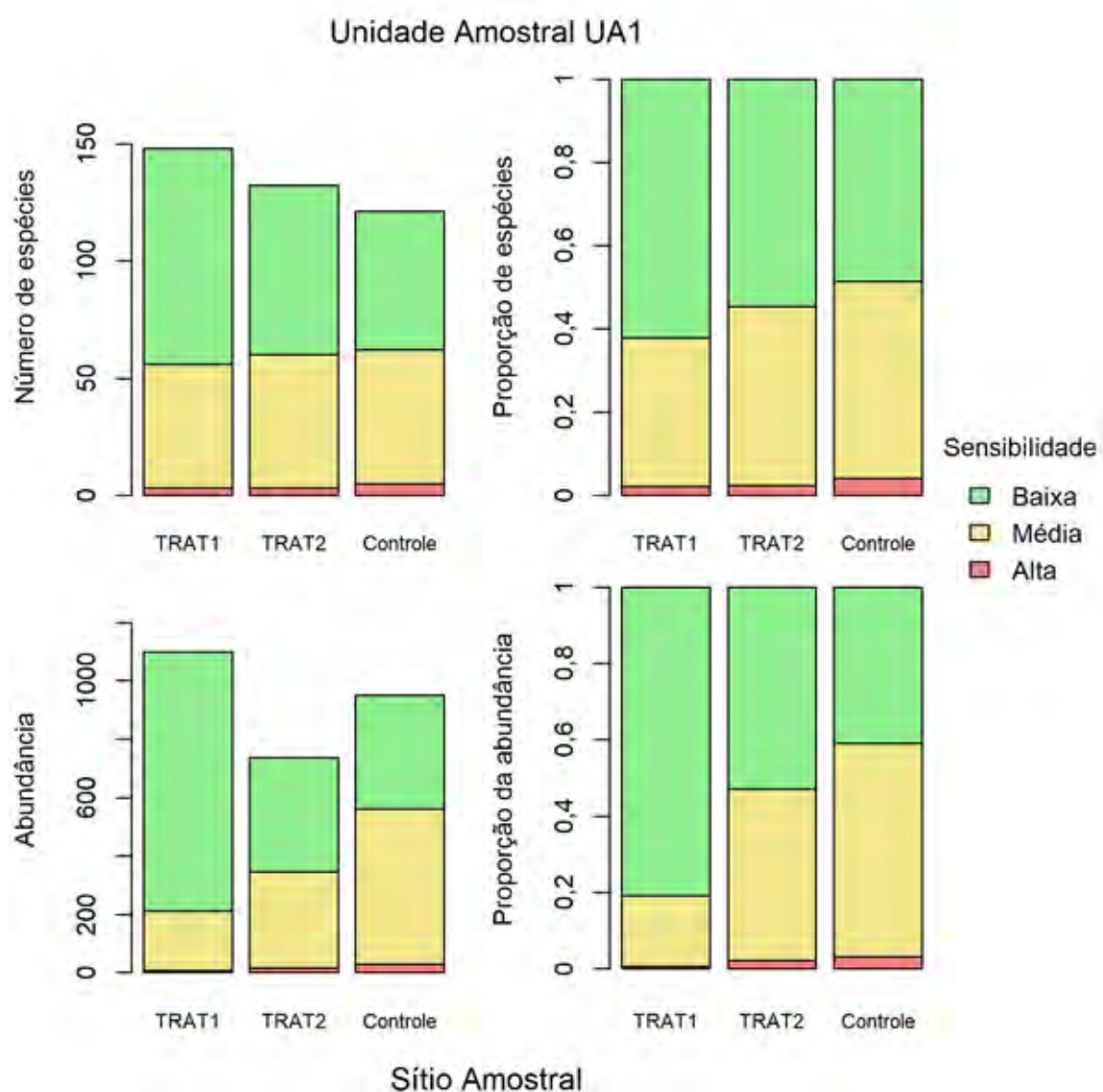
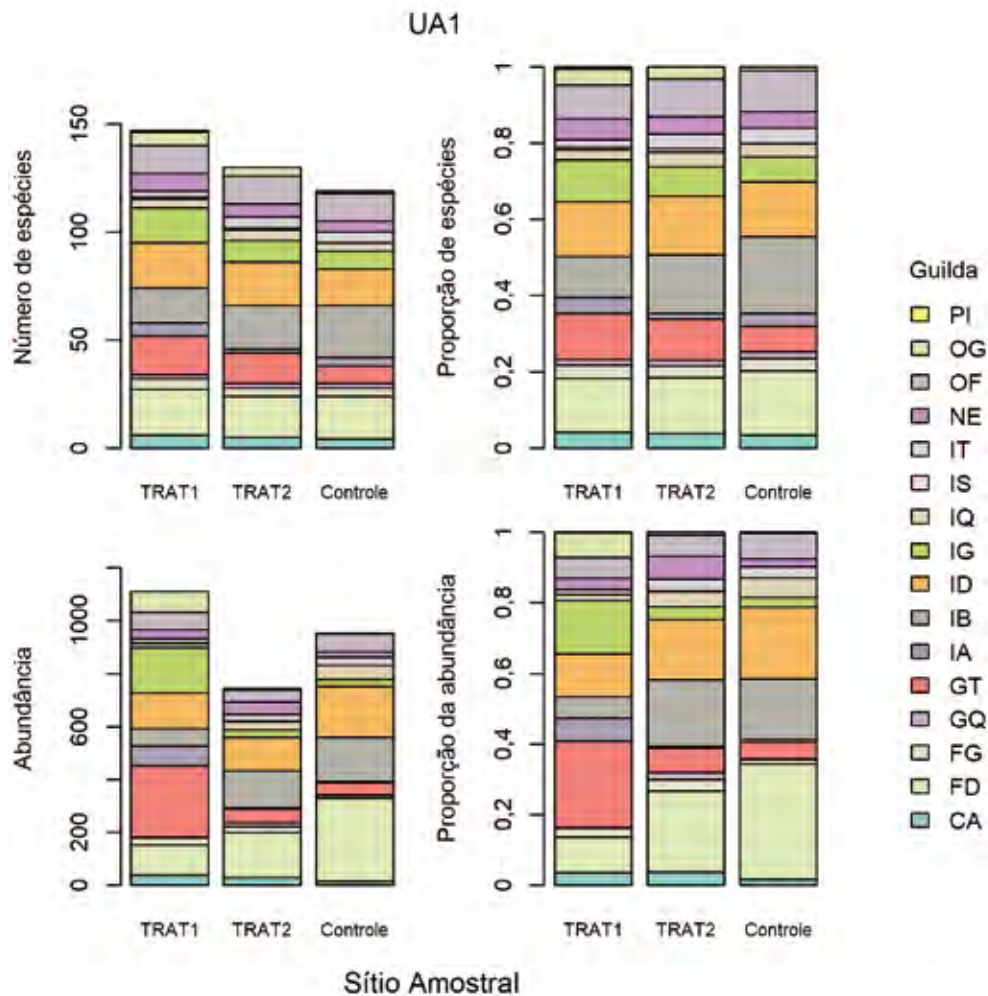


Figura 13 – Número e proporção de espécies e abundância de aves de cada guilda, definidas a partir de diversos autores (SCHUBART et al., 1965; WILLIS, 1979; SICK, 1997; ANTUNES et al., 2011) registradas na UA1 ao longo de sete campanhas. Linha superior: Número de espécies (painel à esquerda) e proporção do número total de espécies (painel à direita) de cada guilda por sítio amostral. Linha inferior: Abundância (painel à esquerda) e proporção da abundância total (painel à direita) de cada guilda por sítio amostral. OA – Onívoro aquático; OG – Onívoro generalista; OF – Onívoro florestal; CA – Carnívoro; FG – Frugívoro generalista; FD – Frugívoro de dossel; NE – Nectarívoro; PI – Piscívoro; GT – Granívoro terrestre; GQ – Granívoro de taquara; IG – Insetívoro generalista; IT – Insetívoro de tronco, ID – insetívoro de dossel; IN – Insetívoro noturno; IB – Insetívoro de sub-bosque; IQ – Insetívoro de taquara; FI – filtrador.



Na UA2 observou-se um incremento na proporção de espécies florestais presentes nas assembleias de TRAT2 e Controle em relação a TRAT1. Enquanto mais de 80% das espécies registradas em TRAT2 e Controle foram florestais, este número caiu para quase 70% em TRAT1 (Figura 14). Este incremento se deu em detrimento de espécies associadas a ambientes abertos, sendo que a representação de espécies aquáticas foi pouco expressiva, as quais foram presentes apenas nos sítios TRAT1 e Controle da UA2. Quando se considera a abundância de cada grupo de espécies por tipo de hábitat, observa-se que em TRAT2 e no Controle de UA2 mais de 90% dos indivíduos pertencem a espécies florestais, enquanto que pouco mais de 60% dos indivíduos pertencem a espécies florestais em TRAT1.

Quanto à sensibilidade a alterações ambientais, observou-se na UA2 que aproximadamente 50% das espécies são de média ou alta sensibilidade no Controle e em TRAT2, enquanto que este número cai para pouco mais de 30% em TRAT1 (Figura 15). Quando se considera a abundância de cada classe de sensibilidade, esse padrão se acentua ainda mais. Quase 60% dos indivíduos registrados no Controle são de espécies de alta ou média sensibilidade, mais de 40% o são em TRAT2 e em TRAT1 apenas pouco mais de 20%.

Quanto à distribuição das guildas alimentares na UA2, também foi observada pouca variação entre sítios em termos de proporção de espécies assinaladas a cada guilda. Observa-se uma redução na proporção de espécies de insetívoros generalistas (IG) e de granívoros terrestres (GT), e um aumento da proporção de espécies de insetívoros de sub-bosque (IB) no Controle em relação à TRAT1 (Figura 16). Quando se considera a abundância de cada guilda, i.e., o número de indivíduos em cada guilda independente da espécie ao qual pertencem, essas diferenças se acentuam ainda mais. Enquanto quase 20% dos indivíduos registrados em TRAT1 pertencem a espécies de insetívoros generalistas, este valor cai para aproximadamente de 10% no Controle e em TRAT2. Ainda, enquanto cerca de 18% dos indivíduos registrados em TRAT1 pertencem a espécies de frugívoros de dossel (FD) este valor sobe para quase 30% em TRAT2 e no Controle.

Figura 14 – Número e proporção de espécies e abundância de aves em cada classe de preferência de habitat (florestal, não-florestal e aquático, adaptado de Parker et al., 1996) registrados na UA2 ao longo de sete campanhas. Linha superior: Número de espécies (painel à esquerda) e proporção do número total de espécies (painel à direita) em cada classe de preferência de habitat, por sítio amostral. Linha inferior: Abundância (painel à esquerda) e proporção da abundância total (painel à direita) de cada classe de preferência de habitat.

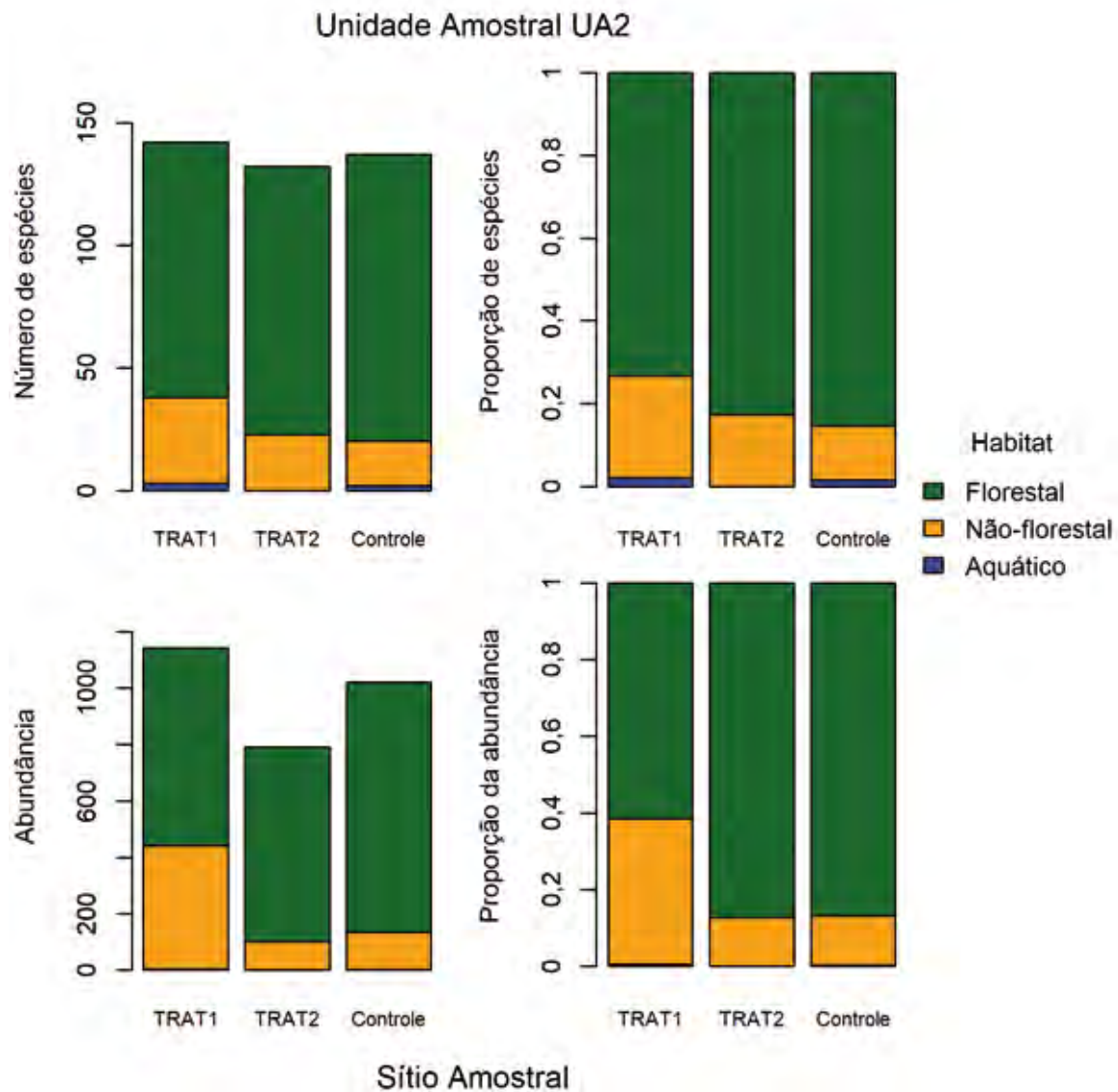


Figura 15 – Número e proporção de espécies e abundância de aves em cada classe de sensibilidade a alterações ambientais (alta, média, baixa, segundo Parker et al., 1996) registrados na UA2 ao longo de sete campanhas. Linha superior: Número de espécies (painel à esquerda) e proporção do número total de espécies (painel à direita) em cada classe de sensibilidade, por sítio amostral. Linha inferior: Abundância (painel à esquerda) e proporção da abundância total (painel à direita) de cada classe de sensibilidade.

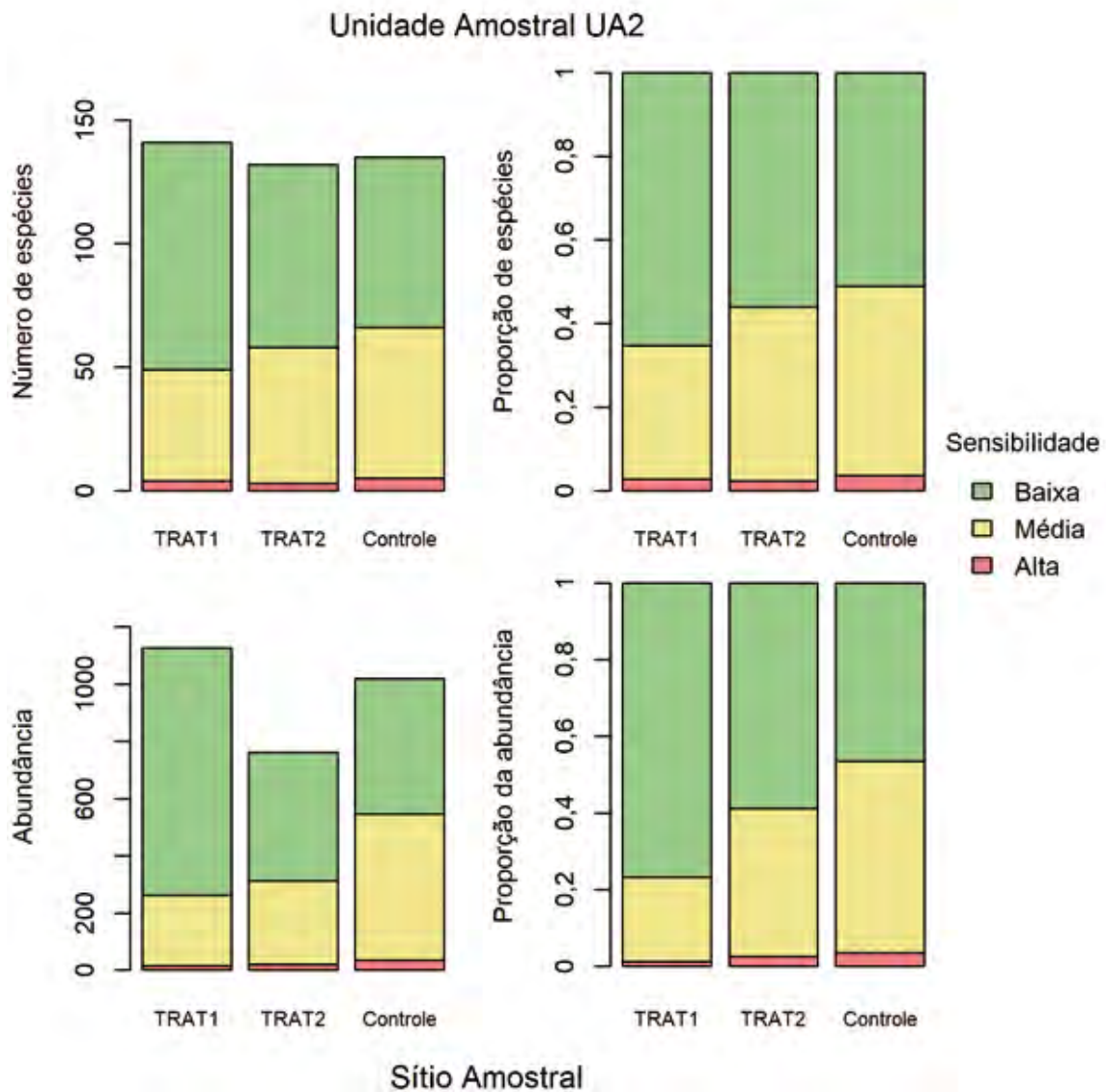
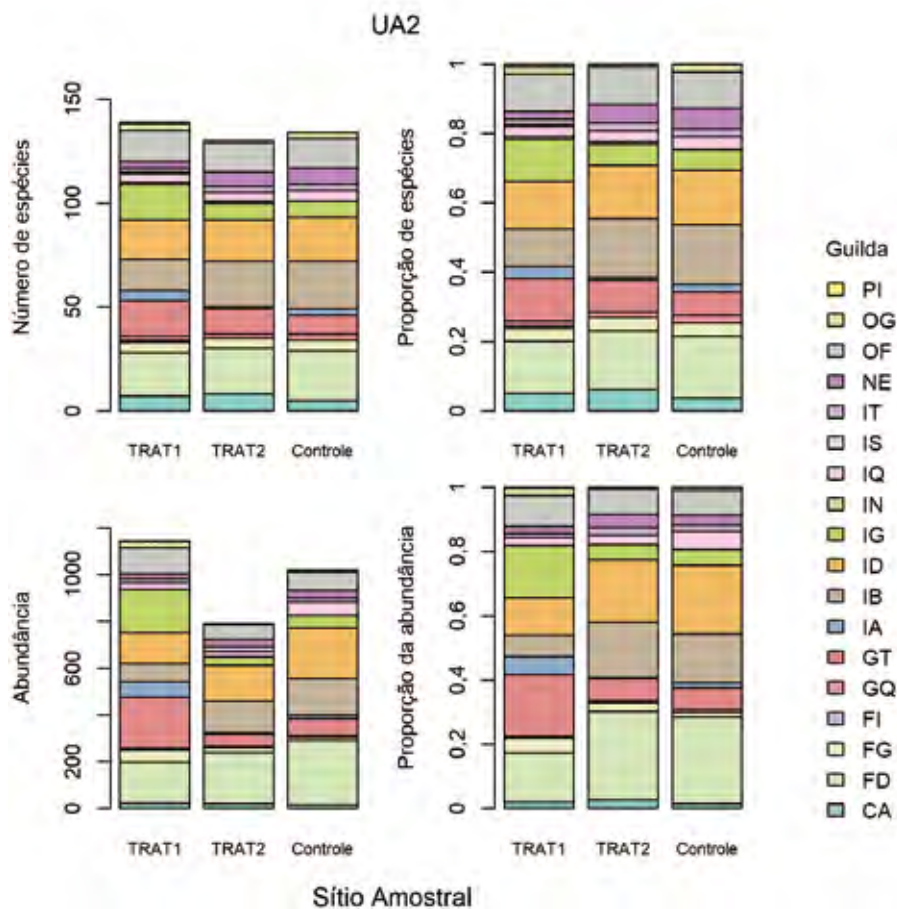


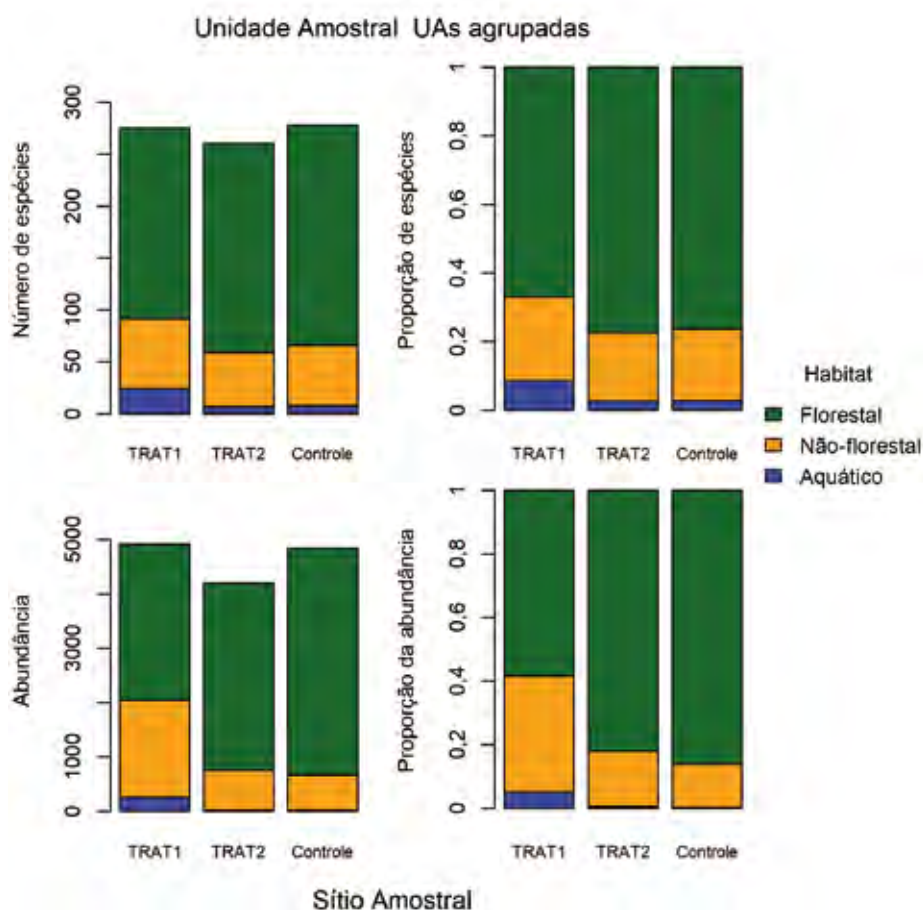
Figura 16 – Número e proporção de espécies e abundância de aves de cada guilda, definidas a partir de vários autores (SCHUBART et al., 1965; WILLIS, 1979; SICK, 1997; ANTUNES et al., 2011) registradas na UA2 ao longo de sete campanhas. Linha superior: Número de espécies (painel à esquerda) e proporção do número total de espécies (painel à direita) de cada guilda por sítio amostral. Linha inferior: Abundância (painel à esquerda) e proporção da abundância total (painel à direita) de cada guilda por sítio amostral. OA – Onívoro aquático; OG – Onívoro generalista; OF – Onívoro florestal; CA – Carnívoro; FG – Frugívoro generalista; FD – Frugívoro de dossel; NE – Nectarívoro; PI – Piscívoro; GT – Granívoro terrestre; GQ – Granívoro de taquara; IG – Insetívoro generalista; IT – Insetívoro de tronco, ID – insetívoro de dossel; IN – Insetívoro noturno; IB – Insetívoro de sub-bosque; IQ – Insetívoro de taquara; FI – filtrador.



Esta análise foi feita para todas as unidades amostrais, sendo aqui apresentados os resultados apenas das duas que compõem o Compartimento 1, ou seja, a UA1 e a UA2, pelo fato de serem as áreas cujos dados refletem as consequências do desastre sobre o dano avaliado.

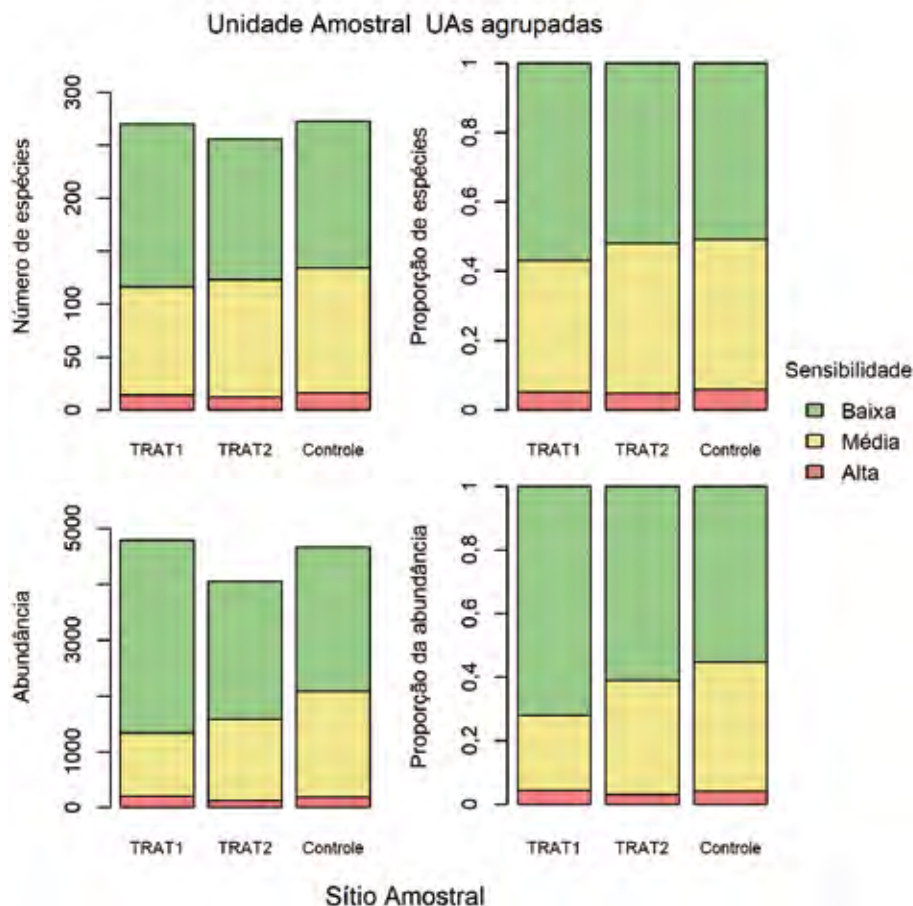
Após analisar de forma agrupada todas as UAs, pode dizer que a categorização dos táxons de acordo com seu hábitat preferencial permitiu concluir que, apesar de apresentar riqueza (número total de espécies) equivalente, os sítios Controle e TRAT2 têm maior proporção de espécies florestais, além de contarem com maior abundância de indivíduos de espécies florestais, do que os sítios TRAT1 (Figura 17). Enquanto cerca de 80% das espécies registradas em TRAT2 e Controle foram florestais ao serem agrupadas todas as UA, este número caiu para menos de 70% em TRAT1. Pode também ser citada a UA5, onde observa-se que cerca de 40% dos indivíduos registrados pertenceram a espécies florestais em TRAT1, quase 70% em TRAT2 e mais de 90% no sítio Controle.

Figura 17 – Número e proporção de espécies e abundância de aves em cada classe de preferência de habitat (florestal, não-florestal e aquático, adaptado de Parker et al. 1996) registrados em todas as unidades amostrais de forma agrupada ao longo de sete campanhas. Linha superior: Número de espécies (painel à esquerda) e proporção do número total de espécies (painel à direita) em cada classe de preferência de habitat, por sítio amostral. Linha inferior: Abundância (painel à esquerda) e proporção da abundância total (painel à direita) de cada classe de preferência de habitat.



A segregação das aves quanto ao seu grau de sensibilidade a alterações ambientais indicou que, apesar dos sítios terem riqueza equivalente, os Controles e TRAT2 contam com maior proporção de espécies de média e alta sensibilidade que os sítios TRAT1 (Figura 18). Considerando os dados de todas as unidades amostrais agrupadas, pode-se dizer que enquanto 30% dos indivíduos pertencem a espécies de média ou alta sensibilidade em TRAT1, nos sítios TRAT2 esse valor sobe para quase 40% e, nos sítios Controle, representam quase 50%. Na UA1, quando se analisa a abundância de cada classe de sensibilidade, observa-se que quase 60% dos indivíduos registrados no sítio Controle são representados por espécies de média ou alta sensibilidade, enquanto que essa proporção cai para quase 50% em TRAT2 e para aproximadamente 20% em TRAT1 (Figura 18). Observou-se, também, que na UA2 aproximadamente 50% das espécies são de média ou alta sensibilidade no sítio Controle e em TRAT2, enquanto que este número cai para mais de 30% em TRAT1 (Figura 18). Quando se considera a abundância de cada classe de sensibilidade, esse padrão se acentua ainda mais. O mesmo padrão ocorre na UA5, onde têm-se quase 60% dos indivíduos registrados no Controle referentes a espécies de média ou alta sensibilidade, aproximadamente 30% em TRAT2 e aproximadamente 20% em TRAT1.

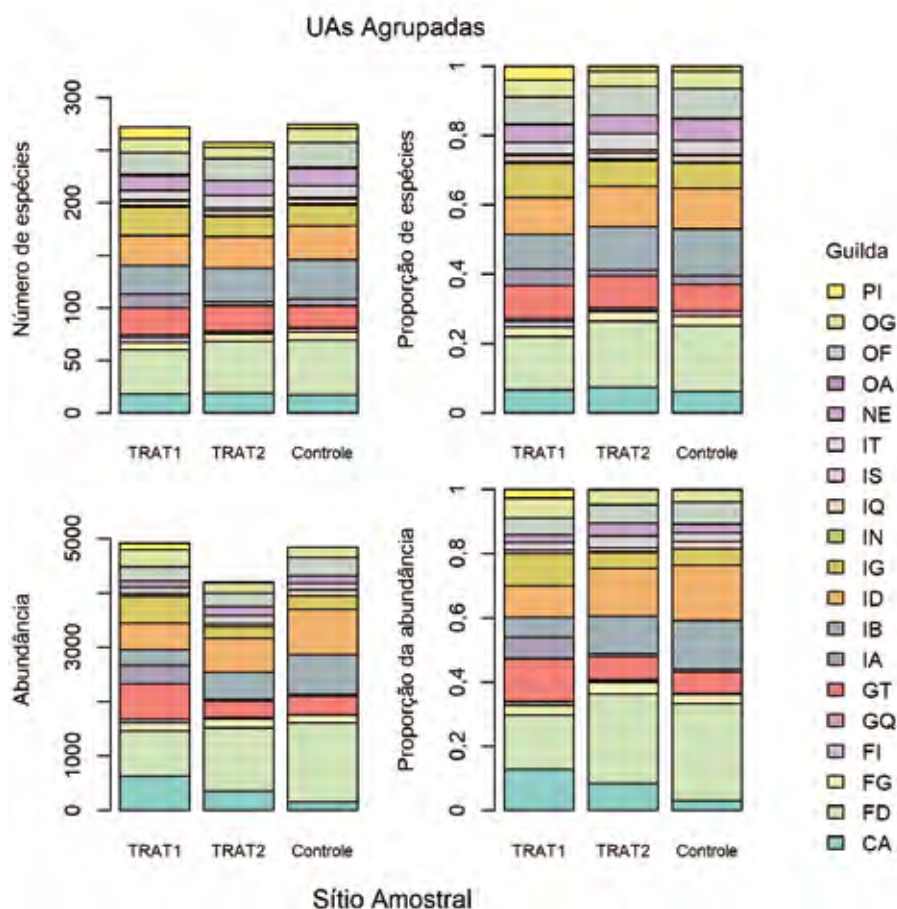
Figura 18 – Número e proporção de espécies e abundância de aves em cada classe de sensibilidade a alterações ambientais (alta, média, baixa, segundo Parker et al. 1996) registrados nas unidades amostrais de forma agrupada ao longo de sete campanhas. Linha superior: Número de espécies (painel à esquerda) e proporção do número total de espécies (painel à direita) em cada classe de sensibilidade, por sítio amostral. Linha inferior: Abundância (painel à esquerda) e proporção da abundância total (painel à direita) de cada classe de sensibilidade.



A análise referente à categorização da avifauna quanto a sua dieta e formas de forrageamento permitiu concluir que a abundância de indivíduos de grupos sensíveis a degradação ambiental, tais como frugívoros de dossel e insetívoros de sub-bosque, é maior nos sítios Controle e TRAT2 que nos sítios TRAT1. Da mesma forma, a abundância de grupos mais oportunistas, como granívoros terrestres e insetívoros generalistas é maior nos sítios TRAT1 (Figura 19).

Foi observado que na UA1 existe uma proporção muito maior de indivíduos que pertencem a espécies de granívoros terrestres, insetívoros generalistas (IG) e onívoros generalistas (OG) em TRAT1 em relação aos demais sítios, enquanto que a proporção de indivíduos de espécies de frugívoros de dossel (FD) e de insetívoros de sub-bosque foi maior no Controle e em TRAT2 do que em TRAT1 (Figura 13). O mesmo ocorre na UA2, onde aproximadamente 20% dos indivíduos registrados em TRAT1 pertencem a espécies de insetívoros generalistas, e este valor cai para menos de 12% no Controle e em TRAT2 (Figura 16).

Figura 19 – Número e proporção de espécies e abundância de aves de cada guilda, definidas a partir de vários autores (SCHUBART et al. 1965, SICK 1997, WILLIS 1979 e ANTUNES et al. 2011) registradas nas unidades amostrais agrupadas, ao longo de sete campanhas. Linha superior: Número de espécies (painel à esquerda) e proporção do número total de espécies (painel à direita) de cada guilda por sítio amostral. Linha inferior: Abundância (painel à esquerda) e proporção da abundância total (painel à direita) de cada guilda por sítio amostral. OA – Onívoro aquático; OG – Onívoro generalista; OF – Onívoro florestal; CA – Carnívoro; FG – Frugívoro generalista; FD – Frugívoro de dossel; NE – Nectarívoro; PI – Piscívoro; GT – Granívoro terrestre; GQ – Granívoro de taquara; IG – Insetívoro generalista; IT – Insetívoro de tronco; ID – insetívoro de dossel; IN – Insetívoro noturno; IB – Insetívoro de sub-bosque; IQ – Insetívoro de taquara; FI – filtrador.



Ao serem comparados os resultados obtidos somente nas quatro primeiras campanhas com os dados das sete campanhas executadas, pode-se dizer que há maior refinamento na interpretação dos dados quando é utilizado o banco de dados das sete campanhas nas análises apresentadas. Quanto à categorização das aves de acordo com o habitat preferencial, foi observado um aumento de 75% para 80% nas espécies que possuem hábito florestal e ocorrem nos sítios TRAT2 e Controle. O percentual de espécies florestais em TRAT1 se elevou de 66% para pouco menos de 70%. Este resultado é esperado, uma vez que na medida em que se acumula informações ao longo do tempo, os resultados se tornam mais precisos (Tabela 7).

Sobre a sensibilidade a distúrbios no habitat, a comparação dos resultados obtidos nos dois períodos indica que houve um decréscimo de 50% para menos de 40% nos indivíduos pertencentes a espécies de média ou alta sensibilidade encontrados nos sítios TRAT2 (Tabela 7). Tendo como base este resultado, presume-se que o valor de 50% para o TRAT2 obtido com dados de apenas quatro

campanhas indicou uma falsa similaridade destes sítios amostrais com os sítios Controle, uma vez que TRAT2 é considerado mais próximo de TRAT1 conforme os resultados das sete campanhas. Esse resultado faz sentido, uma vez que TRAT1 e TRAT2 estão geograficamente localizados muito próximos um ao outro, e ao mesmo tempo, compartilham um maior número de espécies entre si quando comparados aos sítios Controle. Essa diferença nos valores comparativos corrobora a fragilidade dos dados quando se analisa estas comunidades tendo um n amostral baixo e a variação que ocorre na medida em que são acrescentadas informações ao banco de dados por meio da execução de mais campanhas. Portanto, para que estas análises sejam conclusivas, a continuidade do estudo se torna necessária no sentido de se refinar os resultados.

Ao analisar comparativamente a categorização das aves quando a sua dieta e formas de forrageamento, foi observado um aumento no número de insetívoros de tronco nos sítios Controle em relação aos dados das quatro primeiras campanhas (Tabela 7). Este resultado é esperado, uma vez que este grupo ecológico funcional está associado a florestas bem estruturadas e em bom estado de conservação, estando pouco representado em locais demasiadamente alterados.

Tabela 7 – Resumo analítico entre os principais resultados obtidos nas análises relacionadas à estrutura das comunidades entre o período do primeiro ano do estudo (campanhas 1 a 4) e o total realizado (sete campanhas).

Análise	Ano 1 (campanhas 1 a 4)	Total (1 a 7)
Categorização de acordo com habitat preferencial	- TRAT2 e C = maior proporção de espécies florestais	- TRAT2 e C = maior proporção de espécies florestais
	- TRAT2 e C = maior abundância de indivíduos de espécies florestais	- TRAT2 e C = maior abundância de indivíduos de espécies florestais
	- Mais de 75% das espécies são florestais em TRAT2 e C	- 80% das espécies são florestais em TRAT2 e C
	- 66% das espécies são florestais em TRAT1	- Menos de 70% das espécies são florestais em TRAT1
Sensibilidade a distúrbios no habitat	- 30% dos indivíduos pertencem a espécies de média ou alta sensibilidade em TRAT1	- 30% dos indivíduos pertencem a espécies de média ou alta sensibilidade em TRAT1
	- 50% pertencem a este grupo de espécies em TRAT2	- Quase 40% pertencem a este grupo de espécies em TRAT 2
	- 50% nos sítios Controle	- Quase 50% nos sítios Controle
Categorização quanto à dieta e formas de forrageamento	- Mais insetívoros de dossel, insetívoros de sub-bosque e frugívoros de dossel em Controle e TRAT2	- Mais insetívoros de dossel, insetívoros de sub-bosque, frugívoros de dossel e insetívoros de tronco em Controle e TRAT2
	- Mais piscívoros, onívoros generalistas, insetívoros generalistas, granívoros terrestres e carnívoros em TRAT1	- Mais onívoros generalistas, insetívoros generalistas, granívoros terrestres e carnívoros em TRAT1

Dominância e equitatividade

As curvas de ranque-abundância (diagramas de Whittaker) das assembleias de aves registradas por meio de contagens por ponto nos três sítios (TRAT1, TRAT2 e C) de cada Unidade Amostral, bem como os índices de diversidade de Shannon, inverso de Simpson e Alpha de Fisher obtidos de cada uma dessas assembleias (i.e., são índices não assintóticos calculados a partir dos dados observados) estão representadas na Figura 20 e Figura 21.

Na UA1 os três índices indicam que a equitatividade de TRAT2 é superior à de TRAT1 e à do sítio Controle, enquanto que o sítio Controle teria equitatividade um pouco inferior que TRAT1 para os três índices. De fato, a curva de ranque-abundância de TRAT2 tendeu a ser mais próxima de horizontal que as de TRAT1 e Controle, sendo que as abundâncias das espécies mais à direita do ranque tenderam a ser superiores em TRAT2 e Controle (Figura 20). Assim como descrito em BRASIL (MPF)/LACTEC (2020d) ambos fatores indicam uma comunidade mais equitativa em TRAT2. Ainda, a riqueza de TRAT2 foi superior, fator captado pelo índice de Shannon, o qual é mais sensível a variações de riqueza do que os outros índices (MAGURRAN, 2004). Dentre as seis espécies mais comuns de cada sítio da UA1, quatro foram compartilhadas entre Controle e TRAT2, e apenas uma entre TRAT1 e TRAT2, a choca-da-mata (*Thamnophilus caeruleus*) (Tabela 8). Nenhuma das seis espécies mais comuns foi compartilhada entre TRAT1 e Controle. De fato, as seis espécies mais abundantes de TRAT1 tendem a ser espécies generalistas, enquanto que as seis mais abundantes de TRAT2 e Controle tendem a ser espécies associadas a ambientes florestais.

Figura 20 – Curvas de ranque-abundância (diagramas de Whittaker) da avifauna registrada em cada unidade amostral (UA1 a UA6) e seus respectivos sítios (TRAT1, TRAT2 e C = Controle) ao longo de sete campanhas.

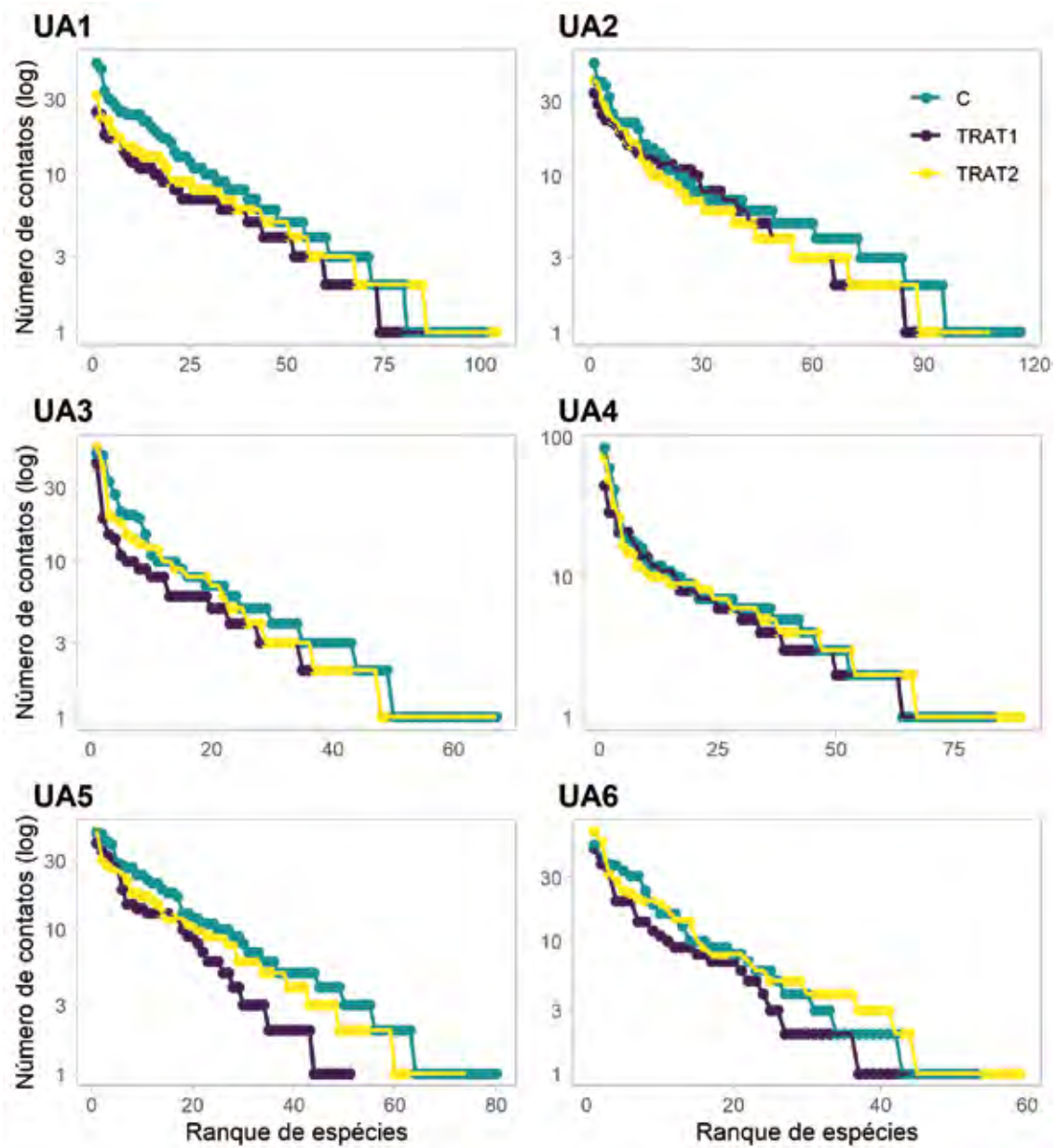


Figura 21 – Índices de diversidade de Shannon, inverso de Simpson e alpha de Fisher observados (i.e., não assintóticos) obtidos em cada sítio (TRAT1, TRAT2 e C = controle) de cada unidade amostral (UA1 a UA6) ao longo de sete campanhas.

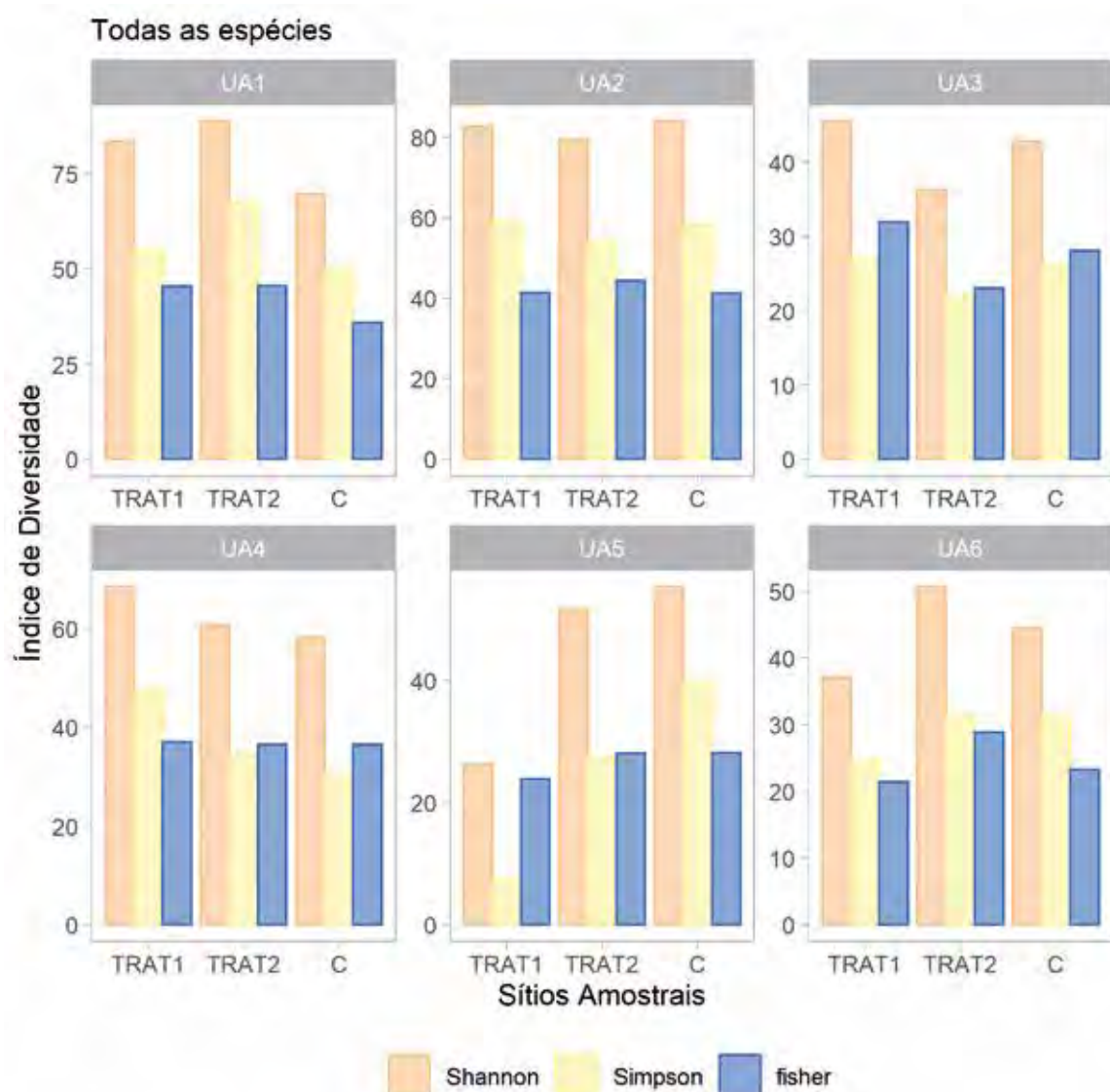


Tabela 8 – Espécies mais abundantes em cada um dos sítios (TRAT1, TRAT2 e C) da unidade amostral UA1 registradas ao longo de sete campanhas. A cor verde indica as espécies compartilhadas entre a primeira e segunda colunas, enquanto a cor azul indica as espécies compartilhadas entre a segunda e terceira colunas.

Ranque	Sítio		Sítio		Sítio	
1	TRAT1	<i>Pitangus sulphuratus</i>	TRAT2	<i>Coereba flaveola</i>	C	<i>Chiroxiphia caudata</i>
2	TRAT1	<i>Myiozetetes similis</i>	TRAT2	<i>Tangara cyanoventris</i>	C	<i>Tangara cyanoventris</i>
3	TRAT1	<i>Tangara sayaca</i>	TRAT2	<i>Chiroxiphia caudata</i>	C	<i>Saltator similis</i>
4	TRAT1	<i>Patagioenas picazuro</i>	TRAT2	<i>Saltator similis</i>	C	<i>Basileuterus culicivorus</i>
5	TRAT1	<i>Thamnophilus caerulescens</i>	TRAT2	<i>Thamnophilus caerulescens</i>	C	<i>Tachyphonus coronatus</i>
6	TRAT1	<i>Todirostrum poliocephalum</i>	TRAT2	<i>Pyriglena leucoptera</i>	C	<i>Pyriglena leucoptera</i>

Na UA2 dois índices (Shannon e Simpson) indicam que a equitatividade de TRAT2 é inferior à de TRAT1 e à do sítio Controle, enquanto que o outro (Fisher) indica uma equitatividade equivalente entre sítios (Figura 21). A curva de ranque abundância de TRAT2 tendeu a ter espécies mais abundantes nos primeiros ranques ou espécies menos abundantes nos ranques à direita que as curvas de TRAT1 e Controle, caracterizando menor equitatividade/maior dominância de TRAT2 (Figura 20). Dentre as seis espécies mais comuns de cada sítio da UA2, uma foi compartilhada entre os três sítios, o trinca-ferro (*Saltator similis*), e duas foram compartilhadas entre TRAT2 e Controle: o tangará (*Chiroxiphia caudata*) e o chorozinho-de-asa-vermelha (*Herpsilochmus rufimarginatus*, Tabela 9). Tal como observado na UA1, os sítios Controle e TRAT2 da UA2 tenderam a ter espécies de hábito florestal entre as mais abundantes, ao contrário das espécies mais abundantes registradas no TRAT1.

Tabela 9 – Espécies mais abundantes em cada um dos sítios (TRAT1, TRAT2 e C) da unidade amostral UA2 ao longo de sete campanhas. A cor verde indica as espécies compartilhadas entre as três colunas, enquanto a cor azul indica as espécies compartilhadas entre a segunda e terceira colunas.

Ranque	Sítio		Sítio		Sítio	
1	TRAT1	<i>Saltator similis</i>	TRAT2	<i>Chiroxiphia caudata</i>	C	<i>Chiroxiphia caudata</i>
2	TRAT1	<i>Tangara palmarum</i>	TRAT2	<i>Saltator similis</i>	C	<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>
3	TRAT1	<i>Patagioenas picazuro</i>	TRAT2	<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	C	<i>Pyriglena leucoptera</i>
4	TRAT1	<i>Pitangus sulphuratus</i>	TRAT2	<i>Formicivora serrana</i>	C	<i>Tangara cyanoventris</i>
5	TRAT1	<i>Psarocolius decumanus</i>	TRAT2	<i>Thamnophilus caeruleus</i>	C	<i>Ilicura militaris</i>
6	TRAT1	<i>Coereba flaveola</i>	TRAT2	<i>Tachyphonus coronatus</i>	C	<i>Saltator similis</i>

As amostragens na UA3 foram interrompidas após a quinta campanha conforme solicitado pelo contratante e as análises aqui apresentadas não foram feitas para esta unidade amostral.

Na UA4 os índices de Shannon e Simpson indicam um padrão de equitatividade decrescente (TRAT1 > TRAT2 > Controle), enquanto que o índice de Fisher indica equitatividades equivalentes entre sítios (Figura 21). De fato, apesar de diferirem na forma, as curvas de ranque-abundância dos três sítios se equivalem em equitatividade pois as que têm espécies com maior abundância nos primeiros ranques também têm espécies com maior abundância nos ranques mais à direita, e vice-versa, tornando suas equitatividades semelhantes (Figura 20). Dentre as seis espécies mais comuns de cada sítio da UA4, três foram compartilhadas entre os todos os sítios: o figuinha-de-rabo-castanho (*Conirostrum speciosum*), a choca-de-Sooretama (*Thamnophilus ambiguus*) e o guaxe (*Cacicus haemorrhous*). Uma espécie foi compartilhada entre TRAT1 e TRAT 2, o risadinha (*Camptostoma obsoletum*); e uma entre TRAT2 e Controle, o garrinchão-pai-avô (*Pheugopedius genibarbis*) (Tabela 2, Tabela 10). Ao contrário do observado nas UA1 e UA2, as espécies mais abundantes nos três sítios da UA4 tenderam a ser de hábito mais florestal.

Tabela 10 – Espécies mais abundantes em cada um dos sítios (TRAT1, TRAT2 e C) da unidade amostral UA4 ao longo de sete campanhas. A cor verde indica as espécies compartilhadas entre as três colunas, a cor laranja indica as espécies compartilhadas entre a primeira e segunda colunas, e a cor azul indica as espécies compartilhadas entre a segunda e terceira colunas.

Ranque	Sítio		Sítio		Sítio	
1	TRAT1	<i>Crotophaga major</i>	TRAT2	<i>Cacicus haemorrhous</i>	C	<i>Cacicus haemorrhous</i>
2	TRAT1	<i>Conirostrum speciosum</i>	TRAT2	<i>Thamnophilus ambiguus</i>	C	<i>Thamnophilus ambiguus</i>
3	TRAT1	<i>Thamnophilus ambiguus</i>	TRAT2	<i>Myrmotherula axillaris</i>	C	<i>Pheugopedius genibarbis</i>
4	TRAT1	<i>Cacicus haemorrhous</i>	TRAT2	<i>Conirostrum speciosum</i>	C	<i>Conirostrum speciosum</i>
5	TRAT1	<i>Camptostoma obsoletum</i>	TRAT2	<i>Pheugopedius genibarbis</i>	C	<i>Pionus maximiliani</i>
6	TRAT1	<i>Ramphastos vitellinus</i>	TRAT2	<i>Camptostoma obsoletum</i>	C	<i>Patagioenas picazuro</i>

Na UA5 os três índices apresentam padrão crescente de equitatividade (TRAT1 < TRAT2 < Controle), sendo esse padrão muito menos acentuado segundo o índice de Fisher. Segundo os índices de Shannon e Simpson a equitatividade de TRAT1 em relação ao Controle foi cerca de 50% e 80% menor, respectivamente (Figura 21). De fato, os ranques mais à direita na curva de TRAT1 foram ocupados por espécies com abundâncias bem inferiores às observadas nos mesmos ranques de TRAT2 e Controle, indicando maior dominância no primeiro sítio (Figura 20). Dentre as seis espécies mais comuns de cada sítio da UA5, duas foram compartilhadas entre TRAT1 e TRAT 2: a curica (*Amazona amazonica*) e o guaxe (*Cacicus haemorrhous*); duas entre TRAT2 e Controle: a mariquita (*Setophaga pitiayumi*) e o tucano-de-bico-preto (*Ramphastos vitellinus*); e uma entre Controle e TRAT1, o bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*, Tabela 11).

Tabela 11 – Espécies mais abundantes em cada um dos sítios (TRAT1, TRAT2 e C) da unidade amostral UA5 ao longo de sete campanhas. A cor laranja indica as espécies compartilhadas entre a primeira e segunda colunas, a cor verde indica as espécies compartilhadas entre a primeira e terceira colunas, e a cor azul indica as espécies compartilhadas entre a segunda e terceira colunas.

Ranque	Sítio		Sítio		Sítio	
1	TRAT1	<i>Crotophaga major</i>	TRAT2	<i>Cacicus haemorrhous</i>	C	<i>Setophaga pitiayumi</i>
2	TRAT1	<i>Pitangus sulphuratus</i>	TRAT2	<i>Amazona amazonica</i>	C	<i>Pyrrhura cruentata</i>
3	TRAT1	<i>Amazona amazonica</i>	TRAT2	<i>Rupornis magnirostris</i>	C	<i>Ramphastos vitellinus</i>
4	TRAT1	<i>Amazona rhodocorytha</i>	TRAT2	<i>Tolmomyias flaviventris</i>	C	<i>Myrmotherula axillaris</i>
5	TRAT1	<i>Cacicus haemorrhous</i>	TRAT2	<i>Setophaga pitiayumi</i>	C	<i>Pitangus sulphuratus</i>
6	TRAT1	<i>Pionus reichenowi</i>	TRAT2	<i>Ramphastos vitellinus</i>	C	<i>Chaetura cinereiventris</i>

Na UA6 os três índices indicam que TRAT2 teria maior equitatividade, seguido pelo Controle e por TRAT1 (Figura 21). De fato, os ranques mais à direita na curva de TRAT2 foram ocupados por espécies com abundâncias bem superiores às observadas nos mesmos ranques de TRAT2 e Controle, além de TRAT2 ter apresentado maior riqueza, fatores que tornaram sua curva mais equitativa segundo os três índices (Figura 20). Dentre as seis espécies mais comuns de cada sítio da UA6, cinco foram

compartilhadas entre sítios: o bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*) foi a espécie mais abundante em TRAT1 e segunda em TRAT2; a curica (*Amazona amazonica*) foi a segunda mais abundante em TRAT1 e quarta mais abundante em TRAT2; o bico-chato-amarelo (*Tolmomyias flaviventris*) foi a terceira em TRAT2 e quarta em TRAT1; a mariquita (*Setophaga pitiayumi*) foi a quinta em TRAT1 e em TRAT2; e o risadinha (*Camptostoma obsoletum*) foi a sexta espécie tanto em TRAT2 quanto no Controle (Tabela 12).

Tabela 12 – Espécies mais abundantes em cada um dos sítios (TRAT1, TRAT2 e C) da unidade amostral UA6 ao longo de sete campanhas. A cor azul indica as espécies compartilhadas entre a primeira e segunda colunas.

Ranque	Sítio		Sítio		Sítio	
1	TRAT1	<i>Pitangus sulphuratus</i>	TRAT2	<i>Cacicus haemorrhous</i>	C	<i>Formicivora grisea</i>
2	TRAT1	<i>Amazona amazonica</i>	TRAT2	<i>Pitangus sulphuratus</i>	C	<i>Patagioenas picazuro</i>
3	TRAT1	<i>Crotophaga major</i>	TRAT2	<i>Amazona amazonica</i>	C	<i>Vireo chivi</i>
4	TRAT1	<i>Pteroglossus aracari</i>	TRAT2	<i>Tolmomyias flaviventris</i>	C	<i>Dacnis cayana</i>
5	TRAT1	<i>Setophaga pitiayumi</i>	TRAT2	<i>Setophaga pitiayumi</i>	C	<i>Cyanerpes cyaneus</i>
6	TRAT1	<i>Tolmomyias flaviventris</i>	TRAT2	<i>Progne subis</i>	C	<i>Camptostoma obsoletum</i>

Os resultados apresentados confirmam que as métricas utilizadas indicam dano nas UAs do Compartimento 1, especialmente por meio do compartilhamento de mais espécies entre os sítios TRAT2 e Controle. Adicionalmente, a maioria destas espécies compartilhadas apresentam hábito florestal, distinguindo do resultado encontrado para TRAT1. Nas demais UAs este resultado não fica tão claro, havendo maior similaridade no compartilhamento de espécies entre TRAT1 e TRAT2. Abaixo é apresentada uma análise comparativa (Tabela 13) entre os dados obtidos somente nas quatro primeiras campanhas com os dados atualizados das sete campanhas executadas durante o estudo, com a indicação dos valores parciais que se destacaram por estarem expressivamente acima ou abaixo da média daqueles obtidos nos demais sítios amostrais da mesma UA.

Tabela 13 – Síntese apresentando as métricas de dominância e equitatividade resumidamente como forma comparativa entre os sítios amostrais. As cores indicam valores que se destacaram por serem expressivamente superiores (em verde) ou inferiores (em vermelho) aos demais sítios.

Ano 1 (campanhas 1 a 4)																		
Indicador	UA1			UA2			UA3			UA4			UA5			UA6		
	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C
H' Obs	75,18	88,48	67,36	79,31	66,74	77,81	42,28	32,73	35,63	61,14	58,78	60,33	30,24	42,77	40,87	28,41	35,20	31,75
1-D Obs	46,47	68,88	49,72	58,35	46,28	56,40	24,71	19,36	21,47	42,73	36,03	36,25	9,70	22,07	28,81	19,38	21,90	21,00
Alpha Obs	47,21	53,78	37,77	46,32	43,55	44,39	33,04	22,58	24,77	38,67	36,65	40,18	24,39	25,25	20,74	18,15	22,83	16,77
Ano 2 (campanhas 1 a 7)																		
Indicador	UA1			UA2			UA3			UA4			UA5			UA6		
	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C
H' Obs	83,5	88,8	69,8	82,7	79,4	84,1	45,5	36,3	42,8	68,5	60,7	58,1	26,3	51,6	55,3	37,1	50,7	44,5
1-D Obs	55,2	67,5	50,1	59,5	54,0	58,3	27,1	22,2	26,3	47,4	34,5	30,5	7,5	27,5	39,8	24,6	31,4	31,2
Alpha Obs	45,4	45,6	35,9	41,5	44,3	41,2	31,9	23,1	28,1	37,0	36,5	36,4	23,9	28,1	28,1	21,5	28,9	23,3

Diversidade

Tal como já observado nos índices apresentados na sessão “Riqueza de espécies” (riqueza estimada e índices de Shannon e Simpson), a diversidade alfa medida como riqueza estimada de espécies foi equivalente nos sítios Controle e em TRAT1, e inferior em TRAT2, apesar de haver alguma sobreposição nos intervalos de confiança do sítio Controle e de TRAT2 (Figura 22). Quando se considera a diversidade de Shannon e de Simpson como indicador de diversidade alfa, no entanto, observa-se um padrão crescente de diversidade no qual os sítios Controle contam com valores mais elevados (Controle > TRAT2 > TRAT1). Isso indica que, apesar de terem um número de espécies equivalente ao de TRAT1, as assembleias dos sítios Controle seriam mais equitativas (Figura 22). Quando se considera apenas as espécies florestais, os sítios Controle tiveram maior riqueza de espécies que TRAT1 e continuaram tendo maiores valores de diversidade de Shannon e Simpson do que os sítios TRAT1 e TRAT2 (Figura 23).

Figura 22 – Medidas de diversidade alfa (riqueza estimada e índices assintóticos de diversidade Shannon e Simpson) obtidas nos sítios amostrais agrupando-se todas as unidades amostrais, ao longo de sete campanhas. Sítio amostral “C” corresponde ao Controle.

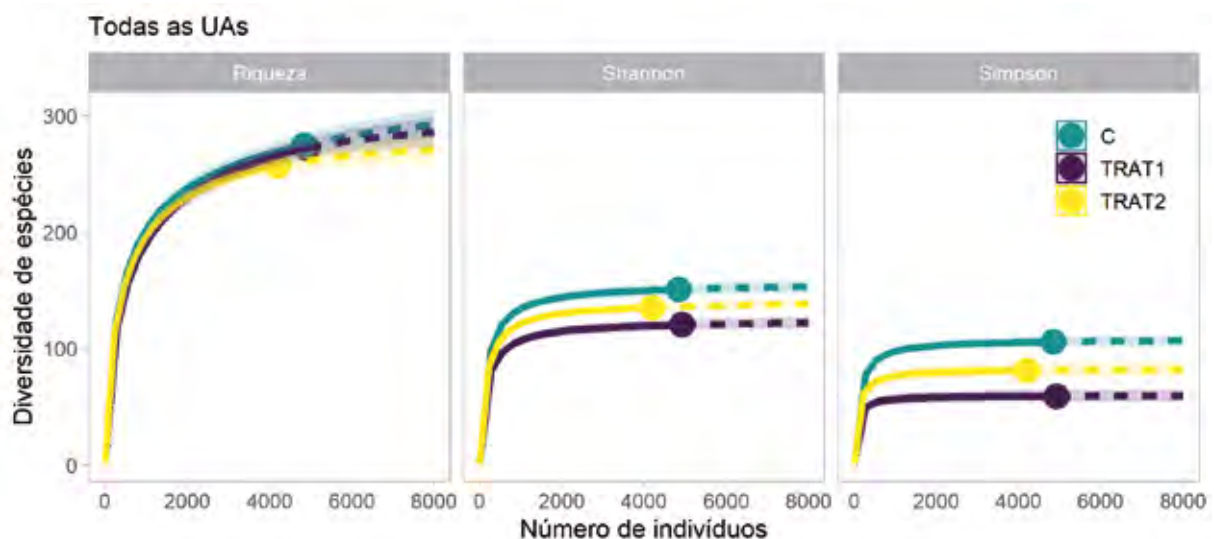
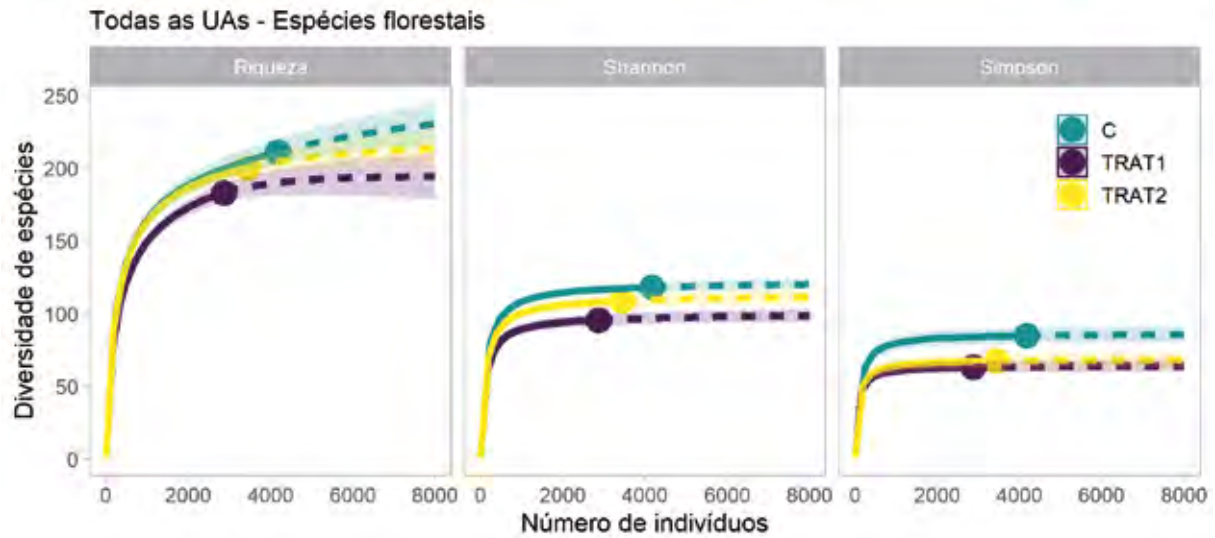


Figura 23 – Medidas de diversidade alpha (riqueza estimada e índices assintóticos de diversidade Shannon e Simpson) obtidas nos sítios amostrais agrupando-se todas as unidades amostrais e considerado apenas espécies florestais, ao longo de sete campanhas. Sítio amostral “C” corresponde ao Controle.



Abaixo é apresentada uma análise comparativa (Tabela 14) entre os dados obtidos somente nas quatro primeiras campanhas com os dados atualizados das sete campanhas executadas durante o estudo, com a indicação dos valores parciais que se destacaram por estarem expressivamente acima ou abaixo da média daqueles obtidos nos demais sítios amostrais da mesma UA.

Tabela 14 – Síntese apresentando as métricas de diversidade alfa de forma resumida como forma comparativa entre os sítios amostrais. As cores indicam valores que se destacaram por serem expressivamente superiores (em verde) ou inferiores (em vermelho) aos demais sítios.

Ano 1 (campanhas 1 a 4)																		
Indicador	UA1			UA2			UA3			UA4			UA5			UA6		
	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C
H' assintótico	85,3	104,8	77,0	91,7	79,2	88,5	52,0	37,6	41,8	71,2	67,8	70,1	32,3	47,1	44,2	32,5	40,4	34,4
1-D assintótico	49,6	81,2	54,4	64,7	51,9	62,3	27,2	20,5	22,8	47,7	39,3	39,7	9,8	23,0	30,5	20,8	23,3	22,0
Chao	168,0	136,5	141,9	155,0	129,9	138,0	95,3	87,1	110,1	110,1	111,0	111,2	99,0	94,2	74,2	64,4	90,8	65,1
Ano 2 (campanhas 1 a 7)																		
Indicador	UA1			UA2			UA3			UA4			UA5			UA6		
	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C
H' assintótico	91,6	98,3	76,2	88,9	87,8	91,3	54,1	40,6	48,9	75,3	67,2	63,9	27,6	55,4	59,7	40,4	55,6	47,5
1-D assintótico	58,0	74,1	52,9	62,7	57,9	61,7	29,5	23,4	27,7	51,0	36,2	31,8	7,5	28,4	41,7	25,9	32,8	32,4
Chao	188,4	139,0	155,3	152	144,1	155,1	98,9	82,6	125	116,8	125,3	126	104,2	111,3	113,8	72,8	116,1	93,9

Diversidade beta

A diversidade-beta de cada sítio da UA1, medida pela dissimilaridade (distância de Bray-Curtis) média na composição de espécies entre os pontos de contagem de um mesmo sítio amostral (TRAT1, TRAT2 e C), está representada na Figura 24. A beta-diversidade de TRAT2 foi significativamente superior à do sítio Controle, mas não diferiu da de TRAT1, que por sua vez também não diferiu da do Controle (Figura 24). Isso indica que a composição de espécies dentro dos pontos do Controle foi inferior a observada tanto em TRAT1 quanto em TRAT2. Quando se considera apenas as espécies florestais, a beta-diversidade de TRAT1 foi superior à do Controle, porém não diferiu da de TRAT2, enquanto que a deste último também foi superior à do Controle (Figura 24). Quando se considera a diversidade beta entre sítios (isto é, quantas espécies foram compartilhadas e exclusivas entre sítios) da UA1 (186 espécies no total registradas pelo método ponto de escuta), tem-se que 31, 5 e 17 espécies foram exclusivas de TRAT1, TRAT2 e Controle, respectivamente, e que 79 espécies foram registradas em todos os sítios da UA1 (Figura 25). Quando se consideram apenas as espécies florestais, 66 espécies foram registradas nos três sítios, enquanto que 15, 4 e 16 espécies foram registradas exclusivamente em TRAT1, TRAT2 e Controle, respectivamente (Figura 25).

Figura 24 – Diversidade beta de aves de cada sítio da UA1 ao longo de sete campanhas. Quanto maior o valor, maior é a variação na composição de espécies dentro dos pontos de contagem de um dado sítio. As caixas representam os quartis de 25 e 75% de distribuição e as linhas horizontais representam medianas. O painel superior abrange todas as aves registradas e o painel inferior apenas as florestais (segundo classificação adaptada de Parker et al., 1996).

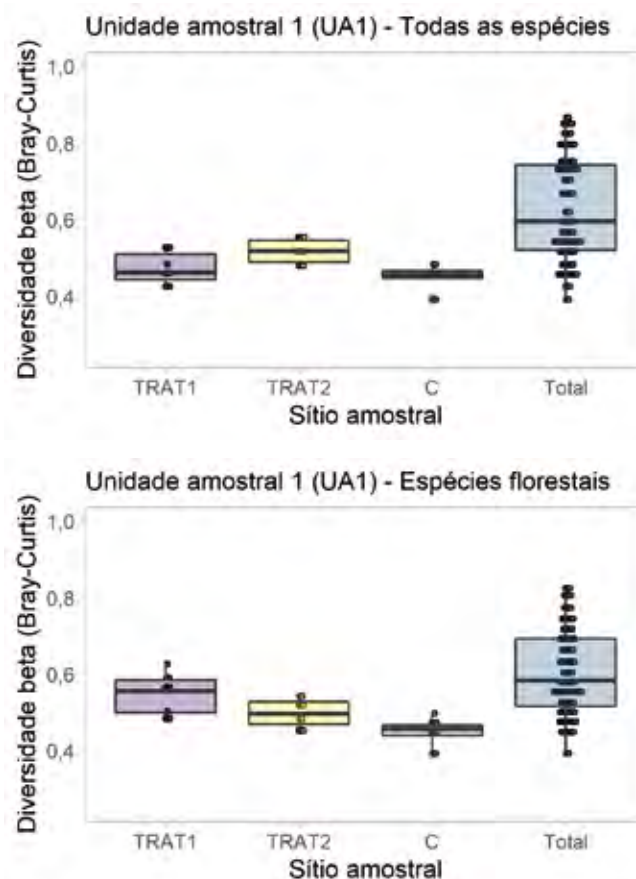
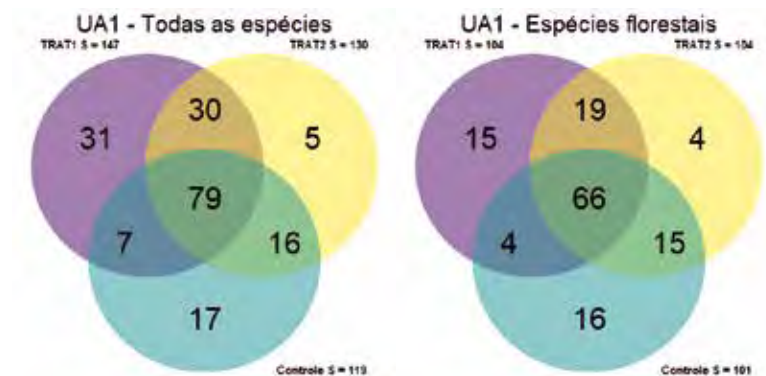
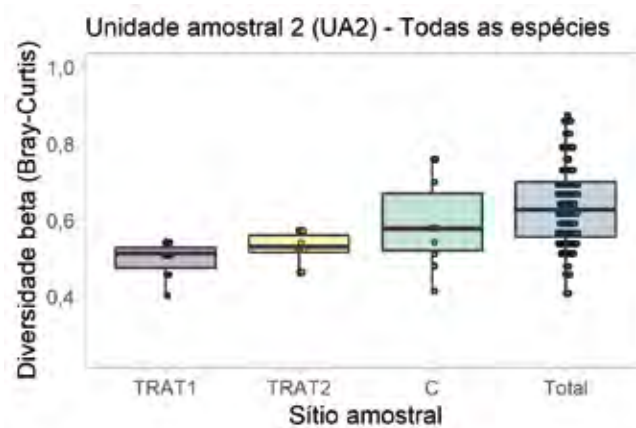


Figura 25 – Diagramas de Venn representando o número de espécies de aves compartilhadas entre sítios da UA1, ao longo de sete campanhas. O diagrama da esquerda abrange todas as aves e o da direita apenas as espécies florestais (segundo classificação adaptada de Parker et al., 1996).



A diversidade-beta medida nos sítios da UA2 foi estatisticamente equivalente entre o Controle e TRAT2, e ambos tiveram valores superiores ao observado no TRAT1 (Figura 26). Quando se considera apenas espécies florestais, no entanto, os valores de diversidade beta foram equivalentes entre sítios (Figura 26). Quando se considera a diversidade-beta entre sítios da UA2 (188 espécies no total registradas pelo método de pontos de escuta), isto é, quantas espécies foram compartilhadas e exclusivas entre sítios, tem-se que 85 espécies foram registradas nos três sítios da UA2, enquanto que 28, 8 e 22 espécies foram registradas exclusivamente em TRAT1, TRAT2 e Controle, respectivamente (Figura 27). Quando se consideram apenas as espécies florestais, 74 espécies foram registradas em todos os sítios e 14, 5 e 18 espécies foram exclusivas de TRAT1, TRAT2 e Controle, respectivamente (Figura 27).

Figura 26 – Diversidade beta de aves de cada sítio da UA2 ao longo de sete campanhas. Quanto mais próximo de um, maior é a variação na composição de espécies dentro dos pontos de contagem de um dado sítio. As caixas representam os quartis de 25 e 75% de distribuição e as linhas horizontais representam medianas. O painel superior abrange todas as aves registradas e o painel inferior apenas as florestais (segundo classificação adaptada de Parker et al., 1996).



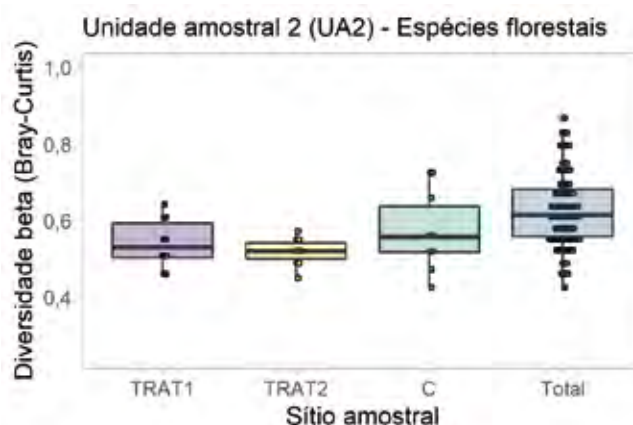
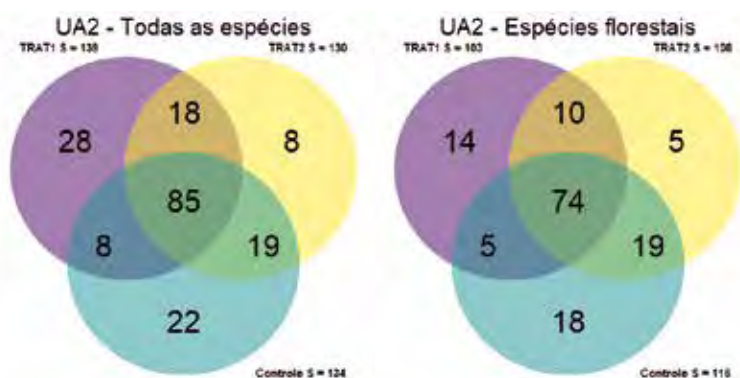


Figura 27 – Diagramas de Venn representando o número de espécies de aves compartilhadas entre sítios da UA2 ao longo de sete campanhas. O diagrama da esquerda abrange todas as aves e o da direita apenas as espécies florestais (segundo classificação adaptada de Parker et al., 1996).



Após a inserção dos dados das novas campanhas, e conforme apresentado em Brasil (MPF)/LACTEC (2020d), esta análise foi feita para todas as unidades amostrais, sendo aqui apresentados os resultados apenas das duas que compõem o Compartimento 1, ou seja, a UA1 e a UA2, pelo fato de serem as áreas cujos dados refletem mais claramente as consequências do desastre sobre o dano avaliado.

Quando o banco de dados é analisado de forma agrupada para todas as UAs, pode-se concluir que a mudança na composição de espécies entre pontos de um mesmo sítio foi equivalente entre sítios, seja considerando todas as espécies de aves ou apenas as espécies florestais (Figura 28). Sobre a utilização dos sítios, a maioria das espécies de aves foi encontrada nos três tipos de sítios amostrais. Houve, porém, mais espécies exclusivas dos TRAT1 e dos sítios Controle do que no TRAT2, provavelmente espécies com perfis ecológicos distintos. A mesma análise realizada somente com espécies de hábito florestal indicou que a maioria das espécies florestais também foi encontrada nos três tipos de sítios, porém merece destaque o número de espécies florestais exclusivas dos sítios Controle, o qual foi três vezes maior do que o observado para TRAT1 e TRAT2 (Figura 29). Este resultado indica que atualmente algumas espécies não ocorrem nos sítios mais próximos ao rio Doce, consequentemente mais expostos aos danos (sítios TRAT1 e TRAT2), estando restritas ao sítio Controle. Não obstante, esse padrão de espécies exclusivas dos sítios Controle também poderia estar relacionado a diferenças intrínsecas de habitat entre os sítios mais próximos e mais afastados do rio Doce.

Figura 28 – Diversidade beta de aves de cada sítio da unidade amostral UA6 ao longo de sete campanhas. Quanto maior o valor maior é a variação na composição de espécies dentro dos pontos de contagem de um dado sítio. As caixas representam os quartis de 25 e 75% de distribuição e as linhas horizontais representam medianas. O painel superior abrange todas as aves registradas e o painel inferior apenas as florestais (segundo classificação adaptada de Parker et al. 1996).

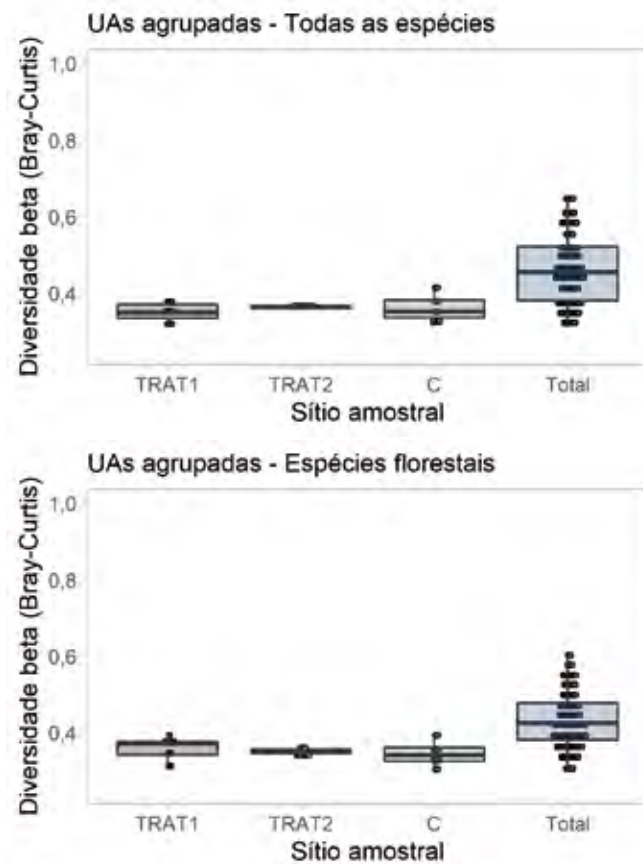
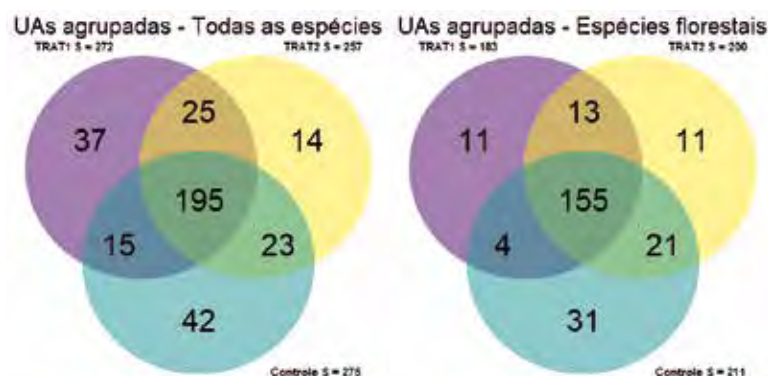


Figura 29 – Diagramas de Venn representando o número de espécies de aves compartilhadas entre sítios, com unidades amostrais agrupadas, ao longo de sete campanhas. O diagrama da esquerda abrange todas as aves e o da direita apenas as espécies florestais (segundo classificação adaptada de Parker et al. 1996).



Abaixo é apresentada uma análise comparativa (Tabela 15) entre os dados obtidos somente nas quatro primeiras campanhas com os dados atualizados das sétimas campanhas executadas durante o estudo.

Tabela 15 – Diversidade beta (média) de aves florestais de cada sítio de cada UA medida pela distância de Bray-Curtis.

Unidade Amostral	Ano 1 (campanhas 1 a 4)			Ano 2 (campanhas 1 a 7)		
	Sítio T1	Sítio T2	Controle	Sítio T1	Sítio T2	Controle
UA1	0,69	0,62	0,56	0,55	0,50	0,45
UA2	0,69	0,64	0,66	0,54	0,52	0,57
UA3	0,63	0,57	0,56	0,62	0,53	0,54
UA4	0,70	0,63	0,54	0,52	0,45	0,43
UA5	0,45	0,62	0,54	0,47	0,53	0,48
UA6	0,53	0,53	0,59	0,48	0,47	0,45

Composição de espécies

A análise de escalonamento multi-dimensional não-métrico (NMDS), em conjunto com Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), mostrou que a composição de espécies dos sítios da unidade amostral UA1 (TRAT1, TRAT2 e Controle) diferiu significativamente entre si, tanto quando se considerou toda a avifauna registrada (PERMANOVA, $R^2 = 0,93$, $p = 0,001$) quanto apenas as espécies florestais (PERMANOVA, $R^2 = 0,83$, $p = 0,001$, Figura 30). Considerando tanto toda a avifauna quanto apenas as espécies florestais, os pontos de contagem de cada sítio amostral formaram grupos consistentes tanto no NMDS quanto na análise de agrupamento. Nesta última análise, tanto para o total de espécies quanto para as espécies florestais, os pontos localizados nos sítios TRAT2 e Controle formaram um subgrupo, ficando os pontos do sítio TRAT1 em um subgrupo à parte, provavelmente devido a características ambientais distintas do sítio mais próximo ao rio Doce (Figura 31). As 20 espécies com os *scores* mais positivos e as 20 com *scores* mais negativos no eixo NMDS1, considerando todas as espécies da avifauna como apenas as espécies florestais, estão representadas na Figura 32.

Figura 30 – Escalonamento multi-dimensional não-métrico (NMDS) das assembleias de aves dos sítios da UA1. No painel superior foram consideradas todas as aves registradas e no painel inferior apenas aves florestais (adaptado de proposta de Parker et al., 1996). Os valores de R^2 e p se referem aos resultados da Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) aplicada aos dados. Baseado em dados das contagens por ponto obtidas ao longo de sete campanhas e em distâncias de Bray-Curtis.

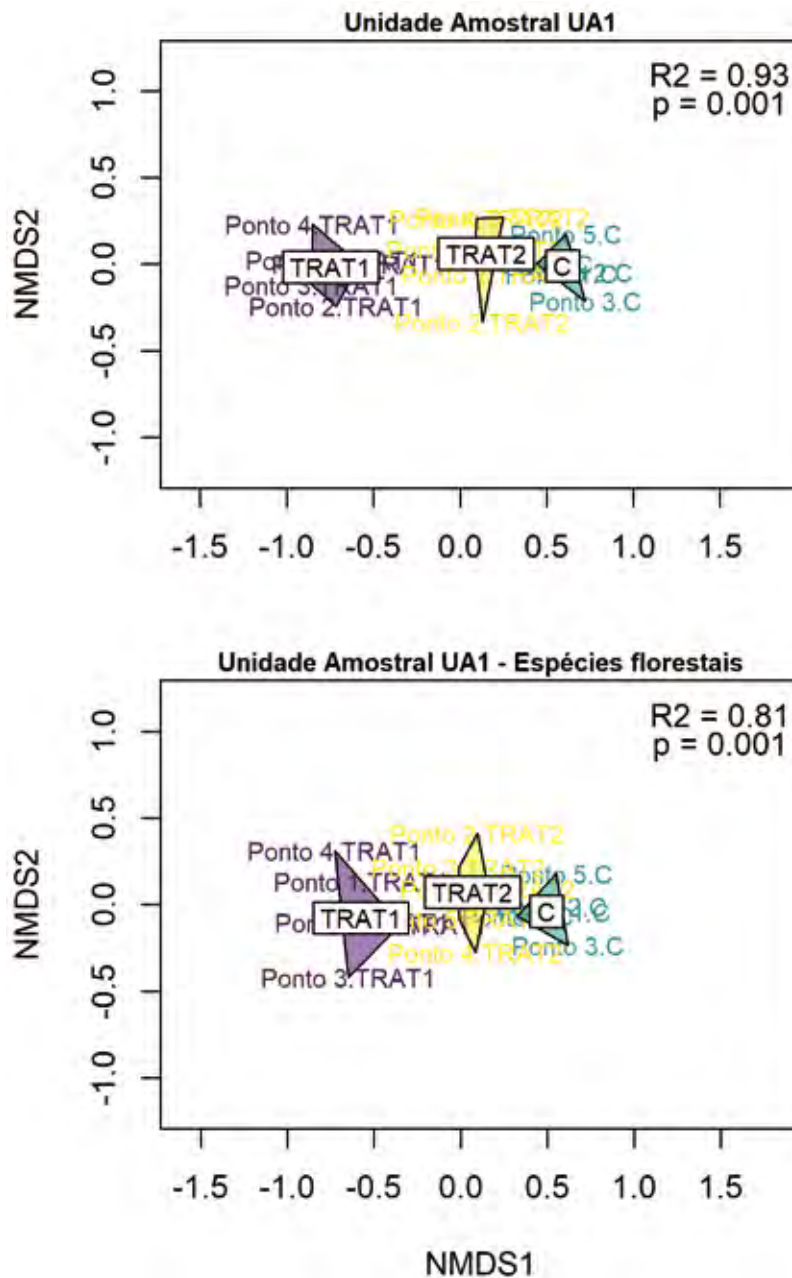


Figura 31 – Análise de agrupamento dos pontos de contagem de avifauna de cada sítio (TRAT1, TRAT2 e C = Controle) da UA1 amostrados ao longo de sete campanhas. No painel superior foram consideradas todas as aves registradas e no painel inferior apenas aves florestais (adaptado de proposta de PARKER et al., 1996). Dendrograma baseado no método *average* e na dissimilaridade de Bray-Curtis.

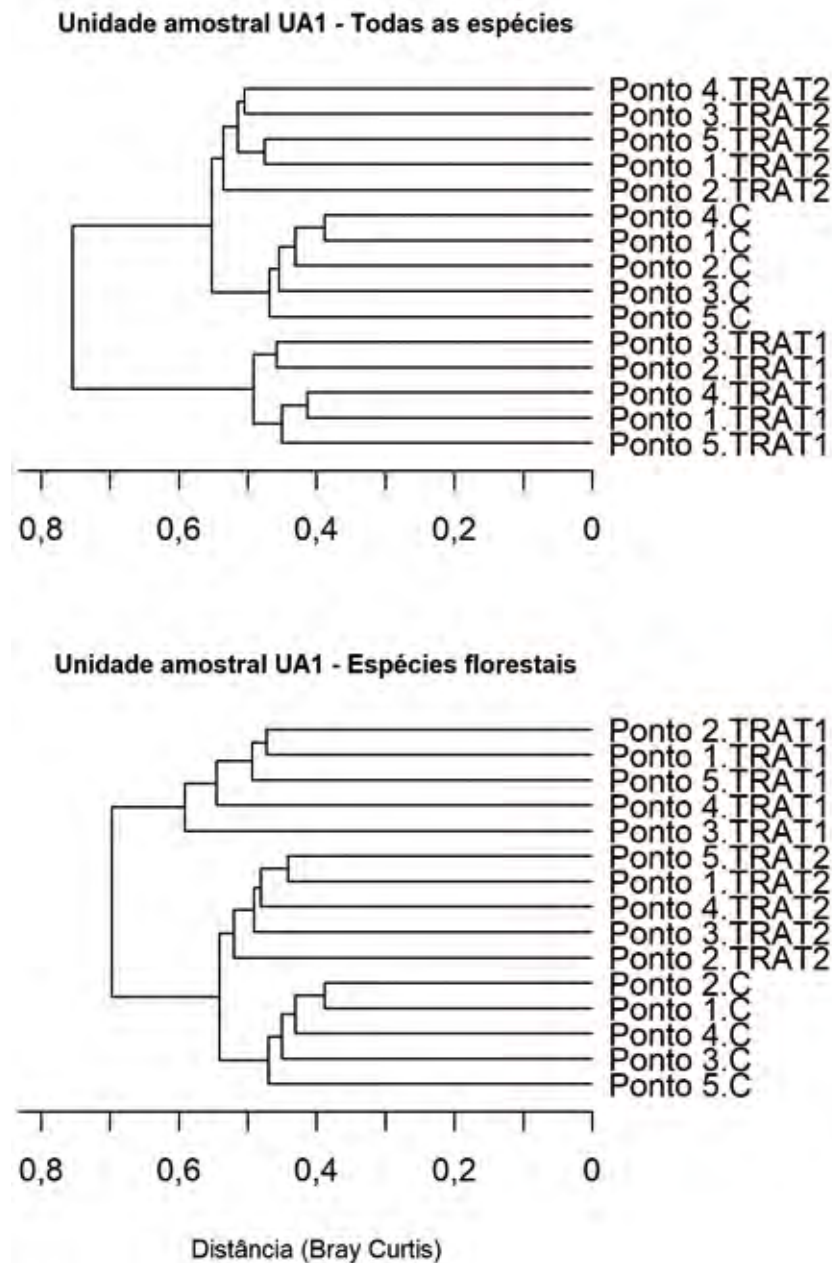
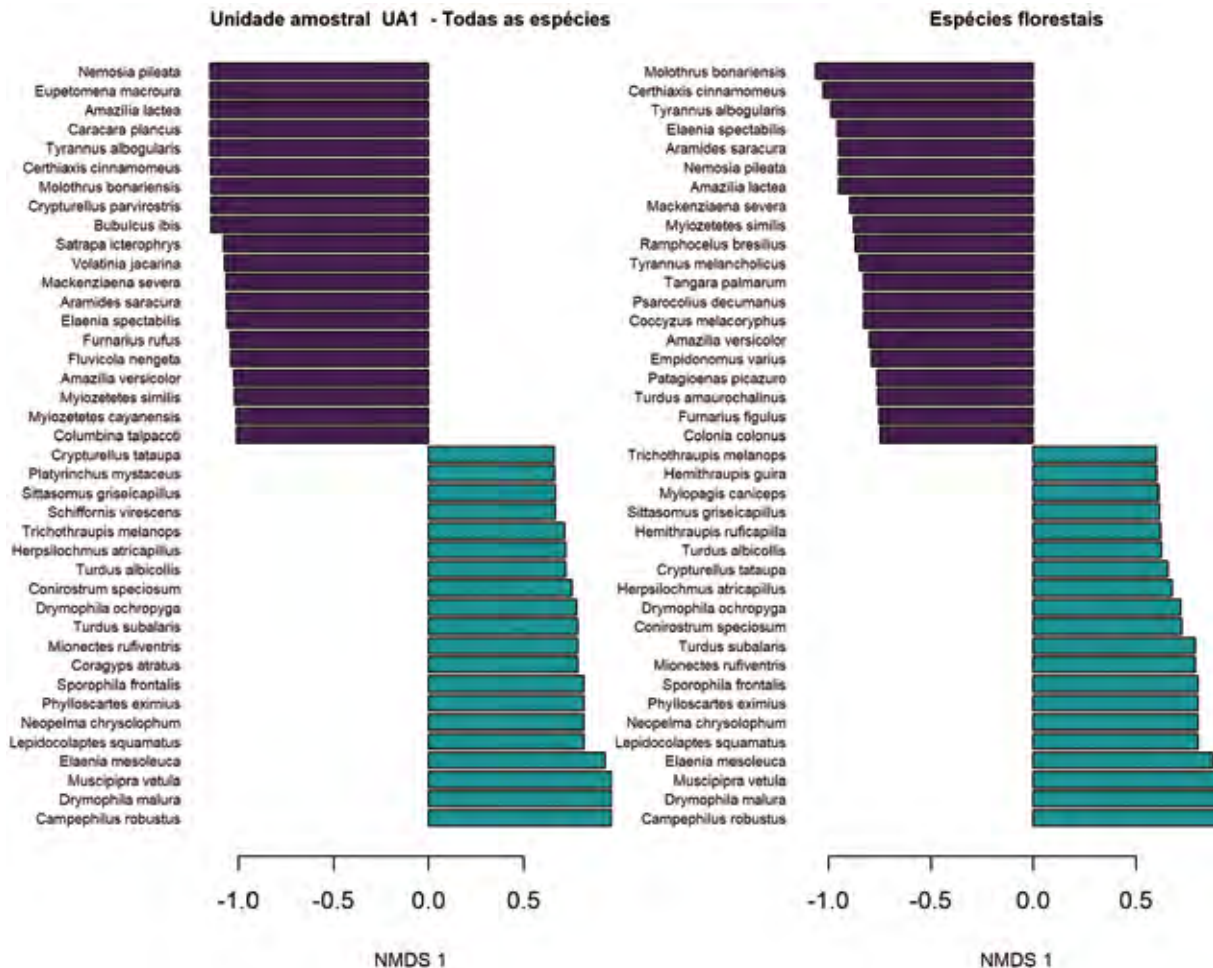


Figura 32 – Quarenta espécies com valores mais extremos (20 positivos e 20 negativos) no eixo NMDS1 obtidos no escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da assembleia de aves da UA1. No painel à esquerda são consideradas todas as espécies da avifauna e no painel à direita apenas as espécies florestais.



A mesma análise mostrou que a composição de espécies dos sítios da UA2 diferiu significativamente entre si, tanto quando se considerou toda a avifauna registrada (PERMANOVA, $R^2 = 0,8$, $p = 0,001$) quanto apenas as espécies florestais (PERMANOVA, $R^2 = 0,72$, $p = 0,001$, Figura 33). Na análise de agrupamento os pontos de cada sítio se agruparam coerentemente entre si, com exceção de um ponto do sítio controle que se agrupou com os pontos do sítio TRAT1, seja considerando todas as espécies ou apenas as florestais (Figura 34). As 20 espécies com os *scores* mais positivos e as 20 com *scores* mais negativos no eixo NMDS1, considerando todas as espécies da avifauna como apenas as espécies florestais, estão representadas na Figura 35.

Figura 33 – Escalonamento multi-dimensional não-métrico (NMDS) das assembleias de aves dos sítios da UA2. No painel superior foram consideradas todas as aves registradas e no painel inferior apenas aves florestais (adaptado de proposta de Parker et al., 1996). Os valores de R^2 e p se referem aos resultados da Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) aplicada aos dados. Baseado em dados das contagens por ponto e em distâncias de Bray-Curtis.

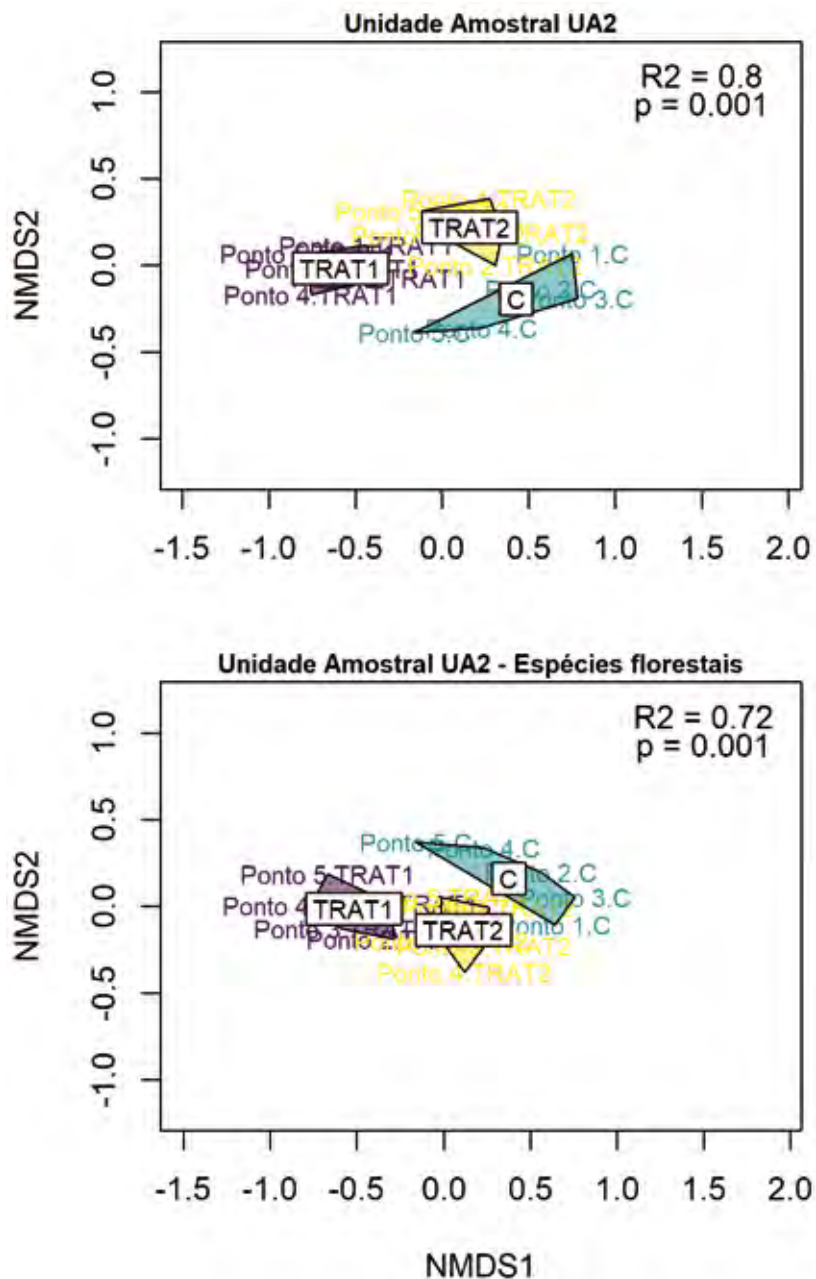


Figura 34 – Análise de agrupamento dos pontos de contagem de avifauna de cada sítio (TRAT1, TRAT2 e C = Controle) da UA2. No painel superior foram consideradas todas as aves registradas e no painel inferior apenas aves florestais (adaptado de proposta de Parker et al., 1996). Dendrograma baseado no método average e na dissimilaridade de Bray-Curtis.

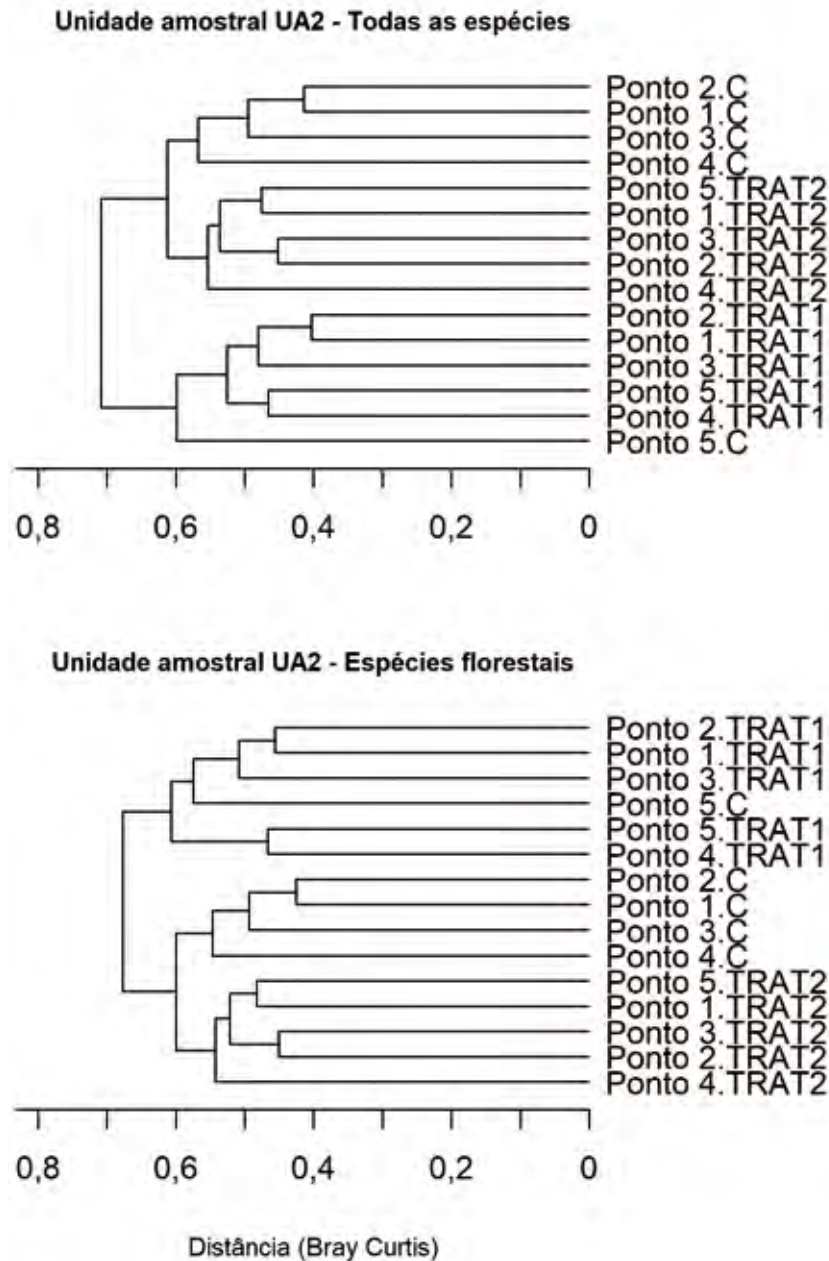
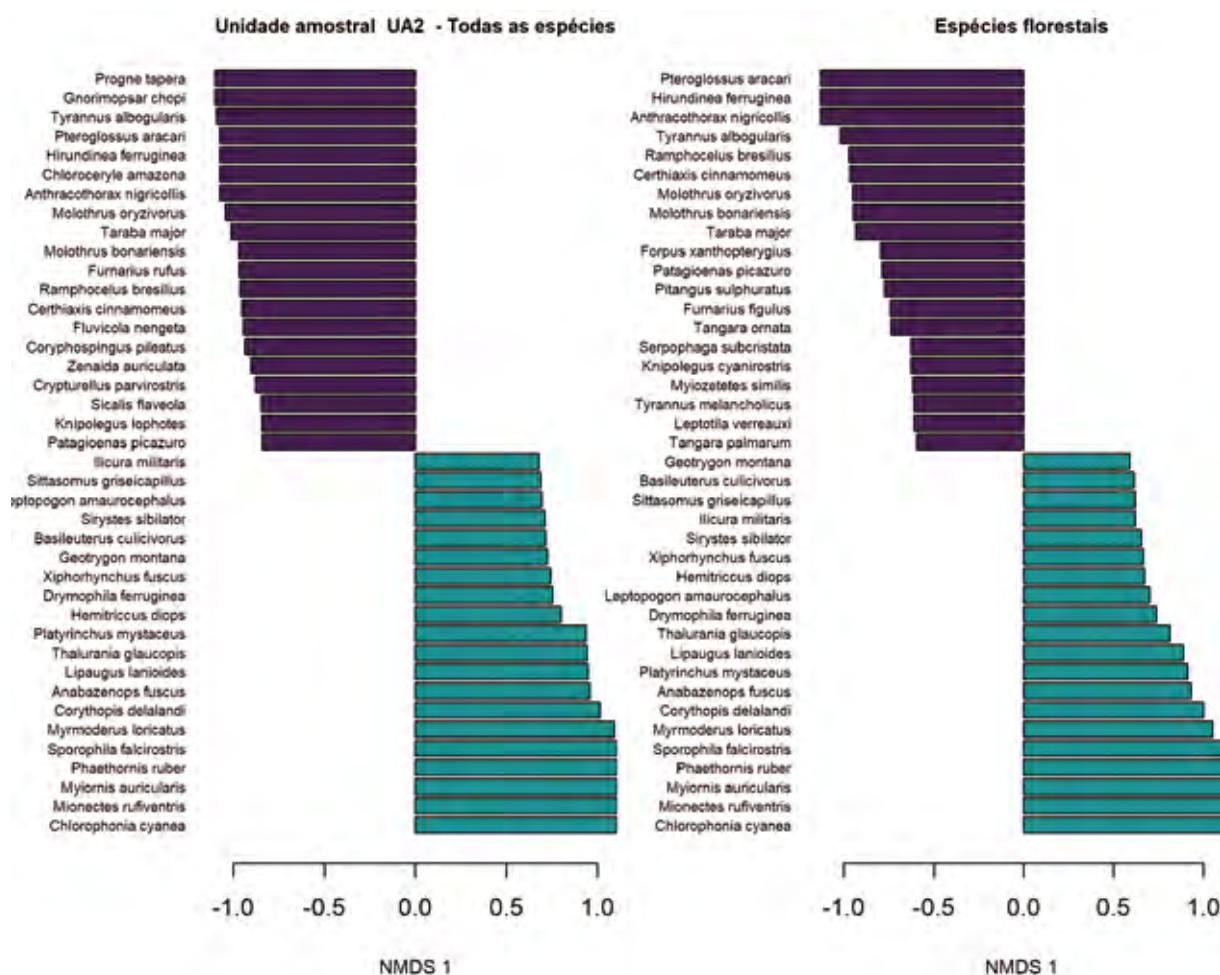


Figura 35 – Quarenta espécies com valores mais extremos (20 positivos e 20 negativos) no eixo NMDS1 obtidos no escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da assembleia de aves da UA2. No painel à esquerda são consideradas todas as espécies da avifauna e no painel à direita apenas as espécies florestais.



Na UA4 a análise PERMANOVA indica que a composição de espécies dos sítios diferiu significativamente entre si, tanto quando se considerou toda a avifauna registrada (PERMANOVA, $R^2 = 0,53$, $p = 0,001$) quanto apenas as espécies florestais (PERMANOVA, $R^2 = 0,56$, $p = 0,001$). Apesar disso, o agrupamento dos pontos de cada sítio não foi totalmente congruente entre si, visto que em todos os sítios da UA4 alguns pontos se agruparam junto a pontos de outros sítios. Desta forma, o dano não pode ser identificado nas UAs do Compartimento 2 de forma clara como ocorreu nas UAs do Compartimento 1. De acordo com os dados obtidos até este momento, apesar de haver indícios de existir uma composição de aves mais associada a ambientes menos alterados no sítio Controle, não é possível expandir a identificação dos efeitos do dano no Compartimento 2. A impossibilidade de continuar amostrando a UA3 compromete ainda mais o processo investigativo neste trecho do rio. Esta mesma situação ocorreu com os dados das UAs 5 e 6, onde apesar da composição de espécies dos sítios diferir significativamente entre si, havendo até agrupamento quase perfeito dos pontos de cada sítio (e.g. UA6), não é possível identificar o dano por meio desta análise.

De acordo com os dados quali-quantitativos levantados, especialmente quando compara-se assembleias de áreas florestais (Controle) com os sítios TRAT1 (afetados diretamente pelo desastre), pode-se dizer que a magnitude do dano sobre as comunidades de aves é elevada tendo em vista os efeitos do desastre sobre a avifauna que ocorre no Compartimento 1, ou seja, nas Unidades Amostras 1 e 2. Com a execução do estudo ficou nítida a substituição de táxons florestais por espécies generalistas nos locais que foram suprimidos pela passagem da lama. Nos demais compartimentos, estes danos se tornam menos nítidos, uma vez que não ocorreu supressão de habitat florestal nas UAs 3, 4, 5 e 6. Prever a avifauna que ocorria no ambiente ribeirinho antes do desastre é possível por meio da análise dos sítios TRAT2 e Controle das UAs referentes ao Compartimento 1, comparando com os resultados obtidos com o desenvolvimento do estudo; no entanto, avaliar as consequências da passagem de substâncias contaminantes em um corpo d'água sobre comunidades de aves florestais é um grande desafio e depende de muitos anos de coleta de dados. Os resultados obtidos para os Compartimentos 2 e 3 indicam uma composição de aves mais complexa e melhor estruturada nos sítios Controle, o que pode estar associado a um empobrecimento gradual nos demais sítios (devido a diversos fatores), conforme a proximidade com o leito do rio Doce. Sabe-se que houve uma elevada piora na qualidade dos ambientes aquáticos e ribeirinhos em consequência do desastre (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), e as métricas obtidas até este momento sugerem que as comunidades que habitam os sítios TRAT1 estão mais sujeitas aos efeitos do dano quando comparadas aquelas dos sítios Controle. Há razões estatísticas para se acreditar que os dados refletem pior qualidade ambiental em TRAT1 quando comparado aos demais sítios e presume-se que o desastre tenha acentuado esta piora. Os resultados das análises ecotoxicológicas indicam maior concentração de contaminantes em penas de aves capturadas nos sítios TRAT1, e este resultado pode contribuir no processo de identificação do dano nos Compartimentos 2 e 3. Esses resultados encontram-se detalhadamente apresentados no Tomo I - Contextualização do Acompanhamento de Danos e estão resumidos no item 2.4.7 do presente relatório.

Abaixo é apresentada uma análise comparativa (Tabela 16) entre os dados obtidos somente nas quatro primeiras campanhas com os dados atualizados das sete campanhas executadas durante o estudo, com a indicação dos valores parciais que se destacaram por estarem expressivamente acima ou abaixo da média daqueles obtidos nos demais sítios amostrais da mesma UA. Quando são comparados os resultados individuais de cada UA entre o primeiro ano (campanhas 1 a 4) e o conjunto contendo todas as campanhas, é possível observar um aumento expressivo nos valores parciais (Tabela 16), o que indica que a composição de espécies entre os sítios foi mais distinta ao utilizar todo o banco de dados das sete amostragens. Esta variação pode ter ocorrido em virtude do maior acúmulo de dados, em decorrência do dano, devido a mudanças naturais ou mesmo a uma interação entre dois ou mais fatores, não sendo possível atribuir o resultado neste momento somente à identificação do dano.

Tabela 16 – Síntese apresentando as métricas relacionadas às análises de composição de espécies de forma resumida como forma comparativa entre os sítios amostrais. As cores indicam valores que se destacaram por serem expressivamente superiores (em verde) ou inferiores (em vermelho) aos demais sítios.

Ano 1																		
Indicador	UA1			UA2			UA3			UA4			UA5			UA6		
	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C
R ² t	0,41			0,30			0,25			0,23			0,40			0,52		
R ² f	0,35			0,27			0,26			0,24			0,41			0,47		
PT	0,01*			0,01*			0,01*			0,01*			0,01*			0,01*		
Pf	0,01*			0,01*			0,01*			0,01*			0,01*			0,01*		
Ano 2																		
Indicador	UA1			UA2			UA3			UA4			UA5			UA6		
	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2	C
R ² t	0,93			0,8			0,62			0,53			0,91			0,89		
R ² f	0,81			0,72			0,63			0,56			0,81			0,86		
PT	0,001*			0,001*			0,001*			0,001*			0,001*			0,001*		
Pf	0,001*			0,001*			0,001*			0,001*			0,001*			0,001*		

Taxa de captura

A taxa de captura total (agrupando todas as espécies de uma mesma unidade amostral) teve padrões distintos dependendo da UA observada. Na UA1, UA2 e UA4 as taxas foram maiores em TRAT1, seguidas pelo sítio Controle e depois por TRAT2, estes últimos com taxas semelhantes em UA1 e UA2. Nas unidades UA3 e UA6 houve um incremento nas taxas de captura no sentido TRAT1, TRAT2 e Controle, sendo as maiores taxas observadas neste último sítio. Por fim, na UA5, o sítio Controle também teve as maiores taxas de captura, porém TRAT1 teve uma taxa levemente superior à de TRAT2. A seguir são apresentados os resultados obtidos para cada UA.

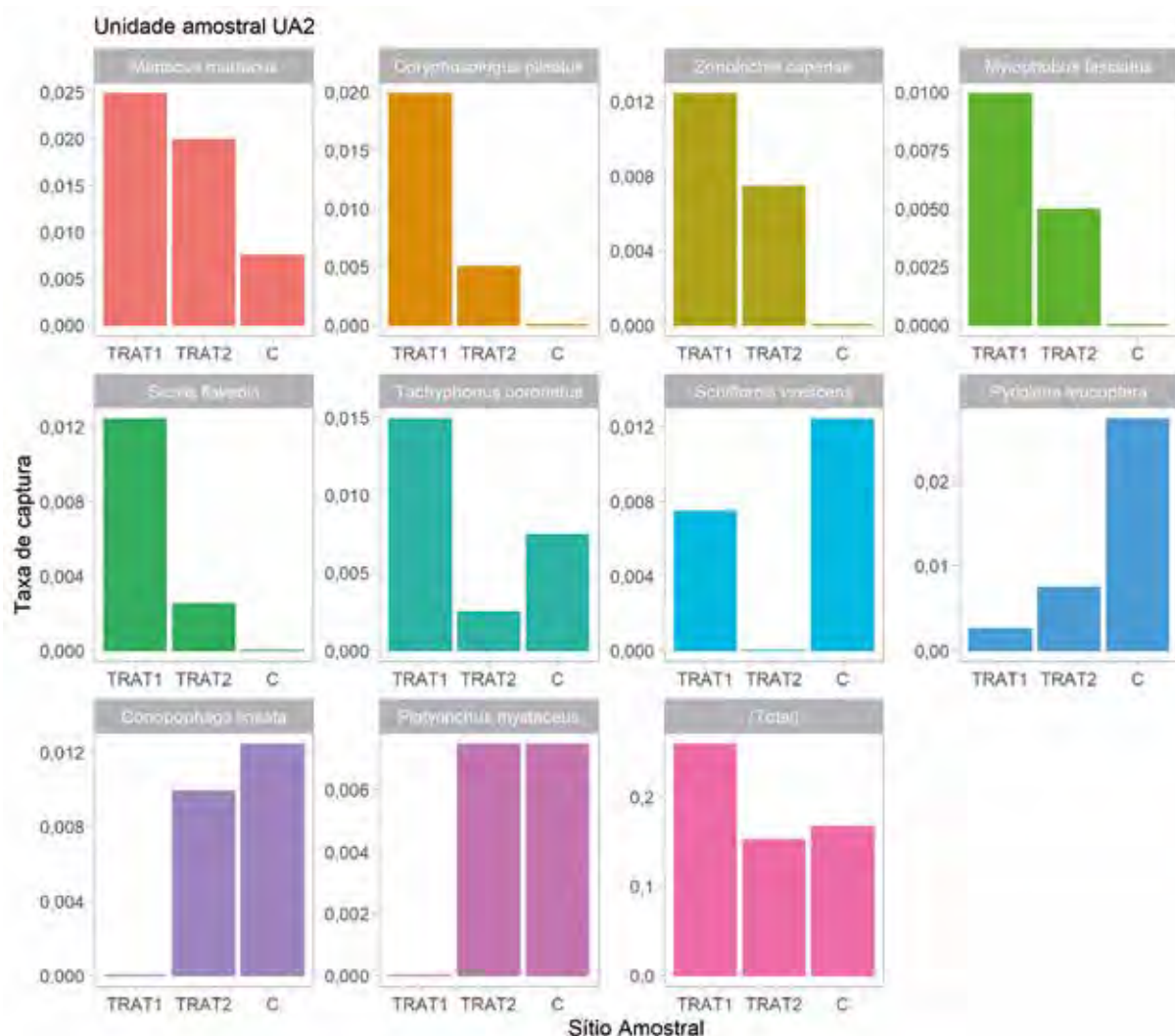
Dentre as 10 espécies com maior taxa de captura na UA1, sete são associadas a ambientes florestais. As abundâncias destas espécies tenderam a ser maiores no sítio Controle, indicando que este sítio teria melhores condições de abrigar estas espécies que TRAT1 e TRAT2 (Figura 36). Já as três espécies típicas de áreas abertas tiveram taxas de captura muito superiores em TRAT1, estando ausentes no sítio Controle (Figura 36). Este resultado corrobora com o pressuposto de haver uma assembleia mais rica no sítio Controle (com espécies mais dependentes do ambiente florestal) quando comparado a uma assembleia empobrecida do sítio TRAT1 devido à modificação de hábitat ocorrida com a passagem da lama de rejeitos.

Figura 36 – Taxas de captura das dez aves mais capturadas em redes de neblina na Unidade UA1 ao longo de sete campanhas por sítio amostral. Sítio amostral “C” corresponde ao Controle e o painel “(Total)” corresponde à taxa de captura total, isto é, considerando-se a soma de todas as espécies capturadas.



Seis das dez espécies com maiores taxas de captura na Unidade amostral UA2 são florestais. Quatro destas espécies tiveram maiores taxas de captura no sítio Controle, e duas em TRAT1 (Figura 37). Este resultado, apesar de menos nítido que aquele obtido para a UA1, também pode indicar a presença do dano por meio da presença de mais espécies de hábito florestal no sítio Controle quando comparado ao sítio TRAT1, que por sua vez apresenta espécies colonizadoras de ambientes degradados.

Figura 37 – Taxas de captura das dez aves mais capturadas em redes de neblina na Unidade UA2 ao longo de sete campanhas, por sítio amostral. Sítio amostral “C” corresponde ao Controle e o painel “(Total)” corresponde à taxa de captura total, isto é, considerando-se a soma de todas as espécies capturadas.



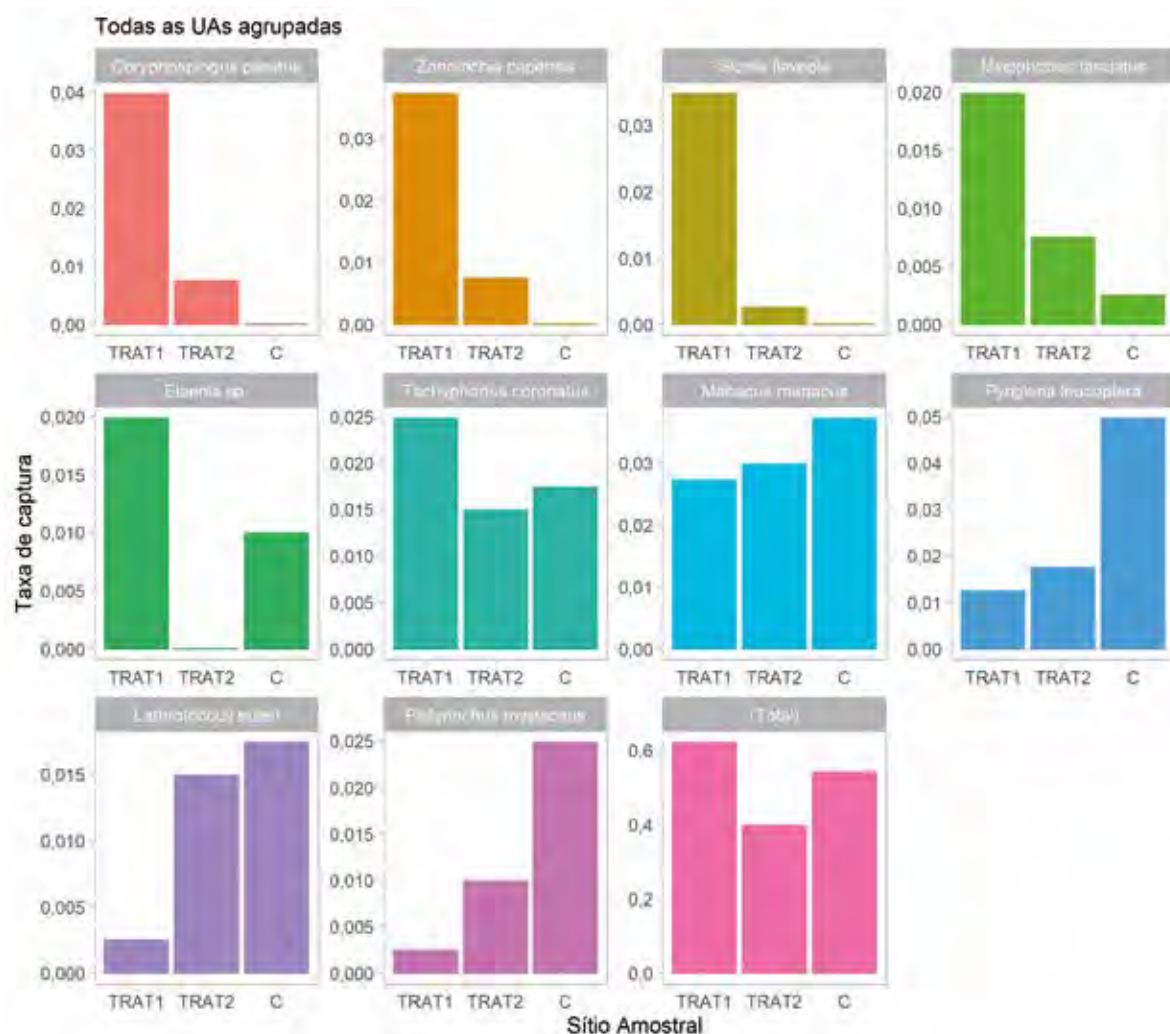
Na unidade amostral UA4 foram capturados apenas 28 indivíduos, referentes a 12 espécies. Este resultado também é considerado abaixo do esperado para uma área onde há ambiente florestal representativo como a RPPN Fazenda Macedônia. No entanto devido à proximidade geográfica com o PERD, é possível que as mesmas características intrínsecas atuem sobre a comunidade de aves da UA4.

Na unidade amostral UA5 foram capturados 28 indivíduos referentes a 20 espécies, sendo que a maioria apresenta predileção por ambientes florestais. Espécies como *Ceratopipra rubrocapilla*, *Dixiphia pipra*, *Geotrygon montana*, *Myrmotherula axillaris* e *Phaethornis idaliae* dependem de florestas bem estruturadas e não ocorrem em áreas demasiadamente degradadas. O fato de terem ocorrido capturas destas espécies somente no sítio Controle indica que o ambiente ribeirinho é diferente e está sofrendo formas de impacto ambiental que incidem sobre a ocorrência destas espécies nos sítios TRAT1 e TRAT2. Mesmo com a inserção dos dados de novas campanhas, ainda não é possível associar os resultados da presente análise com o dano devido à presença de outras formas de pressão de origem antropogênica sobre as assembleias dos sítios Tratamento, especialmente por estar localizado próximo à cidade de Linhares.

Na unidade amostral UA6 foram capturados 34 indivíduos, pertencentes a 19 espécies. Das 10 espécies mais capturadas, sete são florestais. Vale ressaltar que nenhuma destas dez espécies foi capturada em TRAT1, e apenas duas foram capturas em TRAT2. Com exceção de uma espécie destas 10 (choquinha-de-flanco-branco *Myrmotherula axillaris*), todas foram capturadas no sítio Controle. Talvez este resultado venha a indicar certo padrão de mais capturas de espécies florestais no sítio Controle que em TRAT1, no entanto o n amostral obtido até então é muito baixo, mesmo considerando as 10 espécies mais capturadas e a inserção de novos dados. Deve-se ainda considerar que o sítio Controle da UA6 apresenta vegetação de restinga, a qual não ocorre nos demais sítios e UAs, sendo uma característica exclusiva deste sítio amostral, sendo necessário cautela com *viéses* que possam interferir na interpretação dos resultados.

Considerando todas as espécies agrupadas, as taxas de captura foram maiores nos sítios TRAT1, intermediária em Controle e menor em TRAT2 (Figura 38). Dois padrões foram observados nas dez espécies mais capturadas neste estudo: um aumento ou diminuição das taxas de captura de TRAT1 em direção aos Controles (Figura 38). As espécies que aumentaram em direção aos sítios Controle tendem a ser espécies florestais, de sensibilidade média ou alta a perturbações ambientais e pertencentes a guildas consideradas indicadoras de qualidade ambiental (Figura 38). Este padrão fica nítido se observarmos no gráfico da Figura 38 as seguintes espécies: *Lathrotriccus euleri*, *Manacus manacus*, *Platyrinchus mystaceus* e *Pyriglena leucoptera*. Por outro lado, as espécies com padrão oposto (diminuição de TRAT1 a sítios Controle) tendem a ser espécies típicas de ambientes abertos, de baixa sensibilidade a alterações ambientais e de guildas generalistas, tais como *Coryphospingus pileatus*, *Sicalis flaveola*, *Zonotrichia capensis* e *Myiophobus fasciatus*.

Figura 38 – Taxas de captura das dez aves mais capturadas em redes de neblina agrupando-se todas as UA ao longo de sete campanhas, por sítio amostral. Sítio amostral “C” corresponde ao Controle e o painel “(Total)” corresponde à taxa de captura total, isto é, considerando-se a soma de todas as espécies capturadas.



Abaixo é apresentada uma análise comparativa (Tabela 17) entre as capturas obtidas somente nas quatro primeiras campanhas com os dados atualizados das sete campanhas executadas durante o estudo.

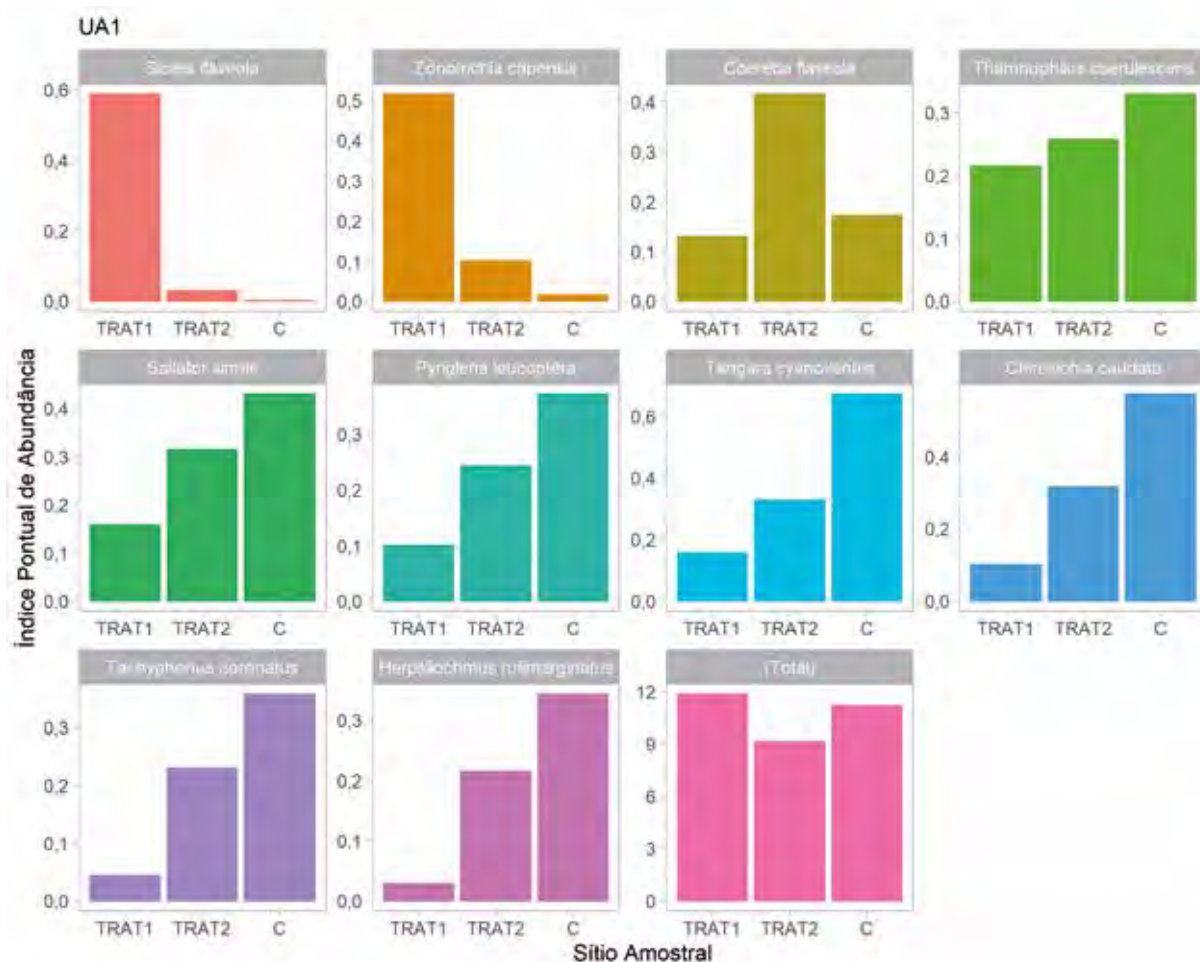
Tabela 17 – Lista comparativa das 10 espécies mais capturadas na UA1, na UA2 e em todas as unidades de forma agrupada, nas duas etapas executadas do estudo.

Ano 1 (campanhas 1 a 4)			Ano 2 (campanhas 1 a 7)		
Todas Uas	UA1	UA2	Todas Uas	UA1	UA2
<i>C. pileatus</i>	<i>C. pileatus</i>	<i>C. pileatus</i>	<i>C. pileatus</i>	<i>C. pileatus</i>	<i>C. pileatus</i>
<i>S. flaveola</i>	<i>S. flaveola</i>	<i>C. caudata</i>	<i>S. flaveola</i>	<i>S. flaveola</i>	<i>S. flaveola</i>
<i>Z. capensis</i>	<i>Z. capensis</i>	<i>C. lineata</i>	<i>Z. capensis</i>	<i>Z. capensis</i>	<i>Z. capensis</i>
<i>C. lineata</i>	<i>T. coronatus</i>	<i>P. leucoptera</i>	<i>M. fasciatus</i>	<i>T. coronatus</i>	<i>M. fasciatus</i>
<i>L. euleri</i>	<i>P. leucoptera</i>	<i>H. diops</i>	<i>L. euleri</i>	<i>L. euleri</i>	<i>C. lineata</i>
<i>M. manacus</i>	<i>L. euleri</i>	<i>M. manacus</i>	<i>M. manacus</i>	<i>M. manacus</i>	<i>M. manacus</i>
<i>P. mystaceus</i>	<i>P. mystaceus</i>	<i>P. mystaceus</i>	<i>P. mystaceus</i>	<i>P. mystaceus</i>	<i>P. mystaceus</i>
<i>P. leucoptera</i>	<i>E. obscura</i>	<i>S. virescens</i>	<i>P. leucoptera</i>	<i>P. leucoptera</i>	<i>P. leucoptera</i>
<i>T. coronatus</i>	<i>M. manacus</i>	<i>T. coronatus</i>	<i>T. coronatus</i>	<i>T. melanopsis</i>	<i>T. coronatus</i>
<i>Elaenia sp.</i>	<i>T. melanops</i>	<i>Elaenia sp.</i>	<i>Elaenia sp.</i>	<i>T. amaurochalinus</i>	<i>S. virescens</i>

Índice Pontual de Abundância (IPA)

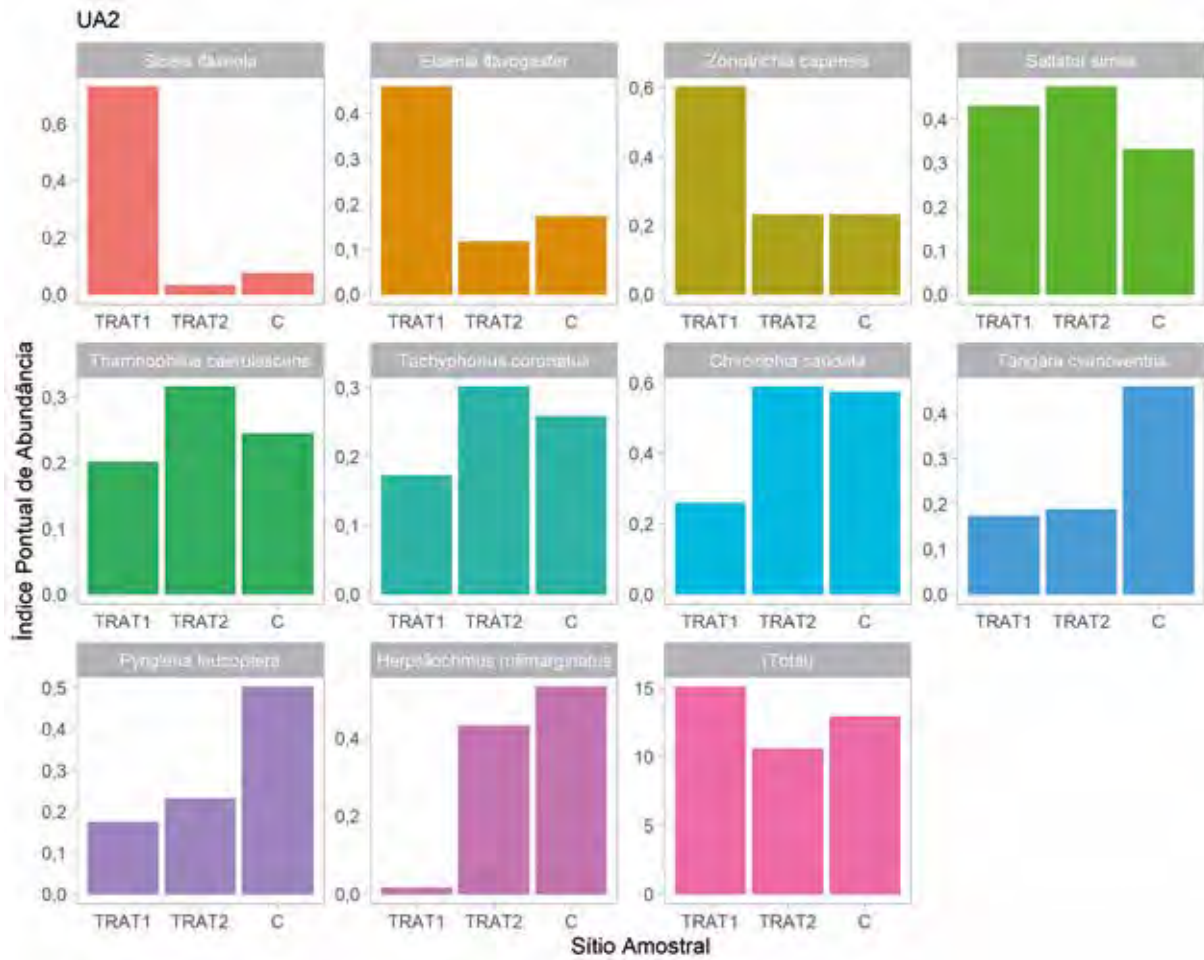
Dentre as 10 espécies mais abundantes na UA1 oito são espécies florestais e apenas duas são características de áreas abertas (Figura 39). Tal como esperado, as espécies florestais, com exceção de uma (cambica *Coereba flaveola*), foram mais abundantes no Controle (e.g. a choca-da-mata *Thamnophilus caerulescens*), e as espécies características de áreas abertas foram mais abundantes em TRAT1 e TRAT2 (e.g., o tico-tico *Zonotrichia capensis*) (Figura 39). Este resultado corrobora, assim com apresentado no diagnóstico de danos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), com o pressuposto de haver um empobrecimento no sítio TRAT1 quando comparado ao Controle (aqui considerado a linha-base) por meio da presença de espécies generalistas em abundância.

Figura 39 – Índices Pontuais de Abundância (IPA) das dez aves mais registradas nos pontos de escuta da UA1 ao longo de sete campanhas, por sítio amostral. Sítio amostral “C” corresponde ao sítio Controle e o painel “(Total)” corresponde ao IPA total, isto é, considerando-se a soma de todas as espécies capturadas.



Na UA2, as dez espécies mais representativas nas contagens tenderam a ocorrer, no geral, com maior abundância nos sítios esperados de acordo com seus perfis de uso de hábitat (Figura 40). Este dado reforça a relação das espécies generalistas abundantemente registradas no sítio TRAT1 ao dano causado pelo desastre, enquanto a comunidade do sítio Controle apresenta maior abundância de espécies de hábito florestal. Exceções foram a chioca-da-mata (*Thamnophilus caerulescens*) e do tiê-preto (*Tachyphonus coronatus*), espécies florestais que foram mais abundantes em TRAT2 (Figura 40).

Figura 40 – Índices Pontuais de Abundância (IPA) das dez aves mais registradas nos pontos de escuta da UA2 ao longo de sete campanhas, por sítio amostral. Sítio amostral “C” corresponde ao sítio Controle e o painel “(Total)” corresponde ao IPA total, isto é, considerando-se a soma de todas as espécies capturadas.

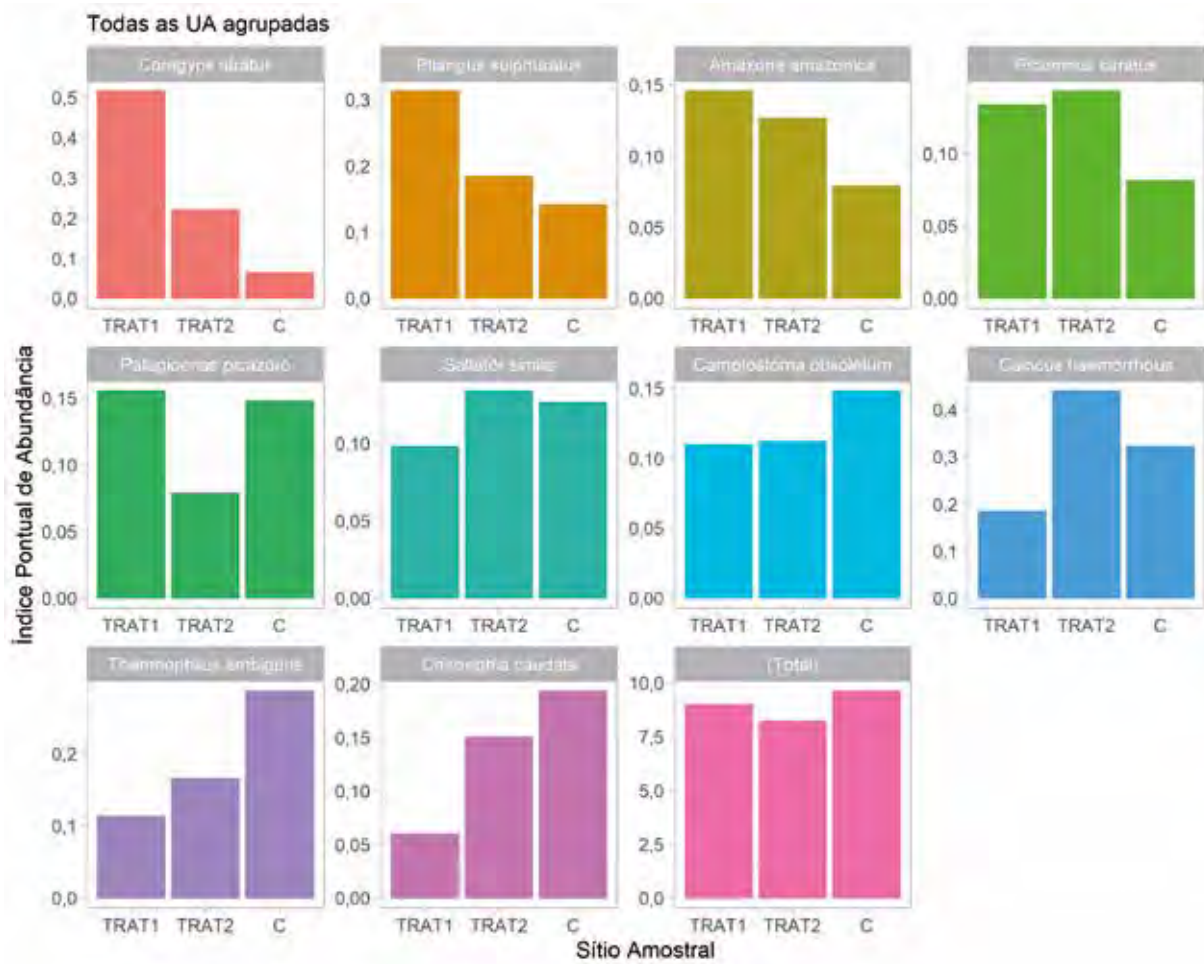


Nas demais UAs o resultado da presente análise não pôde ser relacionado ao dano devido a dois principais motivos não excludentes: a) não houve perda de hábitat florestal nas UAs dos compartimentos 2 e 3 devido à passagem da lama de rejeitos, estando os principais danos restritos à calha do rio Doce, com extravasamento de sedimentos contendo rejeito em locais pontuais na porção extracalha b) há outras formas de pressão sobre a avifauna nos sítios dos compartimentos 2 e 3, especialmente nas UAs 5 e 6, onde plantios de cacau são comuns nos fragmentos florestais remanescentes, descaracterizando o ambiente florestal (em especial o sub-bosque). Além disso, tradicionalmente a água do rio Doce é utilizada pra irrigação do cacau, água esta que já continha substâncias oriundas da mineração mesmo décadas antes do desastre. A ação humana também é intensa nessa região, onde ocorre corte seletivo de árvores, criação de gado, manejo de fogo e caça indiscriminada nos mais variados ambientes florestais próximos ao leito do rio Doce, inclusive nos sítios amostrais inventariados.

Analizando os dados agrupados, para todas as UAs, a distribuição dos IPAs obtidos para as 10 espécies mais abundantes do estudo segundo este método, mostra que o maior número de contatos foi obtido nos sítios Controle, seguido pelos sítios TRAT1 e depois pelos TRAT2. Não obstante, a magnitude dessas diferenças foi pequena. Tal como observado para as espécies capturadas em redes de neblina, o padrão mais comum observado foi um aumento (espécies florestais) ou diminuição (espécies generalistas) dos IPAs de TRAT1 em direção aos sítios Controle, dependendo das exigências ecológicas de cada espécie. Também como observados para as capturas, as espécies que aumentaram em direção aos controles (*Chiroxiphia caudata*, *Camptostoma obsoletum* e *Thamnophilus ambiguus*) tendem a ser espécies florestais, de sensibilidade média ou alta a perturbações ambientais e/ou pertencentes a guildas consideradas indicadoras de qualidade ambiental. Por outro lado, as espécies com padrão oposto (diminuição de TRAT1 a Controles) tendem a ser típicas de ambientes abertos, de baixa sensibilidade a alterações ambientais e de guildas generalistas, tais como *Coragyps atratus* e *Pitangus sulphuratus* (Figura 41). Exceções foram a curica (*Amazona amazonica*), uma espécie florestal que teve abundância decrescente em direção aos Controles.

A métrica utilizada nesta análise para inferências sobre o dano é o perfil de utilização de hábitat das 10 espécies mais representativas nas contagens, ou seja, aquelas que obtiveram os índices de abundância mais elevados. Se a maioria das 10 espécies selecionadas for representada por táxons florestais indicadores de qualidade ambiental o resultado é interpretado como sendo uma assembleia mais complexa e associada a ambientes íntegros. No caso contrário, quando a maioria das espécies detectadas pelo método com elevada abundância nas contagens se referirem a táxons colonizadores de áreas degradadas, significa que existe relação do resultado com danos ambientais de alguma origem. Nos gráficos gerados com as 10 espécies mais representativas nas contagens para cada UA é possível comparar os resultados obtidos em cada sítio amostral (Figura 41).

Figura 41 – Índices Pontuais de Abundância (IPA) das dez aves mais registradas nos pontos de escuta de todas as UA agrupadas, ao longo de sete campanhas, por sítio amostral. Sítio amostral “C” corresponde ao sítio Controle e o painel “(Total)” corresponde ao IPA total, isto é, considerando-se a soma de todas as espécies capturadas.



A seguir é apresentada uma comparação (Tabela 18) entre as espécies mais frequentes nas contagens durante as quatro primeiras campanhas e o resultado atualizado considerando o resultado das sete campanhas executadas durante o estudo.

Tabela 18 – Lista comparativa das 10 espécies que obtiveram maior Índice Pontual de Abundância (IPA) durante as contagens na UA1, UA2 e em todas as UAs de forma unificada.

Ano1 (campanhas 1 a 4)			Ano2 (campanhas 1 a 7)		
Todas Uas	UA1	UA2	Todas Uas	UA1	UA2
<i>C. atratus</i>	<i>P. rufifrons</i>	<i>S. flaveola</i>	<i>C. atratus</i>	<i>S. flaveola</i>	<i>S. flaveola</i>
<i>P. sulphuratus</i>	<i>Z. capensis</i>	<i>Z. capensis</i>	<i>P. sulphuratus</i>	<i>Z. capensis</i>	<i>Z. capensis</i>
<i>P. picazuro</i>	<i>P. cyanoleuca</i>	<i>H. rufimarginatus</i>	<i>P. picazuro</i>	<i>H. rufimarginatus</i>	<i>H. rufimarginatus</i>
<i>C. flaveola</i>	<i>C. flaveola</i>	<i>C. flaveola</i>	<i>P. cirratus</i>	<i>C. flaveola</i>	<i>E. flavogaster</i>
<i>C. caudata</i>	<i>C. caudata</i>	<i>C. caudata</i>	<i>C. caudata</i>	<i>C. caudata</i>	<i>C. caudata</i>
<i>C. major</i>	<i>B. culicivorus</i>	<i>S. similis</i>	<i>S. similis</i>	<i>S. similis</i>	<i>S. similis</i>
<i>M. axillaris</i>	<i>T. caerulescens</i>	<i>T. caerulescens</i>	<i>C. obsoletum</i>	<i>T. caerulescens</i>	<i>T. caerulescens</i>
<i>T. ambiguus</i>	<i>T. cyanoventris</i>	<i>P. plumbea</i>	<i>T. ambiguus</i>	<i>T. cyanoventris</i>	<i>T. cyanoventris</i>

Ano1 (campanhas 1 a 4)			Ano2 (campanhas 1 a 7)		
Todas Uas	UA1	UA2	Todas Uas	UA1	UA2
<i>C. haemorrhous</i>	<i>E. flavogaster</i>	<i>P. leucoptera</i>	<i>C. haemorrhous</i>	<i>P. leucoptera</i>	<i>P. leucoptera</i>
<i>A. amazonica</i>	<i>T. coronatus</i>	<i>T. coronatus</i>	<i>A. amazonica</i>	<i>T. coronatus</i>	<i>T. coronatus</i>

Foi elaborada uma tabela com o IPA das espécies registradas pelo método de contagem em pontos de escuta, agrupando todos os dados obtidos ao longo do estudo, por sítio amostral, de forma agrupada para todas as unidades amostrais. Nesta tabela (Tabela 19) é possível verificar a abundância de cada espécie e comparar os resultados entre os sítios TRAT1, TRAT2 e C.

Tabela 19 – Índice Pontual de abundância (IPA) em ordem decrescente das espécies de aves registradas pelo método de pontos de escuta ao longo deste estudo ao longo de sete campanhas. Dados agrupados de todas as unidades amostrais. A coluna “C” indica os sítios controle.

Espécie	Nome vernáculo	Sítio			Total
		TRAT1	TRAT2	C	
<i>Cacicus haemorrhous</i>	guaxe	1,1	2,629	1,929	16,971
<i>Coragyps atratus</i>	urubu	3,086	1,314	0,371	14,314
<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi	1,871	1,1	0,843	11,443
<i>Thamnophilus ambiguus</i>	choca-de-sooretama	0,671	0,986	1,714	10,114
<i>Chiroxiphia caudata</i>	tangará	0,357	0,9	1,157	7,243
<i>Patagioenas picazuro</i>	asa-branca	0,929	0,471	0,886	6,857
<i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha	0,657	0,671	0,886	6,643
<i>Picumnus cirratus</i>	picapauzinho-barrado	0,8	0,857	0,486	6,429
<i>Saltator similis</i>	trinca-ferro	0,586	0,8	0,757	6,429
<i>Amazona amazonica</i>	curica	0,871	0,757	0,471	6,3
<i>Coereba flaveola</i>	cambacica	0,6	0,957	0,5	6,171
<i>Crotophaga major</i>	anu-coroca	1,557	0,343	0,114	6,043
<i>Megarynchus pitangua</i>	neinei	0,886	0,557	0,557	6
<i>Myrmotherula axillaris</i>	choquinha-de-flanco-branco	0,3	0,814	0,886	6
<i>Tangara cyanoventris</i>	saíra-douradinha	0,329	0,514	1,129	5,914
<i>Elaenia flavogaster</i>	guaracava-de-barriga-amarela	0,871	0,486	0,557	5,743
<i>Sicalis flaveola</i>	canário-da-terra	1,557	0,186	0,1	5,529
<i>Zonotrichia capensis</i>	tico-tico	1,143	0,329	0,243	5,143
<i>Dacnis cayana</i>	saí-azul	0,257	0,543	0,9	5,1
<i>Vireo chivi</i>	juruviara	0,143	0,314	1,229	5,057
<i>Pyriglena leucoptera</i>	papa-toca-do-sul	0,286	0,471	0,886	4,929
<i>Tangara sayaca</i>	sanhaço-cinzento	0,586	0,586	0,443	4,843
<i>Rupornis magnirostris</i>	gavião-carijó	0,443	0,757	0,4	4,8
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	bico-chato-amarelo	0,457	0,714	0,414	4,757
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	chorozinho-de-asa-vermelha	0,043	0,643	0,871	4,671
<i>Thamnophilus caeruleus</i>	choca-da-mata	0,414	0,571	0,571	4,671
<i>Setophaga pitayumi</i>	mariquita	0,329	0,629	0,586	4,629
<i>Pheugopedius genibarbis</i>	garrinchão-pai-avô	0,343	0,443	0,743	4,586
<i>Conirostrum speciosum</i>	figuinha-de-rabo-castanho	0,457	0,571	0,471	4,5

Espécie	Nome vernáculo	Sítio			Total
		TRAT1	TRAT2	C	
<i>Primolius maracana</i>	maracanã	0,4	0,629	0,429	4,371
<i>Amazona farinosa</i>	papagaio-moleiro	0,3	0,643	0,5	4,329
<i>Euphonia chlorotica</i>	fim-fim	0,314	0,414	0,714	4,329
<i>Tyrannus melancholicus</i>	suiriri	0,729	0,157	0,543	4,286
<i>Tachyphonus coronatus</i>	tiê-preto	0,214	0,529	0,614	4,071
<i>Tersina viridis</i>	saí-andorinha	0,371	0,143	0,729	3,729
<i>Vanellus chilensis</i>	quero-quero	0,686	0,2	0,329	3,643
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	bico-chato-de-orelha-preta	0,129	0,671	0,4	3,6
<i>Patagioenas plumbea</i>	pomba-amargosa	0,257	0,414	0,514	3,557
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	periquitão	0,443	0,429	0,286	3,471
<i>Ramphastos vitellinus</i>	tucano-de-bico-preto	0,343	0,443	0,329	3,343
<i>Columbina talpacoti</i>	rolinha	0,714	0,229	0,157	3,3
<i>Leptotila rufaxilla</i>	juriti-de-testa-branca	0,3	0,5	0,3	3,3
<i>Trogon surrucura</i>	surucuá-variado	0,329	0,257	0,471	3,171
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	piolhinho	0,129	0,314	0,6	3,129
<i>Piaya cayana</i>	alma-de-gato	0,271	0,257	0,5	3,086
<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-branco	0,4	0,371	0,257	3,086
<i>Pionus maximiliani</i>	maitaca	0,071	0,4	0,543	3,043
<i>Troglodytes musculus</i>	corruíra	0,543	0,4	0,071	3,043
<i>Chaetura cinereiventris</i>	andorinhão-de-sobre-cinzento	0,143	0,386	0,471	3
<i>Pteroglossus aracari</i>	araçari-de-bico-branco	0,586	0,186	0,229	3
<i>Columbina squammata</i>	fogo-apagou	0,3	0,3	0,386	2,957
<i>Myiarchus ferox</i>	maria-cavaleira	0,314	0,314	0,357	2,957
<i>Hylophilus amaurocephalus</i>	vite-vite-de-olho-cinza	0,1	0,371	0,486	2,871
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	tororó	0,271	0,257	0,429	2,871
<i>Pionus reichenowi</i>	maitaca-de-barriga-azul	0,343	0,286	0,314	2,829
<i>Synallaxis spixi</i>	joão-teneném	0,8	0,043	0,1	2,829
<i>Caracara plancus</i>	carcará	0,514	0,257	0,157	2,786
<i>Myiozetetes similis</i>	bentevizinho-de-penacho-vermelho	0,629	0,157	0,143	2,786
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	teque-teque	0,457	0,214	0,243	2,743
<i>Amazona rhodocorytha</i>	chauá	0,4	0,143	0,357	2,7
<i>Tangara palmarum</i>	sanhaço-do-coqueiro	0,514	0,2	0,186	2,7
<i>Sirystes sibilator</i>	gritador	0,143	0,229	0,514	2,657
<i>Sporophila nigricollis</i>	baiano	0,657	0,071	0,157	2,657
<i>Milvago chimachima</i>	carrapateiro	0,443	0,243	0,171	2,571
<i>Pyrrhura cruentata</i>	tiriba-grande	0,043	0,171	0,643	2,571
<i>Phacellodomus rufifrons</i>	joão-de-pau	0,743	0,1	0	2,529
<i>Celeus flavescens</i>	pica-pau-de-cabeça-amarela	0,229	0,314	0,286	2,486
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	andorinha-serradora	0,614	0	0,214	2,486
<i>Pachyrhamphus polychropterus</i>	caneleiro-preto	0,271	0,357	0,186	2,443
<i>Basileuterus culicivorus</i>	pula-pula	0,014	0,243	0,543	2,4
<i>Myiodynastes maculatus</i>	bem-te-vi-rajado	0,286	0,243	0,271	2,4

Espécie	Nome vernáculo	Sítio			Total
		TRAT1	TRAT2	C	
<i>Myiornis auricularis</i>	miudinho	0,086	0,171	0,514	2,314
<i>Formicivora serrana</i>	formigueiro-da-serra	0,271	0,471	0,014	2,271
<i>Forpus xanthopterygius</i>	tuim	0,457	0,143	0,143	2,229
<i>Brotogeris tirica</i>	periquito-verde	0,229	0,214	0,286	2,186
<i>Crotophaga ani</i>	anu-preto	0,371	0,257	0,1	2,186
<i>Legatus leucophaeus</i>	bem-te-vi-pirata	0,214	0,257	0,257	2,186
<i>Leptotila verreauxi</i>	juriti-pupu	0,3	0,2	0,214	2,143
<i>Manacus manacus</i>	rendeira	0,114	0,114	0,486	2,143
<i>Myiophobus fasciatus</i>	filipe	0,429	0,114	0,157	2,1
<i>Penelope obscura</i>	jacaguaçu	0,043	0,343	0,314	2,1
<i>Capsiempis flaveola</i>	marianinha-amarela	0,243	0,2	0,243	2,057
<i>Drymophila ochropyga</i>	choquinha-de-dorso-vermelho	0,029	0,214	0,429	2,014
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	macuquinho	0,114	0,157	0,4	2,014
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	andorinha-pequena-de-casa	0,343	0	0,329	2,014
<i>Fluvicola nengeta</i>	lavadeira-mascarada	0,629	0	0,029	1,971
<i>Mimus gilvus</i>	sabiá-da-praia	0	0	0,657	1,971
<i>Ilicura militaris</i>	tangarazinho	0,014	0,157	0,471	1,929
<i>Formicivora grisea</i>	papa-formiga-pardo	0	0	0,586	1,757
<i>Lathrotriccus euleri</i>	enferrujado	0,071	0,214	0,3	1,757
<i>Schiffornis virescens</i>	flautim	0,029	0,157	0,4	1,757
<i>Euphonia violacea</i>	gaturamo	0,257	0,129	0,186	1,714
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	chorozinho-de-chapéu-preto	0,043	0,229	0,3	1,714
<i>Cyanerpes cyaneus</i>	saíra-beija-flor	0	0,014	0,543	1,671
<i>Drymophila ferruginea</i>	trovoada	0,014	0,086	0,443	1,629
<i>Myiopagis caniceps</i>	guaracava-cinzenta	0,114	0,2	0,229	1,629
<i>Glaucidium brasilianum</i>	caburé	0,071	0,243	0,214	1,586
<i>Crypturellus tataupa</i>	inambu-chintã	0,1	0,157	0,257	1,543
<i>Hemithraupis flavicollis</i>	saíra-galega	0,071	0,114	0,329	1,543
<i>Turdus albicollis</i>	sabiá-coleira	0,043	0,114	0,357	1,543
<i>Phaetusa simplex</i>	trinta-réis-grande	0,471	0,014	0	1,457
<i>Phaeomyias murina</i>	bagageiro	0,071	0,229	0,171	1,414
<i>Tangara cayana</i>	saíra-amarela	0,157	0,2	0,114	1,414
<i>Coryphospingus pileatus</i>	tico-tico-rei-cinza	0,271	0,1	0,086	1,371
<i>Eupsittula aurea</i>	periquito-rei	0,014	0,157	0,286	1,371
<i>Phaethornis idaliae</i>	rabo-branco-mirim	0,057	0,229	0,171	1,371
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	arapaçu-verde	0	0,129	0,329	1,371
<i>Claravis pretiosa</i>	pararu-azul	0,071	0,114	0,257	1,329
<i>Guira guira</i>	anu-branco	0,129	0,286	0,029	1,329
<i>Psarocolius decumanus</i>	japu	0,357	0	0,086	1,329
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	pitiguari	0,1	0,057	0,271	1,286
<i>Myiopagis viridicata</i>	guaracava-de-crista-alaranjada	0,129	0,186	0,114	1,286
<i>Thamnophilus palliatus</i>	choca-listrada	0,157	0,086	0,186	1,286

Espécie	Nome vernáculo	Sítio			Total
		TRAT1	TRAT2	C	
<i>Tolmomyias poliocephalus</i>	bico-chato-de-cabeça-cinza	0,071	0,114	0,243	1,286
<i>Patagioenas speciosa</i>	pomba-trocal	0,057	0,329	0,029	1,243
<i>Phacellodomus erythrophthalmus</i>	joão-botina-da-mata	0,2	0,143	0,057	1,2
<i>Xenops rutilans</i>	bico-virado-carijó	0,114	0,2	0,086	1,2
<i>Galbula ruficauda</i>	ariramba	0,2	0,114	0,071	1,157
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	cabeçudo	0,029	0,057	0,3	1,157
<i>Pachyrhamphus marginatus</i>	caneleiro-bordado	0,043	0,186	0,157	1,157
<i>Colonia colonus</i>	viuvinha	0,271	0,071	0,029	1,114
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	pia-cobra	0,329	0	0,043	1,114
<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	tachuri-campainha	0,129	0,171	0,071	1,114
<i>Volatinia jacarina</i>	tiziu	0,243	0,129	0	1,114
<i>Automolus leucophthalmus</i>	barranqueiro-de-olho-branco	0,029	0,2	0,129	1,071
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	saíra-ferrugem	0,029	0,157	0,171	1,071
<i>Turdus amaurochalinus</i>	sabiá-poca	0,2	0,071	0,086	1,071
<i>Elaenia mesoleuca</i>	tuque	0,114	0,114	0,114	1,029
<i>Rhytipterna simplex</i>	vissia	0,029	0,129	0,186	1,029
<i>Schistochlamys ruficapillus</i>	bico-de-veludo	0,029	0,143	0,171	1,029
<i>Trichothraupis melanops</i>	tiê-de-topete	0	0,129	0,214	1,029
<i>Progne subis</i>	andorinha-azul	0	0,329	0	0,986
<i>Sicalis luteola</i>	tipio	0	0,029	0,3	0,986
<i>Tangara brasiliensis</i>	cambada-de-chaves	0,014	0,186	0,129	0,986
<i>Dryocopus lineatus</i>	pica-pau-de-banda-branca	0,086	0,171	0,057	0,943
<i>Phaethornis ruber</i>	rabo-branco-rubro	0,043	0,157	0,114	0,943
<i>Psilorhamphus guttatus</i>	tapaculo-pintado	0,043	0,114	0,157	0,943
<i>Crypturellus obsoletus</i>	inambuguaçu	0,014	0,057	0,229	0,9
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	acauã	0,129	0,057	0,114	0,9
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	patinho	0	0,043	0,257	0,9
<i>Synallaxis frontalis</i>	petrim	0,129	0,114	0,057	0,9
<i>Arremon semitorquatus</i>	tico-tico-do-mato	0,057	0,2	0,029	0,857
<i>Furnarius figulus</i>	casaca-de-couro-da-lama	0,271	0	0,014	0,857
<i>Ramphastos toco</i>	tucanuçu	0,129	0,086	0,071	0,857
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	arapaçu-rajado	0,014	0,086	0,186	0,857
<i>Aramides cajaneus</i>	saracura-três-potes	0,229	0,029	0,014	0,814
<i>Icterus jamacaii</i>	corrupião	0,157	0,029	0,086	0,814
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	maria-cavaleira-de-rabo-enferrujado	0,043	0,043	0,186	0,814
<i>Myiozetetes cayanensis</i>	bentevizinho-de-asa-ferrugínea	0,257	0,014	0	0,814
<i>Corythopsis delalandi</i>	estalador	0	0,114	0,143	0,771
<i>Cairina moschata</i>	pato-do-mato	0,243	0	0	0,729
<i>Crax blumenbachii</i>	mutum-de-bico-vermelho	0,043	0,129	0,071	0,729
<i>Myrmoderus loricatus</i>	formigueiro-assobiador	0	0,1	0,143	0,729
<i>Charadrius collaris</i>	batuíra-de-coleira	0,214	0	0	0,643
<i>Crypturellus variegatus</i>	inambu-anhangá	0	0	0,214	0,643

Espécie	Nome vernáculo	Sítio			Total
		TRAT1	TRAT2	C	
<i>Dysithamnus mentalis</i>	choquinha-lisa	0,014	0,1	0,1	0,643
<i>Turdus rufiventris</i>	sabiá-laranjeira	0,086	0,071	0,057	0,643
<i>Amazilia lactea</i>	beija-flor-de-peito-azul	0,029	0,043	0,129	0,6
<i>Ammodramus humeralis</i>	tico-tico-do-campo	0,014	0,057	0,129	0,6
<i>Aramides saracura</i>	saracura-do-mato	0,086	0,014	0,1	0,6
<i>Conopophaga lineata</i>	chupa-dente	0	0,114	0,086	0,6
<i>Melanerpes flavifrons</i>	benedito-de-testa-amarela	0,071	0,114	0,014	0,6
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	maria-cavaleira-pequena	0,014	0,129	0,057	0,6
<i>Taraba major</i>	choró-boi	0,071	0,014	0,114	0,6
<i>Tiaris fuliginosus</i>	cigarra-preta	0,029	0,086	0,086	0,6
<i>Bubulcus ibis</i>	garça-vaqueira	0,043	0,129	0,014	0,557
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	caracoleiro	0,1	0,071	0,014	0,557
<i>Crypturellus noctivagus</i>	jaó-do-sul	0,1	0,071	0,014	0,557
<i>Crypturellus soui</i>	tururim	0,014	0,071	0,1	0,557
<i>Furnarius rufus</i>	joão-de-barro	0,114	0,057	0,014	0,557
<i>Pachyrhamphus viridis</i>	caneleiro-verde	0,129	0,043	0,014	0,557
<i>Sporophila caerulea</i>	coleirinho	0,157	0,029	0	0,557
<i>Tapera naevia</i>	saci	0,014	0,029	0,143	0,557
<i>Amazona vinacea</i>	papagaio-de-peito-roxo	0	0,086	0,086	0,514
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	ananaí	0,171	0	0	0,514
<i>Cathartes burrovianus</i>	urubu-de-cabeça-amarela	0,043	0,1	0,029	0,514
<i>Elaenia obscura</i>	tucão	0,057	0,014	0,1	0,514
<i>Empidonax varius</i>	peitica	0,1	0,014	0,057	0,514
<i>Hylocharis cyanus</i>	beija-flor-roxo	0,014	0,014	0,143	0,514
<i>Pyrrhura leucotis</i>	tiriba-de-orelha-branca	0	0,043	0,129	0,514
<i>Todirostrum cinereum</i>	ferreirinho-relógio	0,014	0,129	0,029	0,514
<i>Ardea alba</i>	garça-branca	0,114	0,014	0,029	0,471
<i>Campephilus robustus</i>	pica-pau-rei	0,086	0,057	0,014	0,471
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	curutié	0,1	0,057	0	0,471
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	marreca-cabocla	0	0,157	0	0,471
<i>Hemitriccus diops</i>	olho-falso	0,014	0,071	0,071	0,471
<i>Lanio cristatus</i>	tiê-galo	0	0,043	0,114	0,471
<i>Mackenziaena severa</i>	borralhara	0,043	0,043	0,071	0,471
<i>Myiarchus swainsoni</i>	irré	0,057	0,043	0,057	0,471
<i>Nannopterum brasilianus</i>	biguá	0,157	0	0	0,471
<i>Patagioenas cayennensis</i>	pomba-galega	0,029	0,057	0,071	0,471
<i>Sporophila leucoptera</i>	chorão	0,114	0,043	0	0,471
<i>Thalurania glaucopis</i>	beija-flor-de-fronte-violeta	0	0,071	0,086	0,471
<i>Tinamus solitarius</i>	macuco	0,1	0,014	0,043	0,471
<i>Trogon viridis</i>	surucua-grande-de-barriga-amarela	0,057	0,043	0,057	0,471
<i>Cariama cristata</i>	seriema	0	0	0,143	0,429
<i>Egretta thula</i>	garça-branca-pequena	0,114	0	0,029	0,429

Espécie	Nome vernáculo	Sítio			Total
		TRAT1	TRAT2	C	
<i>Ictinia plumbea</i>	sovi	0,086	0,029	0,029	0,429
<i>Leptodon cayanensis</i>	gavião-gato	0	0,114	0,029	0,429
<i>Molothrus bonariensis</i>	chupim	0,129	0	0,014	0,429
<i>Mustelirallus albigollis</i>	sanã-carijó	0,014	0,114	0,014	0,429
<i>Philydor rufum</i>	limpa-folha-de-testa-baia	0,029	0,057	0,057	0,429
<i>Ramphocelus bresilius</i>	tiê-sangue	0,129	0,014	0	0,429
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	pichororé	0,014	0,057	0,071	0,429
<i>Aratinga auricapillus</i>	jandaia-de-testa-vermelha	0	0,129	0	0,386
<i>Himantopus melanurus</i>	pernilongo-de-costas-brancas	0,129	0	0	0,386
<i>Tyrannus albogularis</i>	suiriri-de-garganta-branca	0,129	0	0	0,386
<i>Anthus lutescens</i>	caminheiro-zumbidor	0,043	0,029	0,043	0,343
<i>Falco rufigularis</i>	cauré	0,029	0,057	0,029	0,343
<i>Florisuga fusca</i>	beija-flor-preto	0,029	0	0,086	0,343
<i>Hemithraupis guira</i>	saíra-de-papo-preto	0	0,043	0,071	0,343
<i>Hylophilus thoracicus</i>	vite-vite	0	0	0,114	0,343
<i>Molothrus oryzivorus</i>	iraúna-grande	0,086	0,029	0	0,343
<i>Myiothlypis flaveola</i>	canário-do-mato	0	0,114	0	0,343
<i>Nemosia pileata</i>	saíra-de-chapéu-preto	0,043	0,029	0,043	0,343
<i>Phaethornis pretrei</i>	rabo-branco-acanelado	0,014	0,071	0,029	0,343
<i>Saltator maximus</i>	tempera-viola	0	0	0,114	0,343
<i>Streptoprocne zonaris</i>	taperuçu-de-coleira-branca	0	0	0,114	0,343
<i>Aburria jacutinga</i>	jacutinga	0	0	0,1	0,3
<i>Coccyzus euleri</i>	papa-lagarta-de-euler	0,043	0,029	0,029	0,3
<i>Geotrygon montana</i>	pariri	0,029	0,029	0,043	0,3
<i>Geranoospiza caerulescens</i>	gavião-pernilongo	0,043	0,057	0	0,3
<i>Glaucis hirsutus</i>	balança-rabo-de-bico-torto	0	0,1	0	0,3
<i>Tachycineta albiventer</i>	andorinha-do-rio	0,086	0	0,014	0,3
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	andorinha-de-sobre-branco	0,029	0,071	0	0,3
<i>Amazilia versicolor</i>	beija-flor-de-banda-branca	0,043	0,029	0,014	0,257
<i>Butorides striata</i>	socozinho	0,043	0,043	0	0,257
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	besourinho-de-bico-vermelho	0,057	0,014	0,014	0,257
<i>Contopus cinereus</i>	papa-moscas-cinzento	0	0,014	0,071	0,257
<i>Crypturellus parvirostris</i>	inambu-chororó	0,043	0,029	0,014	0,257
<i>Knipolegus lophotes</i>	maria-preta-de-penacho	0,086	0	0	0,257
<i>Malacoptila striata</i>	barbudo-rajado	0,014	0,043	0,029	0,257
<i>Polytmus guainumbi</i>	beija-flor-de-bico-curvo	0	0	0,086	0,257
<i>Progne tapera</i>	andorinha-do-campo	0,086	0	0	0,257
<i>Pyroderus scutatus</i>	pavó	0	0,014	0,071	0,257
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	gavião-caramujeiro	0	0	0,086	0,257
<i>Amazilia fimbriata</i>	beija-flor-de-garganta-verde	0	0,014	0,057	0,214
<i>Cathartes aura</i>	urubu-de-cabeça-vermelha	0,029	0,029	0,014	0,214
<i>Colaptes campestris</i>	pica-pau-do-campo	0	0	0,071	0,214

Espécie	Nome vernáculo	Sítio			Total
		TRAT1	TRAT2	C	
<i>Lochmias nematura</i>	joão-porca	0	0	0,071	0,214
<i>Mimus saturninus</i>	sabiá-do-campo	0,029	0,043	0	0,214
<i>Mionectes rufiventris</i>	abre-asa-de-cabeça-cinza	0	0	0,071	0,214
<i>Neopelma pallescens</i>	fruxu-do-cerradão	0	0,057	0,014	0,214
<i>Pardirallus nigricans</i>	saracura-sanã	0	0	0,071	0,214
<i>Paroaria dominicana</i>	cardeal-do-nordeste	0,043	0,029	0	0,214
<i>Satrapa icterophrys</i>	suiriri-pequeno	0,071	0	0	0,214
<i>Sporophila angolensis</i>	curió	0,014	0	0,057	0,214
<i>Anabazenops fuscus</i>	trepador-coleira	0	0	0,057	0,171
<i>Aramus guarauna</i>	carão	0,057	0	0	0,171
<i>Ardea cocoi</i>	garça-moura	0,029	0,029	0	0,171
<i>Compsotherapis loricata</i>	tiê-caburé	0,029	0,029	0	0,171
<i>Drymophila malura</i>	choquinha-carijó	0	0	0,057	0,171
<i>Dysithamnus plumbeus</i>	choquinha-chumbo	0,043	0,014	0	0,171
<i>Formicivora rufa</i>	papa-formiga-vermelho	0	0	0,057	0,171
<i>Glaucidium minutissimum</i>	caburé-miudinho	0,014	0,014	0,029	0,171
<i>Laterallus viridis</i>	sanã-castanha	0	0	0,057	0,171
<i>Nyctidromus albicollis</i>	bacurau	0,029	0,014	0,014	0,171
<i>Pipraeidea melanonota</i>	saíra-viúva	0	0,029	0,029	0,171
<i>Spinus magellanicus</i>	pintassilgo	0,043	0,014	0	0,171
<i>Zenaida auriculata</i>	avoante	0,029	0	0,029	0,171
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	beija-flor-de-veste-preta	0,014	0,029	0	0,129
<i>Colaptes melanochloros</i>	pica-pau-verde-barrado	0,043	0	0	0,129
<i>Euphonia xanthogaster</i>	fim-fim-grande	0	0	0,043	0,129
<i>Hirundo rustica</i>	andorinha-de-bando	0	0,043	0	0,129
<i>Mackenziaena leachii</i>	borralhara-assobiadora	0,014	0,029	0	0,129
<i>Megasceryle torquata</i>	martim-pescador-grande	0,029	0	0,014	0,129
<i>Micrastur semitorquatus</i>	falcão-relógio	0,014	0,029	0	0,129
<i>Pachyrhamphus castaneus</i>	caneleiro	0	0	0,043	0,129
<i>Penelope supercilialis</i>	jacupemba	0	0	0,043	0,129
<i>Schiffornis turdina</i>	flautim-marrom	0	0,014	0,029	0,129
<i>Serpophaga subcristata</i>	alegrinho	0,029	0,014	0	0,129
<i>Spizaetus tyrannus</i>	gavião-pegas-macaco	0,014	0,029	0	0,129
<i>Sturnella supercilialis</i>	polícia-inglesa-do-sul	0	0,029	0,014	0,129
<i>Tangara ornata</i>	sanhaço-de-encontro-amarelo	0,043	0	0	0,129
<i>Vanellus cayanus</i>	mexeriqueira	0,043	0	0	0,129
<i>Veniliornis maculifrons</i>	picapauzinho-de-testa-pintada	0	0,043	0	0,129
<i>Athene cunicularia</i>	coruja-buraqueira	0,029	0	0	0,086
<i>Buteo brachyurus</i>	gavião-de-cauda-curta	0	0,029	0	0,086
<i>Chloroceryle amazona</i>	martim-pescador-verde	0,029	0	0	0,086
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	arapaçu-grande	0	0,029	0	0,086
<i>Dendrocygna viduata</i>	irerê	0,029	0	0	0,086

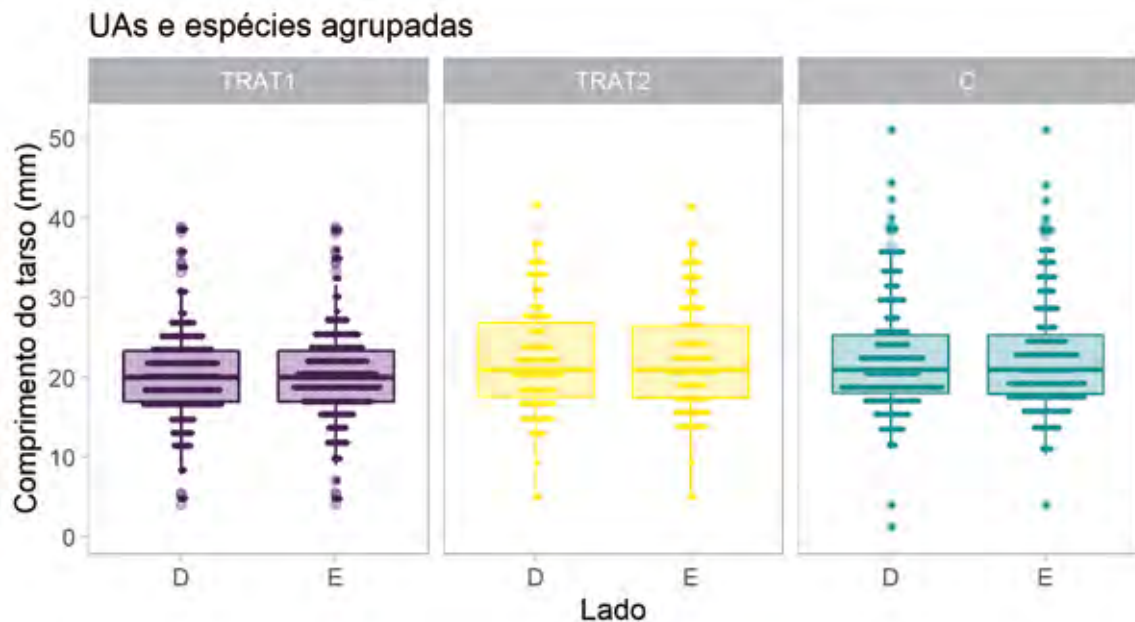
Espécie	Nome vernáculo	Sítio			Total
		TRAT1	TRAT2	C	
<i>Elaenia spectabilis</i>	guaracava-grande	0,029	0	0	0,086
<i>Eupetomena macroura</i>	beija-flor-tesoura	0,014	0	0,014	0,086
<i>Harpagus diodon</i>	gavião-bombachinha	0	0,014	0,014	0,086
<i>Hirundinea ferruginea</i>	gibão-de-couro	0,029	0	0	0,086
<i>Iodopleura pipra</i>	anambezinho	0	0,029	0	0,086
<i>Knipolegus cyanirostris</i>	maria-preta-de-bico-azulado	0,029	0	0	0,086
<i>Lipaugus lanioides</i>	tropeiro-da-serra	0	0	0,029	0,086
<i>Machetornis rixosa</i>	suiriri-cavaleiro	0,014	0,014	0	0,086
<i>Melanerpes candidus</i>	pica-pau-branco	0,029	0	0	0,086
<i>Neopelma chrysolophum</i>	fruxu	0	0	0,029	0,086
<i>Nycticorax nycticorax</i>	socó-dorminhoco	0,029	0	0	0,086
<i>Piculus flavigula</i>	pica-pau-bufador	0	0,029	0	0,086
<i>Procnias nudicollis</i>	araponga	0	0	0,029	0,086
<i>Sporophila collaris</i>	coleiro-do-brejo	0	0,029	0	0,086
<i>Synallaxis cinerascens</i>	pi-puí	0,014	0,014	0	0,086
<i>Xenops minutus</i>	bico-virado-miúdo	0	0,014	0,014	0,086
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	juruva	0	0,014	0	0,043
<i>Buteo albonotatus</i>	gavião-urubu	0,014	0	0	0,043
<i>Chlorophonia cyanea</i>	gaturamo-bandeira	0	0	0,014	0,043
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	papa-lagarta	0,014	0	0	0,043
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	gralha-do-campo	0	0	0,014	0,043
<i>Dendrocincla turdina</i>	arapaçu-liso	0	0,014	0	0,043
<i>Dendrocygna bicolor</i>	marreca-caneleira	0,014	0	0	0,043
<i>Emberizoides herbicola</i>	canário-do-campo	0	0,014	0	0,043
<i>Falco sparverius</i>	quiriquiri	0,014	0	0	0,043
<i>Gnorimopsar chopi</i>	pássaro-preto	0,014	0	0	0,043
<i>Lepidocolaptes squamatus</i>	arapaçu-escamoso	0	0	0,014	0,043
<i>Muscipira vetula</i>	tesoura-cinzenta	0	0	0,014	0,043
<i>Odontophorus capueira</i>	uru	0,014	0	0	0,043
<i>Ornithion inerme</i>	poiaieiro-de-sobrancelha	0	0	0,014	0,043
<i>Ortalis araucuan</i>	aracuã-de-barriga-branca	0	0,014	0	0,043
<i>Philohydor lictor</i>	bentevizinho-do-brejo	0	0	0,014	0,043
<i>Phylloscartes eximius</i>	barbudinho	0	0	0,014	0,043
<i>Piculus polyzonus</i>	pica-pau-dourado-grande	0	0	0,014	0,043
<i>Picumnus albosquamatus</i>	picapauzinho-escamoso	0	0,014	0	0,043
<i>Piranga flava</i>	sanhaço-de-fogo	0	0	0,014	0,043
<i>Rhynchotus rufescens</i>	perdiz	0	0	0,014	0,043
<i>Sarcoramphus papa</i>	urubu-rei	0	0	0,014	0,043
<i>Serpophaga nigricans</i>	joão-pobre	0,014	0	0	0,043
<i>Spizaetus melanoleucus</i>	gavião-pato	0	0	0,014	0,043
<i>Sporophila falcirostris</i>	cigarra	0	0	0,014	0,043
<i>Sporophila frontalis</i>	pioxó	0	0	0,014	0,043

Espécie	Nome vernáculo	Sítio			Total
		TRAT1	TRAT2	C	
<i>Thamnophilus torquatus</i>	choca-de-asa-vermelha	0,014	0	0	0,043
<i>Touit surdus</i>	apuim-de-cauda-amarela	0	0	0,014	0,043
<i>Tringa solitaria</i>	maçarico-solitário	0,014	0	0	0,043
<i>Turdus subalaris</i>	sabiá-ferreiro	0	0	0,014	0,043
<i>Tyrannus savana</i>	tesourinha	0,014	0	0	0,043
<i>Xolmis velatus</i>	noivinha-branca	0	0	0,014	0,043
Total		53,686	48,957	57,529	480,514

Assimetria flutuante

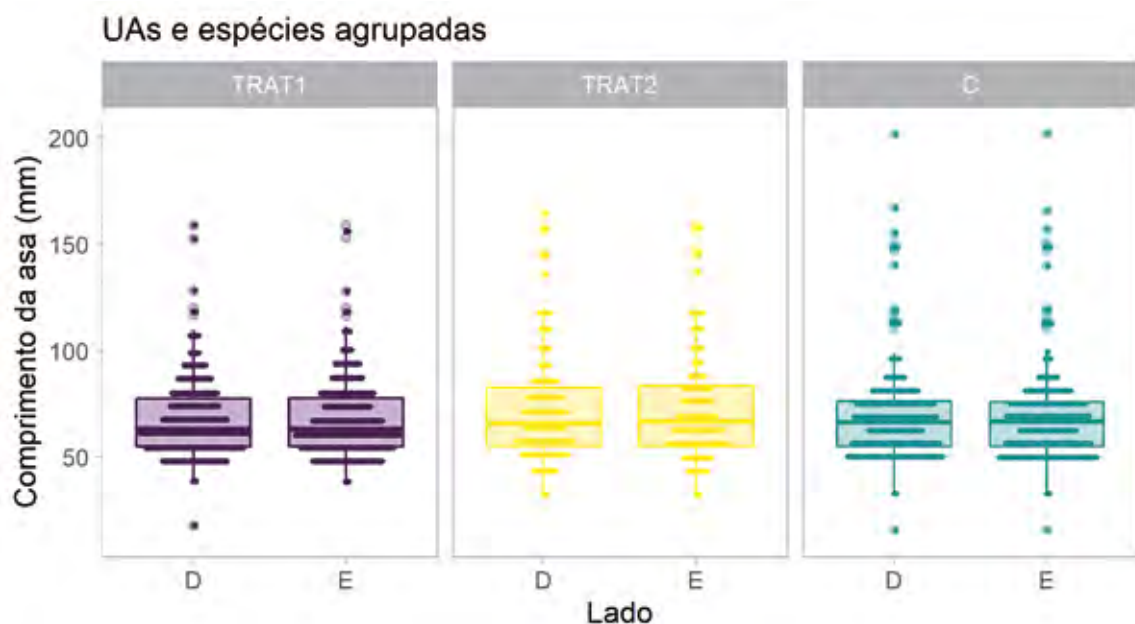
O número de capturas obtido ao longo do estudo, mesmo com a inserção dos dados das novas coletas, ainda não foi suficiente para analisar as espécies nem tampouco as Unidades Amostrais separadamente, visto que foi comum uma dada espécie ser registrada em apenas um ou dois sítios de uma dada unidade amostral. Não obstante, aqui são apresentados os resultados obtidos com a análise de assimetria flutuante de tarso (Figura 42) e asa (Figura 43) obtidos, agrupando-se todas as espécies e todas as unidades amostrais, visto que caso ocorra algum padrão marcante de assimetria flutuante entre sítios esta análise seria capaz de detectá-lo. Ainda, o acúmulo de dados de uma pesquisa de longo prazo provavelmente resultaria em um número de capturas que permita a análise de espécies isoladamente - especialmente as mais capturáveis - e possivelmente análises para unidades amostrais (ou subconjuntos delas). O teste *t* pareado usado para avaliar a ocorrência de assimetria nos tarsos indicou que os indivíduos do TRAT1 tenderam a ter o tarso direito 0,04 mm maior do que o esquerdo ($t = 2,29$, $p = 0,023$), uma evidência de assimetria direcional (Figura 42). Este resultado pode vir a indicar algum nível maior de estresse sobre as aves em TRAT1 caso seja confirmado por análises futuras baseadas em um maior acúmulo de dados. No sítio TRAT2 e Controle não foram encontradas evidências de assimetria direcional, i.e., de que tamanho do tarso direito ou esquerdo tendeu a ser maior do que o outro (TRAT2, $t = 0,25$, $p = 0,8$; Controle, $t = -0,2$, $p = 0,84$).

Figura 42 – Testes *t* pareados para verificar a ocorrência de assimetria direcional nos tarsos das aves capturadas por sítio amostral (espécies e unidades amostrais agrupadas) ao longo de sete campanhas. “D” e “E” no eixo horizontal indicam tarso direito e esquerdo, respectivamente. “C” no título do painel à direita indica Controle. Em TRAT1 o tarso direito dos indivíduos tendeu a ser 0,04 mm maior do que o esquerdo ($t = 2,29$, $p = 0,023$).



Já para as medidas de asa, os testes *t* pareados não indicam nenhuma evidência de assimetria direcional entre asas de um mesmo indivíduo para nenhum sítio amostral: TRAT1 $t = -0,35$, $p = 0,72$; TRAT2 $t = 0,11$, $p = 0,91$; Controle $t = 0,32$, $p = 0,74$ (Figura 43).

Figura 43 – Testes *t* pareados para verificar a ocorrência de assimetria direcional nas asas das aves capturadas por sítio amostral (espécies e unidades amostrais agrupadas) ao longo de sete campanhas. “D” e “E” no eixo horizontal indicam asa direita e esquerda, respectivamente. “C” no título do painel à direita indica Controle. Não foi detectada diferença significativa entre comprimentos de asa segundo resultados de testes *t* pareados (ver texto).



As análises de variância (ANOVA) utilizadas para detectar a ocorrência de assimetria flutuante não forneceram evidências da ocorrência deste fenômeno tanto para tarsos ($F = 0,76$, $p = 0,47$; Figura 44) quanto para asas ($F = 0,91$, $p = 0,4$, Figura 45), em nenhum dos sítios amostrais, corroborando o diagnóstico apresentado em BRASL (MPF)/LACTEC (2020d). Apesar do Índice de Assimetria Flutuante para tarsos ter tido uma tendência a ser maior em Controle, esta diferença não foi significativa.

Figura 44 – Medidas de assimetria flutuante nos tarsos das aves capturadas nos sítios amostrais. Análises de variância não encontraram diferenças significativas entre sítios. Sítio amostral “C” corresponde ao Controle.

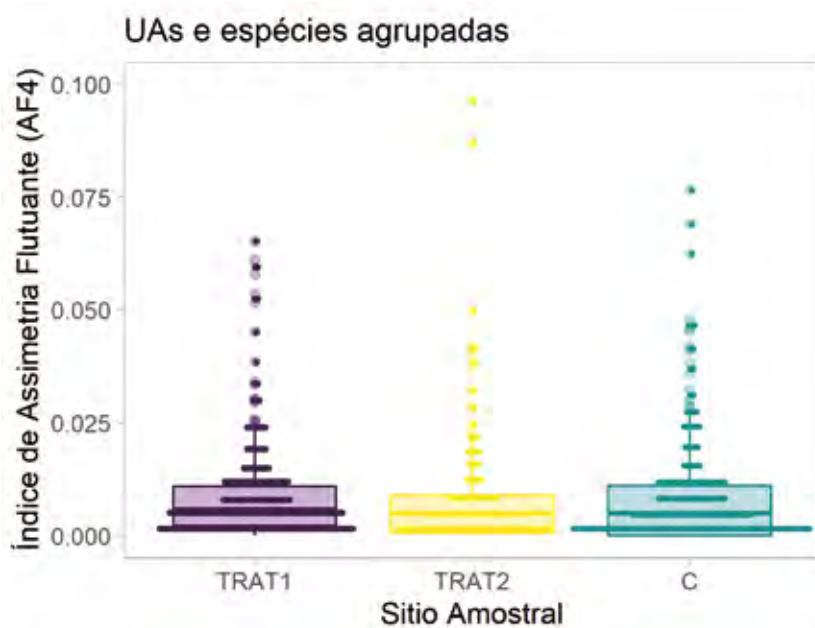
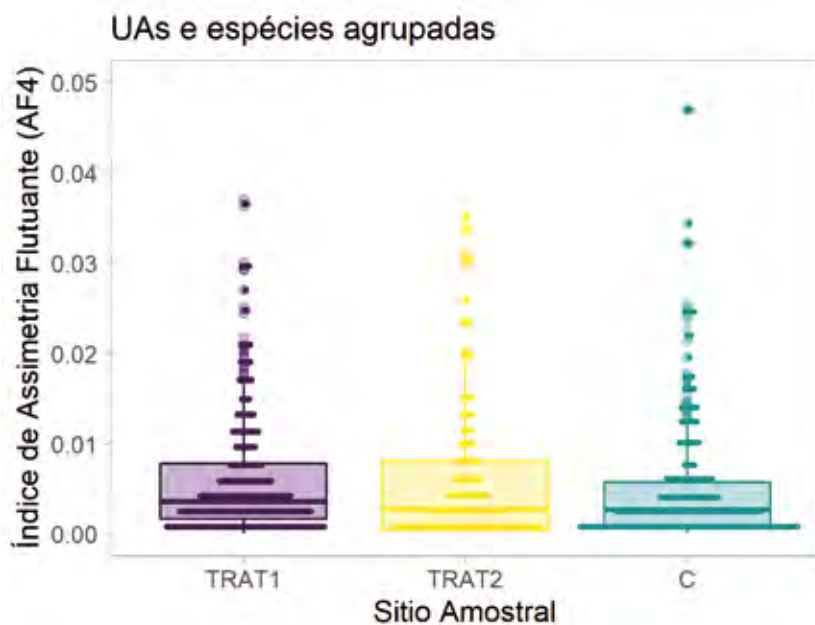


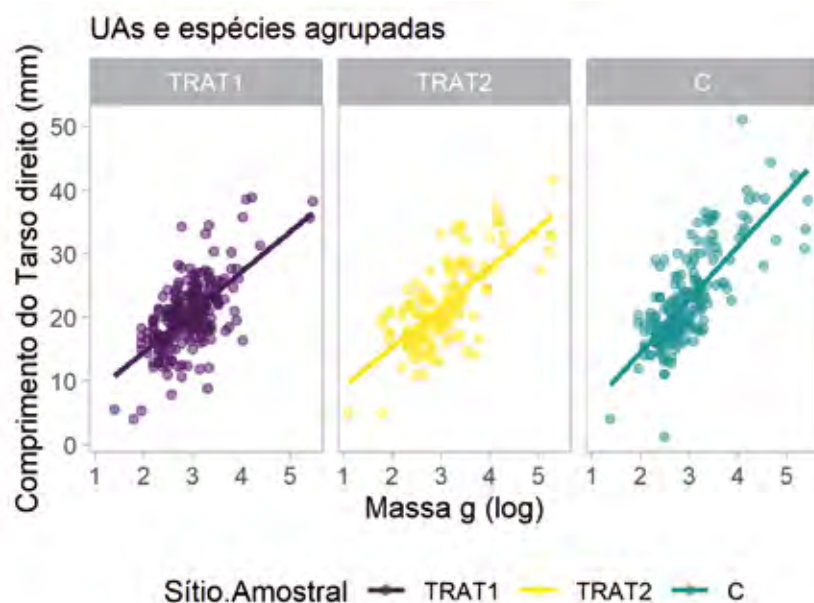
Figura 45 – Medidas de assimetria flutuante nas asas das aves capturadas nos sítios amostrais. Análises de variância não encontraram diferenças significativas entre sítios. Sítio amostral “C” corresponde ao Controle.



Alterações na condição corporal das aves

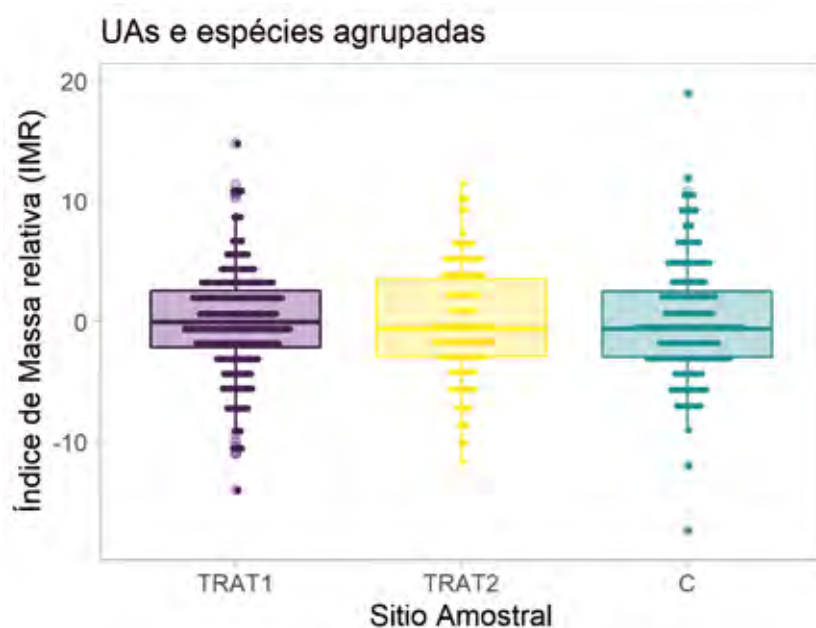
Assim como ocorrido para as análises de assimetria flutuante, o número de capturas obtido ao longo do estudo não foi suficiente para analisar alterações na condição corporal das aves para as espécies nem tampouco as unidades amostrais separadamente, visto que foi comum uma dada espécie ser registrada em apenas um ou dois sítios de uma dada unidade amostral. Mesmo com a inserção de novas campanhas de amostragem, essa análise individualizada não foi possível. Não obstante, aqui são apresentados os resultados obtidos com a análise de condição corporal obtidos agrupando-se todas as espécies e todas as unidades amostrais, visto que caso ocorra algum padrão marcante de diferença na condição corporal entre sítios esta análise seria capaz de detectá-lo. O acúmulo de dados necessita da execução de mais campanhas de amostragem, por requerer grande número de indivíduos capturados de modo a contemplar a variação individual natural das populações de diferentes espécies de aves. As análises de regressão linear utilizadas para calcular os Índices de Massa Relativa (IMR) de cada indivíduo, a partir dos resíduos de cada regressão, estão representados na Figura 46.

Figura 46 – Análises de regressão linear utilizadas para calcular o Índice de Massa Relativa (IMR), medida de condição corporal utilizada neste estudo, a partir dos resíduos de cada regressão. Sítio amostral “C” corresponde ao Controle.



A Análise de Variância (ANOVA) utilizada para detectar possíveis diferenças na condição corporal dos indivíduos capturados – medidas pelo Índice de Condição Corporal (IMR) – não encontrou evidências de diferença nesta variável entre sítios ($F = 0,0001$, $p = 0,999$; Figura 47), de maneira semelhante ao apresentado em BRASL (MPF)/LACTEC (2020d).

Figura 47 – Análise de variância utilizada para detectar possíveis diferenças na condição corporal, medida pelo índice de Massa Relativa (IMR) de cada indivíduo capturado, entre sítios amostrais. Sítio amostral “C” corresponde ao Controle.



Perda de espécies

Quando se analisam os resultados separados por UA, têm-se que a proporção de espécies raras foi superior em TRAT1 nas unidades amostrais UA3 e UA6. O sítio TRAT2 teve maior proporção de espécies raras nas unidades amostrais UA1, UA2 e UA4, e o sítio Controle somente na UA5 (Figura 48). A Tabela 20 apresenta número de *singletons*, *doubletons* e proporção da somatória de *singletons* + *doubletons* em relação à riqueza observada.

Figura 48 – Proporção de espécies raras – representadas pela somatória de *singletons* e *doubletons*, isto é, espécies registradas por apenas um ou dois indivíduos, respectivamente – em cada sítio amostral das UAs individualmente.

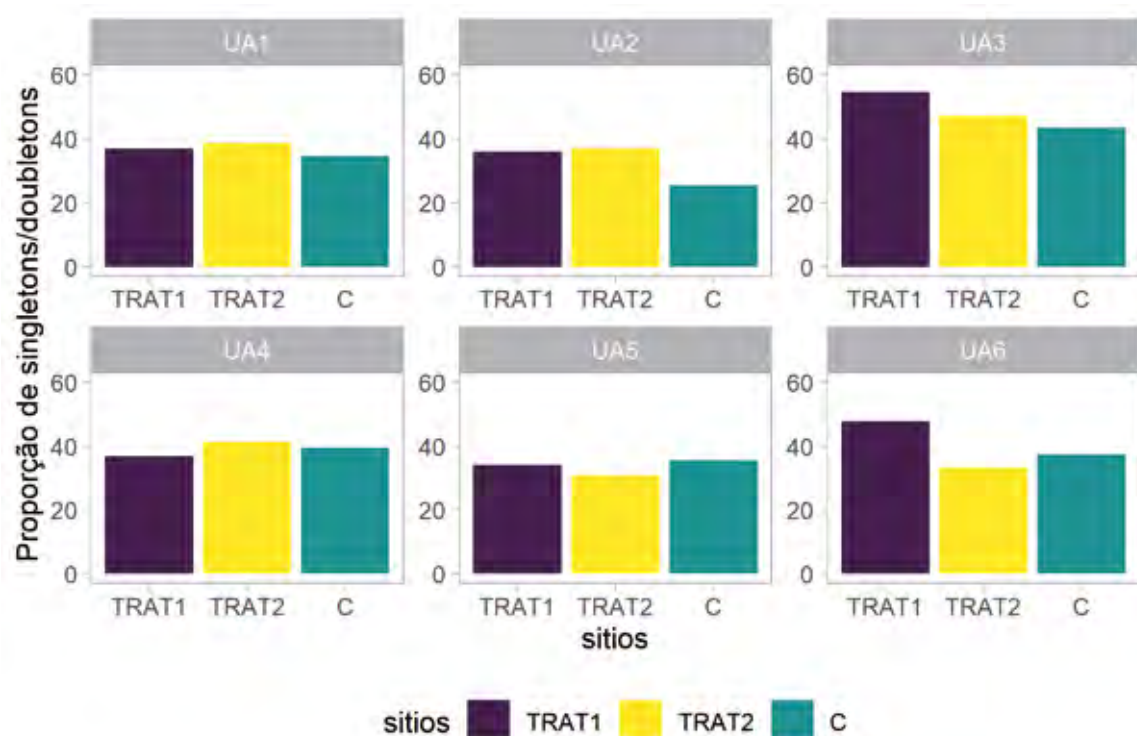


Tabela 20 – Valores de riqueza observada (S), estimada (Chao), número de *singletons*, *doubletons* e proporção (prop) da somatória de *singletons* + *doubletons* em relação à S obtidos no primeiro ano (campanhas de 1 a 4) e no segundo ano (campanhas de 1 a 7).

Ano 1 (campanhas 1 a 4)						
UA	sítio	S	<i>singletons</i>	<i>doubletons</i>	Chao	prop
UA1	TRAT1	132	37	19	165	42,4
UA1	TRAT2	120	31	29	135	50
UA1	C	105	31	13	138	41,9
UA2	TRAT1	121	35	18	152	43,8
UA2	TRAT2	103	32	19	128	49,5
UA2	C	118	29	21	136	42,4
UA3	TRAT1	72	29	18	93	65,3
UA3	TRAT2	63	22	10	84	50,8
UA3	C	68	26	8	104	50
UA4	TRAT1	94	26	21	109	50
UA4	TRAT2	93	24	16	109	43
UA4	C	97	25	22	110	48,5
UA5	TRAT1	87	19	15	98	39,1
UA5	TRAT2	78	18	10	92	35,9
UA5	C	67	12	10	73	32,8
UA6	TRAT1	50	17	10	62,36364	54
UA6	TRAT2	64	22	9	87,1	48,4

Ano 1 (campanhas 1 a 4)						
UA	sítio	S	<i>singletons</i>	<i>doubletons</i>	Chao	prop
UA6	C	55	11	6	62,85714	30,9
Ano 2 (campanhas 1 a 7)						
UA	sítio	S	<i>singletons</i>	<i>doubletons</i>	Chao	prop
UA1	TRAT1	147	38	16	188	36,7
UA1	TRAT2	130	23	27	139	38,5
UA1	C	119	30	11	155	34,5
UA2	TRAT1	139	26	24	152	36
UA2	TRAT2	130	26	22	144	36,9
UA2	C	134	23	11	155	25,4
UA3	TRAT1	77	27	15	99	54,5
UA3	TRAT2	68	20	12	83	47,1
UA3	C	83	28	8	125	43,4
UA4	TRAT1	109	19	21	117	36,7
UA4	TRAT2	109	26	19	125	41,3
UA4	C	111	25	19	126	39,6
UA5	TRAT1	94	18	14	104	34
UA5	TRAT2	97	19	11	111	30,9
UA5	C	96	22	12	114	35,4
UA6	TRAT1	67	15	17	73	47,8
UA6	TRAT2	93	22	9	116	33,3
UA6	C	83	18	13	94	37,3

Adicionalmente, foi analisada a proporção de espécies raras em cada sítio por cada campanha (Figura 49). A variação na proporção entre campanhas foi baixa (mínimo = 40,8%, máximo = 56,6%). Quando se compara a proporção de espécies raras entre sítios agrupando os dados obtidos em todas as UA e campanhas, têm-se que TRAT1 teve a maior proporção de espécies raras (26,5%), seguido pelo sítio Controle (23,3 %) e por TRAT2 (20,2 %) (Figura 50). A tendência é que ao longo dos anos o sítio TRAT1 venha a contar com o mesmo número de espécies raras que o sítio Controle. Atualmente, considerando as UAs 1 e 2 (onde ocorreu supressão de hábitat florestal), existe certa diferença de espécies que são raras em TRAT1 e no sítio Controle, pois este último conta com vegetação em melhor estado de conservação. Portanto, uma determinada espécie de hábitos florestais que é comum no sítio Controle pode estar sendo considerada rara em TRAT1 devido à redução da floresta no sítio TRAT1 e a consequente limitação de hábitat. Ao mesmo passo que uma espécie tratada como rara no sítio Controle tem elevada probabilidade de ser realmente rara na comunidade.

Figura 49 – Proporção de espécies raras – representadas pela somatória de *singletons* e *doubletons*, isto é, espécies registradas por apenas um ou dois indivíduos, respectivamente – do total de espécies registradas por sítio por campanha.

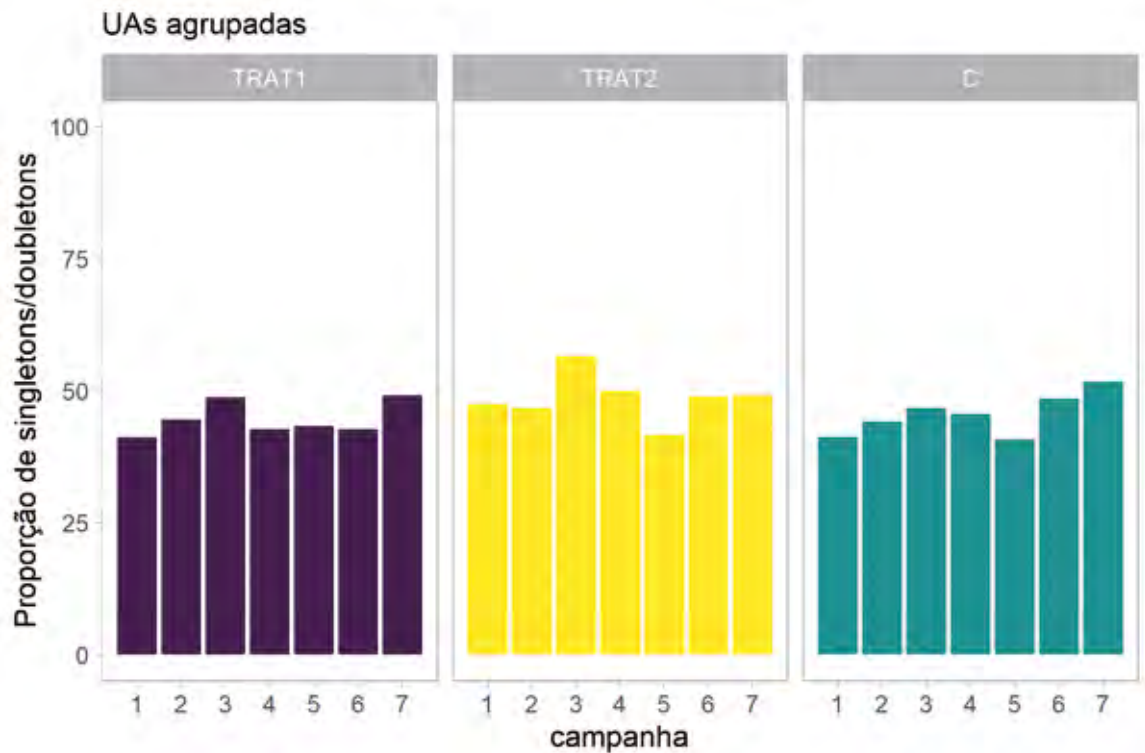
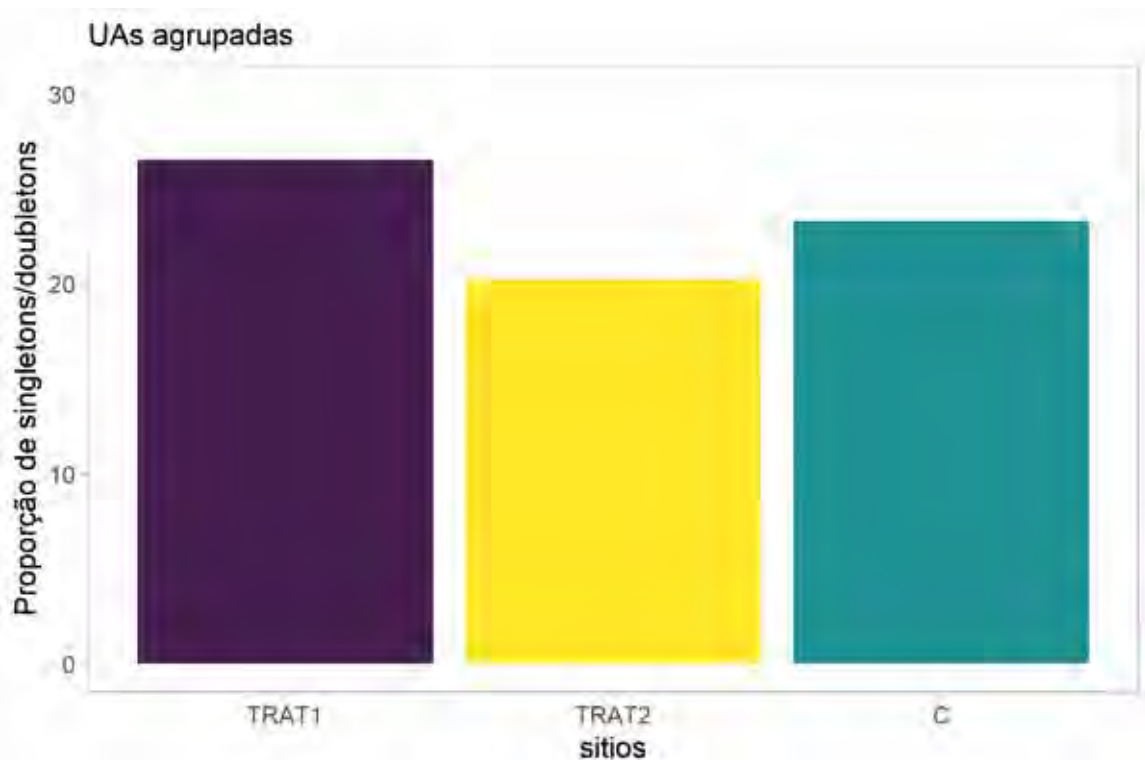
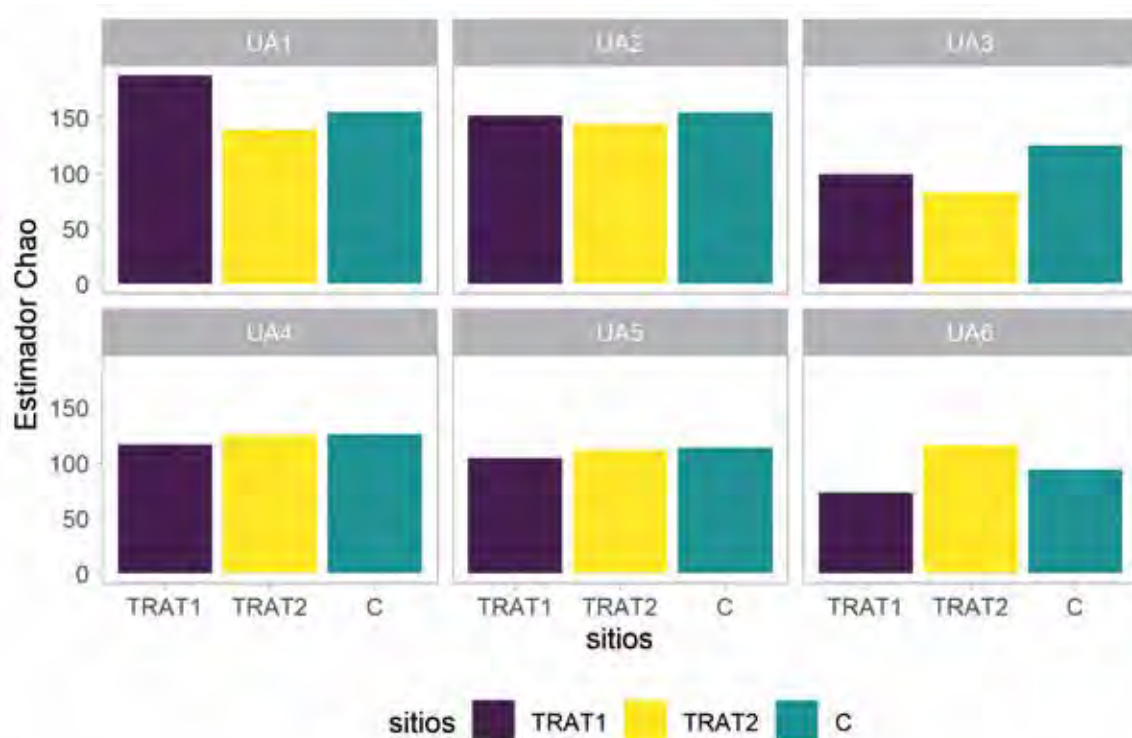


Figura 50 – Proporção de espécies raras – representadas pela somatória de *singletons* e *doubletons*, isto é, espécies registradas por apenas um ou dois indivíduos, respectivamente – do total de espécies registradas por sítio agrupando-se as sete campanhas.



Quando analisados os valores do estimador Chao individualmente para cada UA, nota-se que os valores foram superiores no sítio Controle apenas nas UA2 a UA5. Em UA1 o estimador Chao foi superior em TRAT1 e em UA6 o maior valor foi observado em TRAT2 (Figura 51). Esta análise foi prevista para ser executada com dados de quatro anos de coleta de dados, e, para uma associação mais precisa sobre tais resultados com possíveis danos oriundos do desastre, seria necessário um período adicional de amostragens, além das já inseridas nesse relatório em função do acompanhamento.

Figura 51 – Resultado estimado (Chao) da proporção de espécies raras – representadas pela somatória de *singletons* e *doubletons* por unidade amostral (UA1 a UA6) ao longo de sete campanhas.



Os valores do estimador de riqueza Chao, o qual é sensível à presença de espécies raras e à riqueza total, obtido para cada sítio em cada campanha, estão representados na Figura 52. Em TRAT1 parece ter havido uma tendência de redução no valor do estimador Chao ao longo das campanhas (Tabela 21). O mesmo padrão foi observado nos sítios Controle, porém houve um aumento na sétima campanha para níveis equivalentes aos observados no início do estudo. Os resultados desta análise seriam mais nítidos havendo amostragens em mais ciclos anuais, sendo esta apenas o ponto de partida para se compreender a situação local referente a estas assembleias de aves silvestres.

Figura 52 – Resultado estimado (Chao) da proporção de espécies raras – representadas pela somatória de *singletons* e *doubletons* ao longo das campanhas.

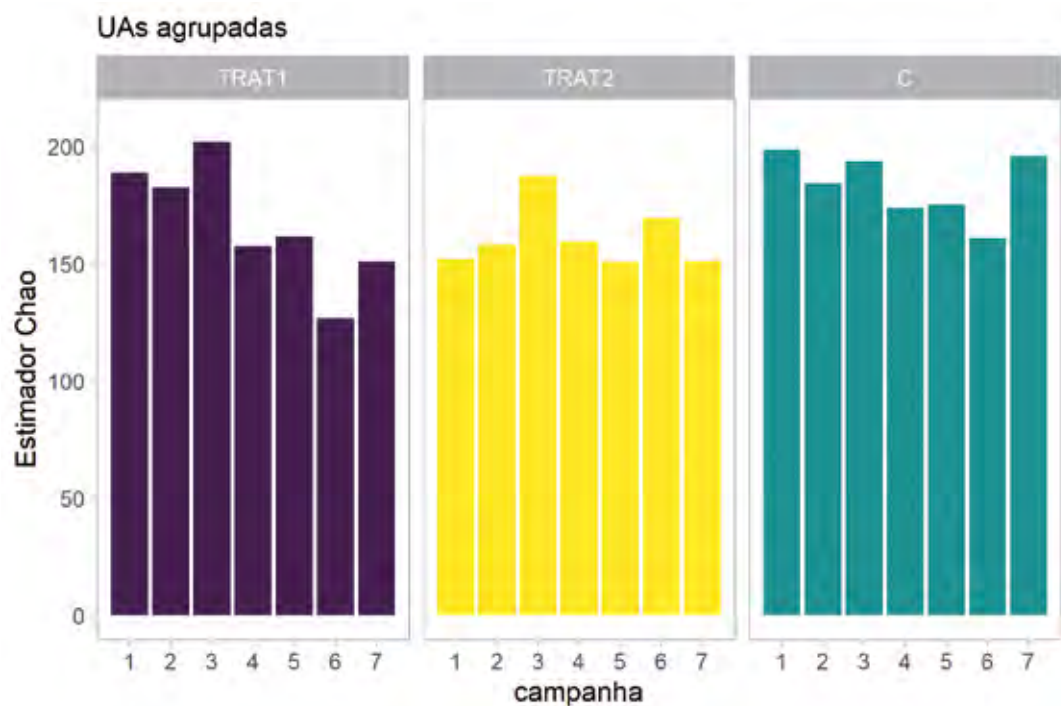


Tabela 21 – Valores de riqueza observada (S), estimada (Chao), número de *singletons*, *doubletons* e proporção (prop) da somatória de *singletons* + *doubletons* em relação à S ao longo do estudo.

Sítio	Campanha	S	<i>singletons</i>	<i>doubletons</i>	Chao	prop
TRAT1	1	160	40	26	189	41,2
TRAT1	2	148	42	24	182	44,6
TRAT1	3	158	50	27	202	48,7
TRAT1	4	138	33	26	158	42,8
TRAT1	5	146	32	31	162	43,2
TRAT1	6	110	27	20	127	42,7
TRAT1	7	114	38	18	151	49,1
TRAT2	1	139	31	35	152	47,5
TRAT2	2	139	35	30	158	46,8
TRAT2	3	152	51	35	187	56,6
TRAT2	4	142	36	35	160	50
TRAT2	5	137	29	28	151	41,6
TRAT2	6	135	42	24	169	48,9
TRAT2	7	132	35	30	151	49,2
C	1	172	41	30	198	41,3
C	2	156	41	28	184	44,2
C	3	158	46	28	194	46,8
C	4	149	39	29	174	45,6
C	5	152	36	26	175	40,8
C	6	140	37	31	161	48,6
C	7	145	51	24	196	51,7

CONCLUSÕES

Tendo em vista todo o conjunto de análises estatísticas efetuadas com o banco de dados das sete campanhas executadas, pode-se concluir que as consequências negativas do desastre podem ser confirmadas para as unidades amostrais UA1 e UA2. Este resultado foi apresentado no primeiro relatório suplementar em Brasil (MPF)/LACTEC (2020d) e se manteve, porém agora mais preciso, nessa segunda etapa do diagnóstico. De acordo com os dados quali-quantitativos levantados, especialmente quando compara-se assembleias de áreas florestais (Controle) com os sítios TRAT1 (afetados diretamente pelo desastre), pode-se dizer que a magnitude do dano sobre as comunidades de aves é elevada tendo em vista os efeitos do desastre sobre a avifauna que ocorre no compartimento 1, ou seja, nas unidades amostrais 1 e 2. Com a execução do estudo ficou nítida a substituição de táxons florestais por espécies generalistas nos locais que foram suprimidos pela passagem da lama.

O principal dano identificado para a avifauna foi a perda de hábitat florestal ocasionada pela supressão ocorrida na margem dos rios Gualaxo do Norte e Doce. Este dano foi efetivamente comprovado por resultados expressivos do presente estudo, os quais indicam a substituição de táxons florestais por generalistas nos sítios TRAT1 do compartimento mais afetado. Apesar do dano “supressão” ter cessado logo após a passagem da lama de rejeitos, os efeitos deste dano ainda estão presentes e agindo diretamente sobre a avifauna devido ao fato de que ainda não existe vegetação florestal no local afetado. As consequências diretas deste dano somente irão cessar após um período aproximado de 20 a 30 anos, quando houver neste ambiente ribeirinho, uma floresta estruturada capaz de comportar as comunidades que ocorrem atualmente nos sítios Controle.

Nos demais compartimentos, estes danos se tornam menos nítidos, uma vez que não ocorreu supressão de hábitat nas UAs 3, 4, 5 e 6, a qual é aqui considerado um dano cessado por não haver outras formas de supressão associadas ao desastre no período pós-desastre. Porém, ao serem avaliados danos não-cessados, como aqueles relacionados a condições físicas dos indivíduos amostrados, pode-se dizer que existem indícios sobre a ocorrência de assimetria nos tarsos nos indivíduos capturados nos sítios TRAT1. Estas aves tenderam a ter o tarso direito levemente maior do que o esquerdo, o que pode ser considerada uma evidência de assimetria direcional. Este resultado pode vir a indicar algum nível maior de estresse sobre as aves em TRAT1 caso seja confirmado por análises futuras baseadas em um maior acúmulo de dados. Nos sítios TRAT2 e Controle não foram encontradas evidências de assimetria direcional. A confirmação desta hipótese apenas poderia ser obtida com o acúmulo de dados a longo prazo.

Reavaliando a interpretação dos resultados do segundo ano de pesquisas com aqueles anteriormente apresentados (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), não ocorreram modificações quanto à tendência, reversibilidade ou gravidade dos danos. Como exposto anteriormente, o presente trabalho foi projetado para ser conduzido durante quatro ciclos anuais completos, período no qual uma quantidade de informações suficiente seria coletada em campo. No entanto, diante da interrupção do estudo, algumas análises relevantes não geraram os resultados esperados em virtude do *n* amostral insuficiente.

A impossibilidade de continuar sendo amostrada a UA3, referente ao Parque Estadual do Rio Doce, prejudicou a interpretação de dados oriundos da única unidade amostral localizada em ambiente realmente conservado e que detém características únicas do local que poderia ter sido utilizado como

uma unidade amostral Controle para efeitos comparativos. Adaptações metodológicas seriam feitas para contornar este problema e para melhorar a obtenção de dados, porém o trabalho foi encerrado com a execução de apenas sete campanhas. Dessa forma, novos danos não puderam ser identificados nesse período.

De forma conclusiva, ao se comparar os resultados do primeiro ano do estudo (campanhas 1 a 4) com a totalidade dos dados obtidos (sete campanhas), pode-se dizer que as hipóteses levantadas anteriormente se tornaram sustentadas por uma maior quantidade de dados e que foi atingida uma maior precisão na interpretação dos resultados antes apresentados.

ALTERAÇÕES POPULACIONAIS DA AVIFAUNA USANDO MODELOS DE OCUPAÇÃO

CONTEXTUALIZAÇÃO

De forma complementar às informações obtidas durante o diagnóstico (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), o presente estudo foi conduzido para levantar dados quantitativos a fim de realizar inferências a respeito das alterações populacionais ocasionados pelo rompimento da barragem de Fundão sobre a fauna terrestre. Especificamente, aves florestais e não-florestais foram selecionadas para esta avaliação, tendo-se determinado um desenho amostral e analítico específico para esse objetivo.

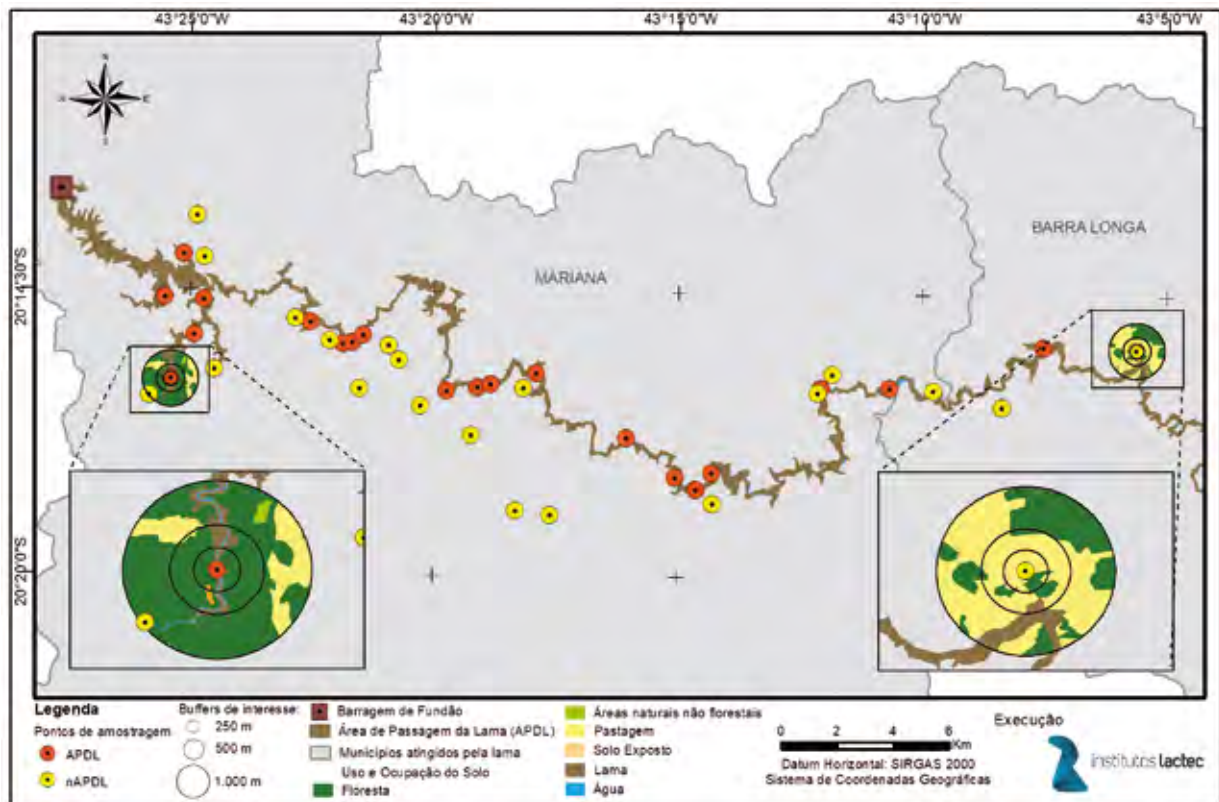
Modelos de ocupação são utilizadas com frequência para estimar diversos parâmetros populacionais, inclusive de espécies raras e de difícil detecção em campo (MACKENZIE et al., 2006). É uma abordagem analítica muito útil devido à rapidez com que se consegue obter dados em campo, de modo a levantar dados com precisão adequada, em oposição à técnicas estatísticas mais tradicionais em ecologia, especialmente quando se trabalha com vertebrados, que demandam períodos de amostragem longos. Nesta etapa do diagnóstico, foram conduzidas amostragens focais em campo analisadas com o modelo de ocupação de estação única de MACKENZIE et al. (2002) para obter estimativas de ocupação de cinco espécies de aves entre duas situações ambientais, em pontos dentro da APDL e em pontos fora da APDL. O objetivo dessa avaliação é quantificar a perda de ocupação, ou uso dos habitats, na APDL em função da perda da cobertura florestal.

MÉTODOS

Foram selecionadas cinco espécies de aves para aplicação desta avaliação, as quais foram elegidas por se tratarem de espécies comuns, conforme atestado ao longo do diagnóstico. Além disso, apresentam sabidamente preferências de habitat distintas, das quais duas são tipicamente florestais (*Basileuterus culicivorus* e *Pyriglena leucoptera*), duas são aves não florestais (*Elaenia flavogaster* e *Synallaxis spixi*) e uma espécie é generalista quanto à ocupação desses ambientes (*Todirostrum poliocephalum*). Esta seleção buscou abranger preferências ecológicas contrastantes no mesmo protocolo de amostragem, no intuito de identificar com maior facilidade os efeitos populacionais do dano sobre aves florestais no Compartimento 1, que foi sujeito a perda de cobertura florestal devido ao desastre (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d). O protocolo adotado nesta avaliação é simples e pode ser expandido espacialmente, taxonomicamente e temporalmente, permitindo estabelecer monitoramentos de longo prazo na região, com vistas ao acompanhamento da dinâmica populacional de diferentes espécies-alvo.

A amostragem em campo foi realizada pela alocação de 40 pontos ao longo do Compartimento 1, sendo 20 deles dentro da área de passagem e deposição da lama (APDL) e o restante fora dessa área (nAPDL). Os pontos foram alocados respeitando o distanciamento mínimo de 200 m entre eles, para maximizar a independência das amostragens. Uma métrica de paisagem foi obtida ao redor de cada ponto, de modo a caracterizar a cobertura florestal em seu entorno. Para testar a influência de diferentes escalas da paisagem esta área foi mensurada, em hectares, a partir de três escalas espaciais, avaliando uma área circular ao redor de cada ponto com raios de 250 m, 500 m e 1000 m (Figura 1).

Figura 1 – Pontos de amostragem da avifauna na análise de ocupação dos ambientes em APDL e fora de APDL (nAPDL) no Compartimento 1. Destacam-se dois exemplos dos buffers de uso e ocupação do solo ao redor dos pontos, utilizados como covariáveis nos modelos de ocupação.



A amostragem das espécies alvo em campo seguiu um protocolo padronizado de registros, fazendo uso de emissões sonoras de vocalizações dessas espécies (playback) com o intuito de minimizar a incidência de falsos negativos. O uso dessa técnica padroniza a probabilidade de detecção das espécies entre os pontos, uma vez que ao serem incitadas pela vocalização, todas as espécies alvo selecionadas tendem a emitir vocalizações em resposta, ou aproximar-se da fonte emissora, maximizando a probabilidade de detecção pelo observador. Em cada ponto a amostragem era conduzida ao longo de 10 minutos, durante os quais o observador permanecia parado e atento à detecção visual ou auditiva de todas as espécies presentes. Os 10 minutos de amostragem eram divididos da seguinte forma:

- 30 segundos de escuta passiva
- 1 minuto de playback da espécie 1
- 1 minuto de escuta passiva
- 1 minuto de playback da espécie 2
- 1 minuto de escuta passiva
- 1 minuto de playback da espécie 3
- 1 minuto de escuta passiva
- 1 minuto de playback da espécie 4
- 1 minuto de escuta passiva
- 1 minuto de playback da espécie 5

- 30 segundos de escuta passiva

Caso uma espécie fosse detectada passivamente, a emissão de playback não era realizada, dando-se seguimento ao intervalo de escuta passiva. Assim, se todas as espécies são detectadas passivamente em determinado ponto, independentemente do tempo decorrido para sua amostragem, as ocorrências eram anotadas e a amostragem, encerrada. A ordem das espécies (1 a 5) era aleatória em cada ponto, e o ordenamento também era aleatorizado entre os pontos em cada campanhas de amostragem. Em cada ponto, os dados de temperatura, umidade do ar, hora de início da amostragem e um fator representando a intensidade de vento foram registrados, todos usados como covariáveis aos modelos.

Os falsos positivos, neste protocolo amostral, são controlados ao selecionar táxons comuns e com características diagnósticas muito peculiares, portanto de fácil identificação em campo. Mesmo assim, falsos positivos podem ocorrer devido ao registro de espécies não residentes, ou transientes entre os ambientes. Esta situação não é controlável no momento da amostragem, mas foi incluída na avaliação ao adotar um conceito mais abrangente de “ocupação”, interpretando as estimativas de ocupação para designar “uso dos habitats” (LATIF et al., 2016). Este arranjo conceitual implica que as estimativas aqui obtidas são mais “otimistas” (ou infladas) do que se houvesse a restrição a considerar apenas indivíduos residentes em cada ponto amostral, ou seja, que efetivamente contribuem à ocupação territorial da espécie na paisagem. Consequentemente, todas as alterações obtidas nesta análise refletem um cenário menos drástico de perda de ocupação (e populações) do que efetivamente ocorre na região.

Foram realizadas cinco réplicas temporais neste estudo, denominadas A1, A2, A3, A4 e A5, as quais foram levadas a efeito mensalmente entre novembro de 2019 e março de 2020. Em uma das ocasiões de amostragem, seis pontos não puderam ser amostrados devido à impossibilidade de acesso aos locais.

MODELOS DE OCUPAÇÃO

Para modelar a probabilidade de ocupação e de detecção de cada uma das espécies, foi utilizado o modelo de ocupação proposto por MACKENZIE et al. (2002). Esse modelo é baseado em um modelo binomial com inflação em zero e tem a seguinte forma:

$$z_i \sim \text{Bernoulli}(\psi_i) \quad \text{e} \quad y_{ij} | z_i \sim \text{Bernoulli}(z_i \cdot p_{ij})$$

Em que z_i é o processo de estado de ocupação e y_{ij} indica se a espécie foi observada no ponto i no tempo j . Os parâmetros ψ_i (probabilidade de ocupação) e p_{ij} (probabilidade de detecção) são modelados por covariáveis utilizando-se de uma função de ligação logística.

A função de verossimilhança do modelo pode ser escrita como:

$$L(\psi, p) = \prod_{i=1}^n \left[\psi_i \prod_{j=1}^T p_{ij}^{y_{ij}} (1 - p_{ij})^{1-y_{ij}} + (1 - \psi_i) I \left(\sum_{i=1}^T y_{ij} = 0 \right) \right]$$

Em que n é o número de pontos amostrados e T o número de réplicas temporais.

Para o ajuste do modelo no R (R CORE TEAM, 2018) foi utilizada a função `occu()` do pacote `unmarked` (FISKE; CHANDLER, 2011).

Adicionalmente, uma abordagem *bootstrap* foi utilizada para calcular os intervalos de confiança percentílico das estimativas do modelo. Esta abordagem consiste em considerar a amostra obtida em campo como sendo uma nova “população”, reamostrando-a com reposição das observações dela mesma. Em cada reamostragem calcula-se a estatística de interesse e ao final de k reamostragens ($k = 1000$) tem-se a distribuição de *bootstrap*. Com a distribuição em mãos o intervalo de confiança é calculado como o percentil de 0,025 e 0,975, implicando em um nível de confiança de 95% ao redor das estimativas. Foram também calculadas, para as cinco espécies, as estimativas médias e respectivos intervalos de confiança da diferença na probabilidade de ocupação entre as situações nAPDL e APDL. As amostras *bootstrap* foram obtidas com uso da função `nonparboot()` do pacote `unmarked` (FISKE; CHANDLER, 2011).

Resultados

Os resultados dos modelos que avaliam o efeito da situação (APDL vs nAPDL) de maior interesse para o diagnóstico dos danos serão interpretados nesta avaliação. Paralelamente, no entanto, foram comparados os modelos que ponderam a influência da cobertura florestal nas diferentes escalas espaciais (250 m, 500 m, 1.000 m) para auxiliar na compreensão do efeito dessa covariável. Entre estes, os modelos com maior verossimilhança, indicados pelos menores valores de AIC de cada espécie, estabeleceram o critério para selecionar os modelos que mais afetam os dados obtidos de cada espécie no Compartimento 1. A partir disso, selecionaram-se os modelos que consideram a cobertura florestal nos 250 m ao redor dos pontos para *Basileuterus culicivorus* (AIC: 186,6), *Elaenia flavogaster* (AIC: 171,1) e *Synallaxis spixii* (AIC: 172,1); e o modelo que considera a extensão de cobertura florestal em um raio de 1.000 m ao redor dos pontos de amostragem para *Pyriglena leucoptera* (AIC: 171,1). No caso de *Todirostrum poliocephalum*, a espécie mais generalista dentre as indicadoras, todos os modelos gerados apresentaram AIC similares, sugerindo que nenhum deles é especialmente adequado para interpretar os dados.

Estes resultados apontam para a maior relevância das condições em menor escala para três das cinco espécies indicadoras, ou seja, a ocupação de determinado local, para *Basileuterus culicivorus*, *Elaenia flavogaster* e *Synallaxis spixi*, sofre maior influência das condições de cobertura florestal nas imediações dos pontos onde ocorrem, sendo menos afetados do que o contexto da paisagem em escalas maiores. Há diferença na direção deste efeito: para *B. culicivorus*, identifica-se que há maior probabilidade de ocupação em pontos com maior cobertura florestal, ao passo que para *E. flavogaster* e *S. spixi* a relação é inversa, ocorrendo maior probabilidade de ocupação em pontos com menor cobertura florestal.

Contrariamente, o modelo de ocupação sob influência de cobertura florestal para *Pyriglena leucoptera* indica que seu padrão de ocupação na paisagem tem íntima associação com a cobertura florestal na maior escala analisada. Assim, para este táxon há indícios de que o contexto da paisagem exerce forte influência sobre sua ocupação. Este resultado pode ser reflexo não da ocupação por indivíduos residentes, mas por espécimes em deslocamento, registrados mesmo em locais no interior da APDL. Este fenômeno é conhecido na literatura e não é explicitamente incorporado nos modelos, gerando estimativas de ocupação que podem estar infladas (LATIF et al., 2016). Especialmente neste caso, cujo modelo sendo interpretado é aquele que considera a cobertura florestal na paisagem, a compreensão da métrica de “ocupação” deve ser mais flexível e incluir o conceito de “uso” dos habitats, não restrita à estimativa de “animais residentes e potencialmente reprodutivos”.

Por fim, e conforme o esperado a partir de sua condição generalista, para *Todirostrum poliocephalum* a cobertura florestal em qualquer escala espacial avaliada não exerce qualquer influência sobre a ocupação da espécie nos pontos amostrais. Os modelos para as três escalas espaciais resultaram na mesma verossimilhança, ao tempo em que nenhum dos modelos indica influência fundamental das variáveis incorporadas ao modelo, seja para sua ocupação, seja para sua detecção em campo. Este resultado concorda com a expectativa inicial do estudo, tendo em vista que o táxon foi selecionado como indicador justamente por apresentar-se independente das variáveis aqui avaliadas.

À exceção de *T. poliocephalum*, a probabilidade de ocupação de todas as espécies é influenciada pela condição do ponto alocar-se dentro ou fora da APDL, indicativo da ocupação diferencial e reflexo direto do desastre sobre a avifauna. Os táxons florestais, *B. culicivorus* e *P. leucoptera*, apresentam maior ocupação em sítios fora da APDL, sendo também maior em função da cobertura florestal ao redor do ponto (na escala de 250 m para a primeira e de 1000 m para a segunda). Para as aves não-florestais (*E. flavogaster* e *S. spixi*) há relação positiva de sua probabilidade de ocupação com a condição APDL, a qual é negativamente influenciada pela cobertura florestal ao redor do ponto (na escala de 250 m para ambas espécies), ou seja, quanto menor a área de floresta nessa escala espacial, maior a probabilidade de ocupação por essas aves.

Com relação à probabilidade de detecção, muito embora o procedimento de amostragem em campo – com uso do playback – tenha buscado maximizar a detectabilidade das aves, os modelos identificaram fatores que influenciaram a detecção de algumas espécies indicadoras. Os táxons florestais não apresentaram nenhuma variação de detectabilidade em função das variáveis obtidas em campo (temperatura, umidade, hora do dia, fator de vento), e para ambas espécies a probabilidade de detecção aproxima-se de 50% em qualquer situação. Para *Elaenia flavogaster* identificou-se que a ave apresenta maior probabilidade de detecção no período matutino ($p = 87\%$) do que à tarde ($p = 57\%$); já *Synallaxis spixi* apresenta detectabilidade elevada ($p = 75\%$) e independente de temperatura ou hora do dia.

Uma síntese dos valores médios de ocupação, assim como os percentis inferior e superior que perfazem intervalos de confiança de 95% gerados por bootstrap, são apresentados na Tabela 1, Figura 2 e Figura 3, juntamente com valores da diferença entre a probabilidade de ocupação das espécies entre as condições nAPDL e APDL. A probabilidade de ocupação das espécies florestais nos sítios APDL diminuiu: *B. culicivorus* têm 70% maior probabilidade de ocupar um ambiente fora da APDL do

que dentro da mesma; para *P. leucoptera* o uso desses ambientes – visto que pode incluir espécimes em dispersão em meio à matriz florestal, mas não residentes – é 36% superior em locais fora da APDL. Contrariamente, os dois táxons não-florestais (*E. flavogaster* e *S. spixii*) têm probabilidade aproximadamente 70% maior de ocupar ambientes de APDL em relação a sítios fora da APDL. A espécie mais generalista, por sua vez, não mostrou diferenças de ocupação, tendo igual probabilidade de ocupar ambientes dentro ou fora da APDL (conforme atestado pela sobreposição do zero pelos intervalos de confiança de $\Delta\Psi$).

Tabela 1 – Probabilidade de ocupação (Ψ) e percentis inferior e superior do intervalo de confiança de 95% ao redor das estimativas das cinco espécies indicadoras, em locais dentro da APDL e fora (nAPDL). Ilustra-se também a diferença na probabilidade de ocupação ($\Delta\Psi$) de cada espécie, e respectivos valores mínimos e máximos, da condição APDL em relação à condição nAPDL (nAPDL – APDL).

Espécie	Situação	Ψ	2,5%	97,5%	$\Delta\Psi$	2,5%	97,5%
<i>Basileuterus culicivorus</i>	nAPDL	0,8654	0,6642	0,9999	0,701	0,4265	0,9419
	APDL	0,1645	4,69x10 ⁻⁰⁵	0,3560			
<i>Pyriglena leucoptera</i>	nAPDL	0,6600	0,4343	0,8741	0,364	0,0552	0,6651
	APDL	0,2955	0,0952	0,5248			
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	nAPDL	0,4510	0,2218	0,7024	-0,118	-0,4689	0,2227
	APDL	0,5693	0,3448	0,8535			
<i>Elaenia flavogaster</i>	nAPDL	0,2596	0,0669	0,4759	-0,728	-0,9088	-0,5196
	APDL	0,9874	0,9176	0,9999			
<i>Synallaxis spixii</i>	nAPDL	0,0852	9,9x10 ⁻⁰⁶	0,2292	-0,704	-0,9008	-0,4591
	APDL	0,7890	0,5892	0,9554			

Figura 2 – Probabilidade de ocupação (Ψ) e respectivo intervalo de confiança de 95% das cinco espécies indicadoras, nas condições APDL e nAPDL.

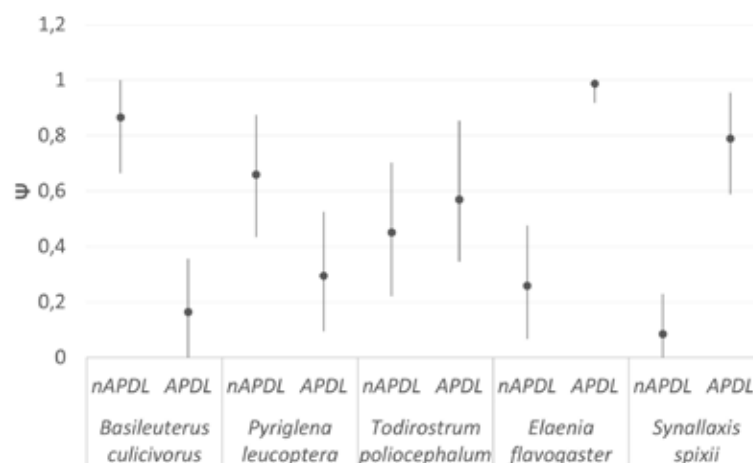
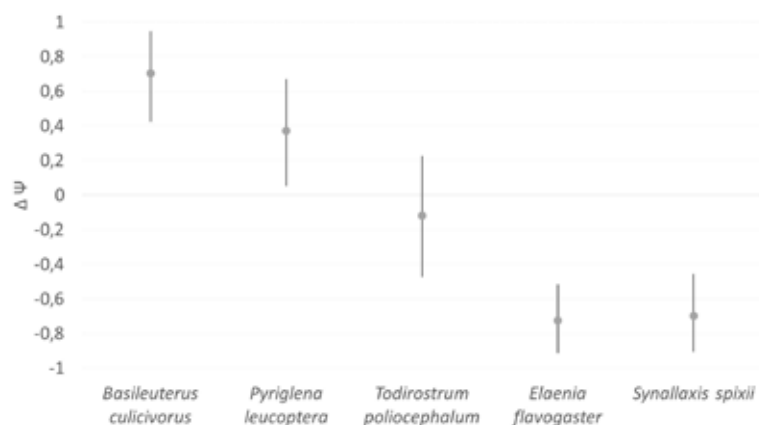


Figura 3 – Diferenças da probabilidade de ocupação ($\Delta\Psi$) e respectivos intervalos de confiança de 95% das cinco espécies indicadoras, comparando a condição APDL em relação à condição nAPDL ($nAPDL - APDL$). Valores que não sobrepõe o eixo horizontal no 0 indicam diferenças de Ψ entre as condições, sendo que valores positivos indicam probabilidade maior de ocupação fora da APDL, e valores negativos indicam probabilidade maior de ocupação dentro da APDL.



Ao utilizar estes resultados para compreensão dos danos ocasionados pelo desastre, a métrica de probabilidade de ocupação é consolidada, por meio da média de Ψ , entre as estimativas das duas espécies florestais (*B. culicivorus* e *P. leucoptera*) e das duas espécies não-florestais (*E. flavogaster* e *S. spixi*) (Tabela 2). Considera-se que o valor de Ψ_{LB} (linha-base) é aquele consignado à condição nAPDL, ao passo que o valor de Ψ_p (pós-desastre) é representado pelo valor de Ψ na condição APDL. A medida quantitativa do dano, por sua vez, é obtida pela proporção. Dessa forma, o dano às populações de aves florestais resultou na perda de aproximadamente 70% da ocupação na APDL, e aumento de mais de 400% na ocupação de aves não-florestais nessas localidades.

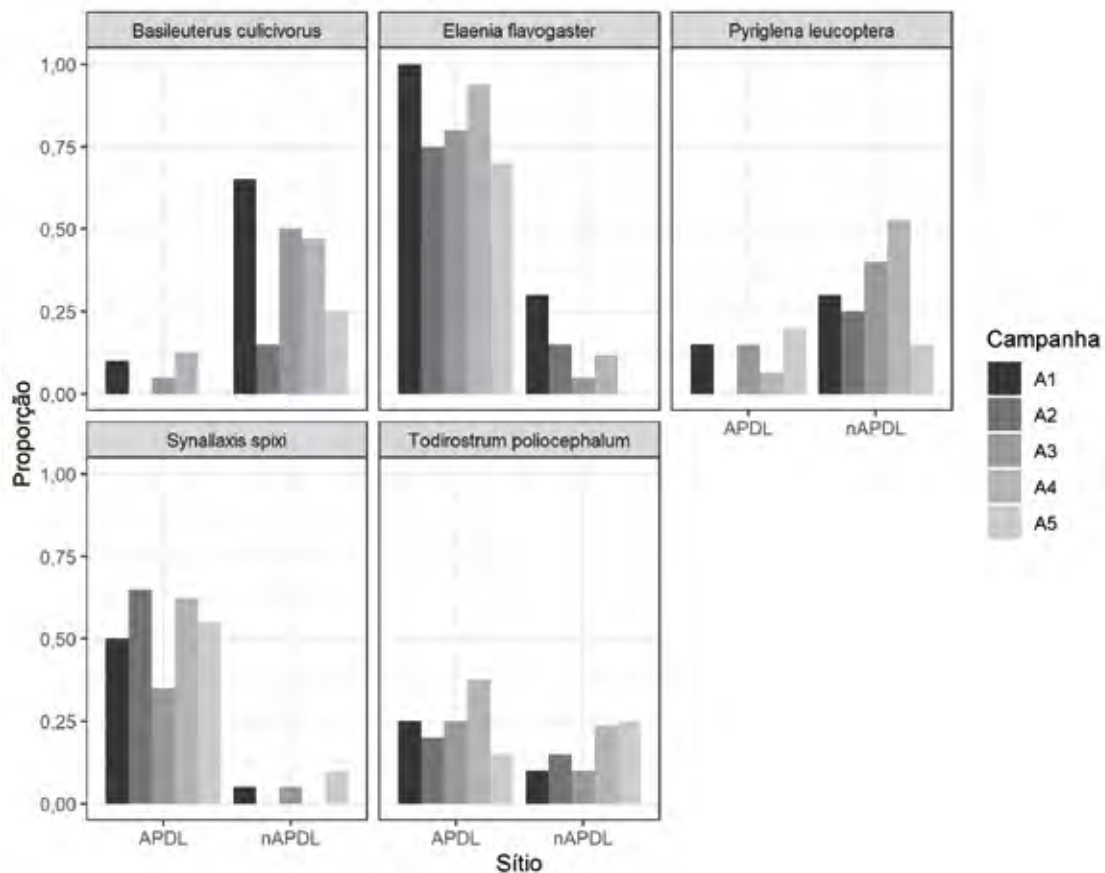
Tabela 2 – Mensuração dos danos às populações de aves no Compartimento 1 a partir dos resultados das modelagens de ocupação. Os valores de linha-base (Ψ_{LB}) foram obtidos pela probabilidade de ocupação de cada espécie na condição nAPDL; os valores pós-desastre (Ψ_p) foram obtidos pela probabilidade de ocupação de cada espécie na condição APDL, das quais se obtiveram médias simples ($\bar{\Psi}$) para quantificar as probabilidades de ocupação de aves florestais e aves não-florestais. O dano é mensurado pela divisão de Ψ_p por Ψ_{LB} .

Espécie	Ψ_{LB}	Ψ_p			
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0,8654	0,1645	0,76	0,22	0,289
<i>Pyriglena leucoptera</i>	0,6600	0,2955			
<i>Elaenia flavogaster</i>	0,2596	0,9874	0,17	0,89	5,235
<i>Synallaxis spixi</i>	0,0852	0,7890			

ANÁLISE DESCRITIVA

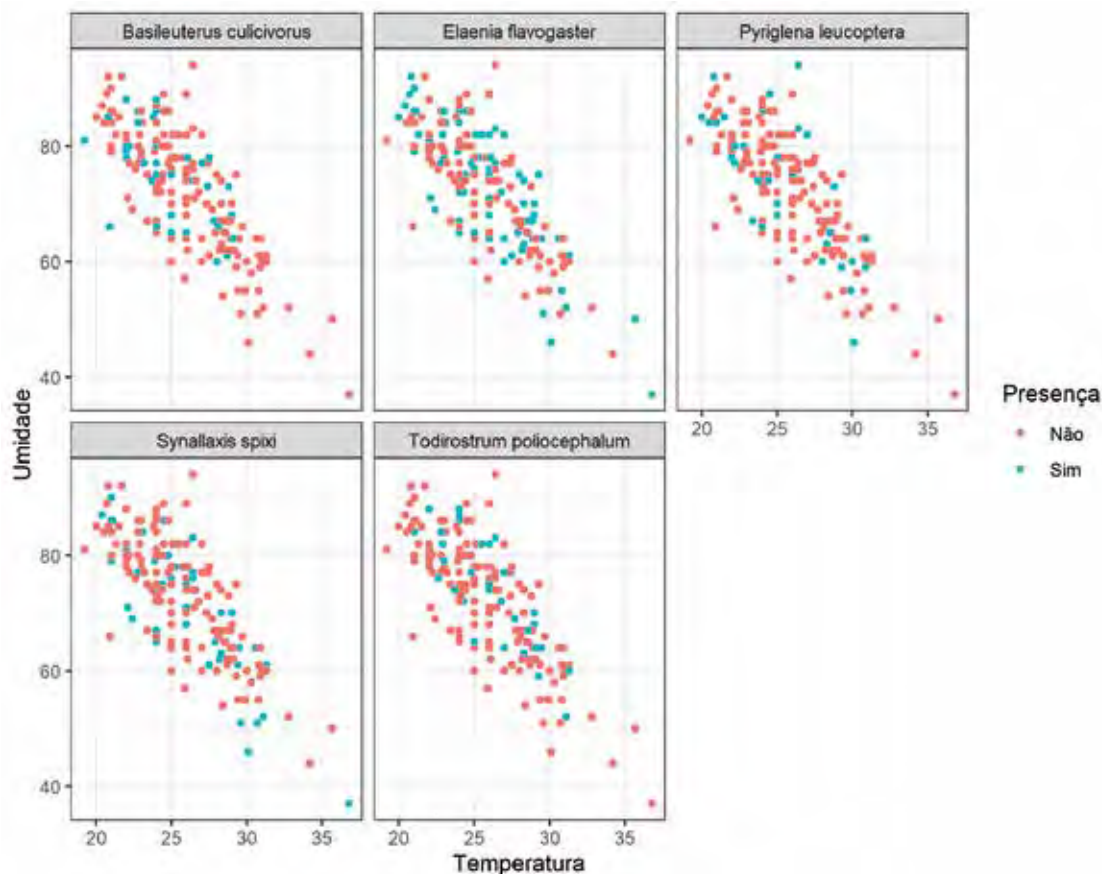
Todas as espécies foram encontradas em todas as incursões em campo, com ampla variação do número de contatos entre as campanhas. A Figura 4 mostra a proporção observada de presença para cada uma das espécies nos locais dentro e fora da APDL. Nota-se que indivíduos das espécies *Basileuterus culicivorus* e *Pyriglena leucoptera* – ambos táxons florestais – foram detectados em poucas ocasiões dentro da APDL, enquanto o padrão inverso foi observado nas espécies *Elaenia flavogaster* e *Synallaxis spixi*. Já a espécie *Todirostrum poliocephalum* não aparenta preferência entre os locais dentro e fora da APDL.

Figura 4 – Proporção de presença das espécies indicadoras em cada uma das campanhas (A1 a A5) nos sítios dentro e fora da APDL (nAPDL).



Explorou-se a relação entre as informações de ocorrência nas amostragens (presença/ausência) com as covariáveis ambientais obtidas em cada campanha, umidade e temperatura (Figura 5). Identificou-se correlação negativa entre temperatura e umidade, conforme esperado, mas a detecção ou não das espécies não apresentou relação clara com estes fatores, uma vez que tanto os pontos de presença, quanto os de ausência, estão dispostos de forma igualitária por toda a faixa de condições ambientais observadas. Ressalta-se a espécie *Basileuterus culicivorus*, cujas presenças foram mais frequentes em temperaturas mais baixas.

Figura 5 – Relação entre a presença (pontos azuis) ou ausência (pontos vermelhos) com variáveis ambientais (umidade, no eixo vertical; e temperatura, no eixo horizontal) para as cinco espécie indicadoras avaliadas neste estudo. Os dados consolidam informações das cinco campanhas de amostragem.



Em seguida, também foram conduzidas avaliações dos dados de ocorrência em função da hora do dia, tanto nas áreas de APDL, quanto nAPDL. Nota-se, na Figura 6, uma lacuna próxima às 12:00, que é o período mais quente do dia e quando as amostragens eram suspensas pela equipe de campo. A distinção e análise entre os sítios é necessária, neste caso, pois a ordem de visitação dos pontos de coleta não foi aleatória, tendo sido orientada pela facilidade de acesso aos pontos em campo; assim, a visita o no período matutino pode ter privilegiado a amostragem em sítios APDL ou nAPDL, inserindo um viés de amostragem nos dados. A partir da análise visual da Figura 6   possível sugerir a que as presenças estão mais concentradas no período da manhã, em que a ocorrência aparentemente   maior no período da manhã, mas que esse efeito   visível tanto nos sítios APDL quanto nAPDL. Essa rela o, de maior propor o de presenças no período da manhã,   verificada ao estratificar os dados de cada sítio (Figura 7).

Figura 6 – Relação entre a presença (ícones azuis) ou ausência (ícones vermelhos) com a temperatura ambiente (eixo vertical) e hora do dia (eixo horizontal) para as cinco espécies indicadoras avaliadas neste estudo. Dividem-se as informações entre os sítios dentro e fora da APDL (nAPDL). Os dados consolidam informações das cinco campanhas de amostragem.

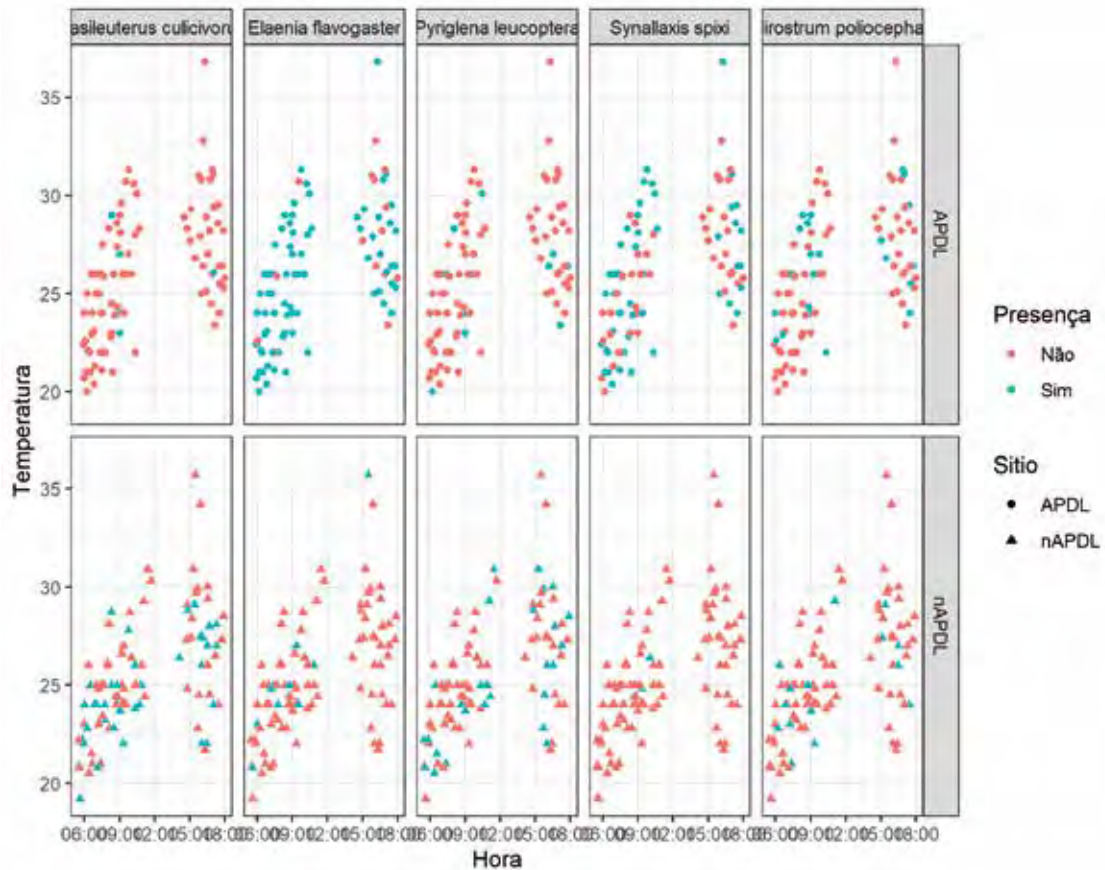
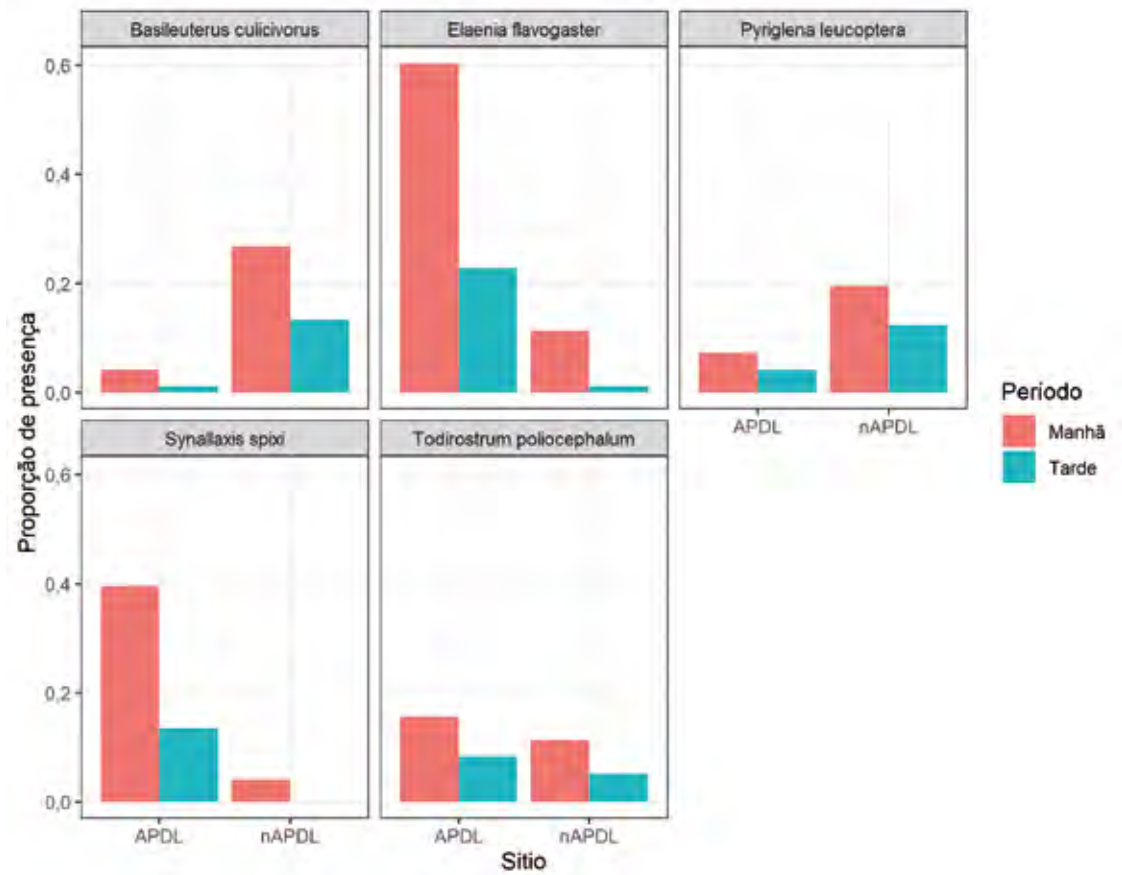


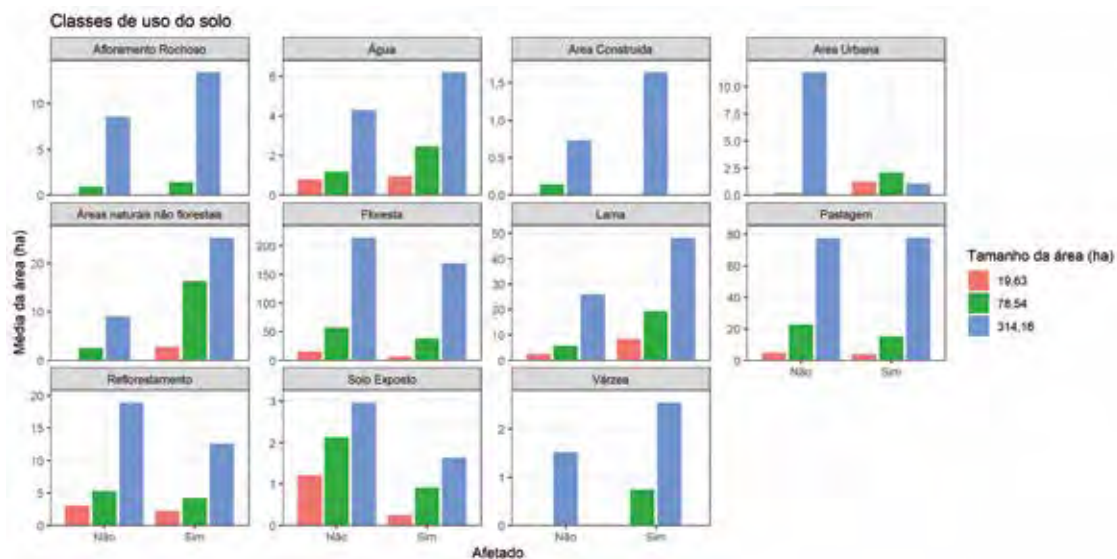
Figura 7 – Proporção de presença das cinco espécies indicadoras nos períodos da manhã (colunas vermelhas) e tarde (colunas azuis) e nos sítios dentro e fora da APDL (nAPDL). Os dados consolidam informações das cinco campanhas de amostragem.



USO DO SOLO NOS PONTOS DE AMOSTRAGEM

Dentre as classes de uso de solo encontradas na área de estudo, a classe Floresta é aquela que se espera maior relação com a ocupação pelos pássaros, tendo em vista que este é o hábitat alvo da avaliação dos danos. A classe floresta apresenta maior área média nos sítios fora da APDL, ao passo que a classe Lama (i.e. rejeito oriundo do desastre) é maior nos pontos na APDL (Figura 8).

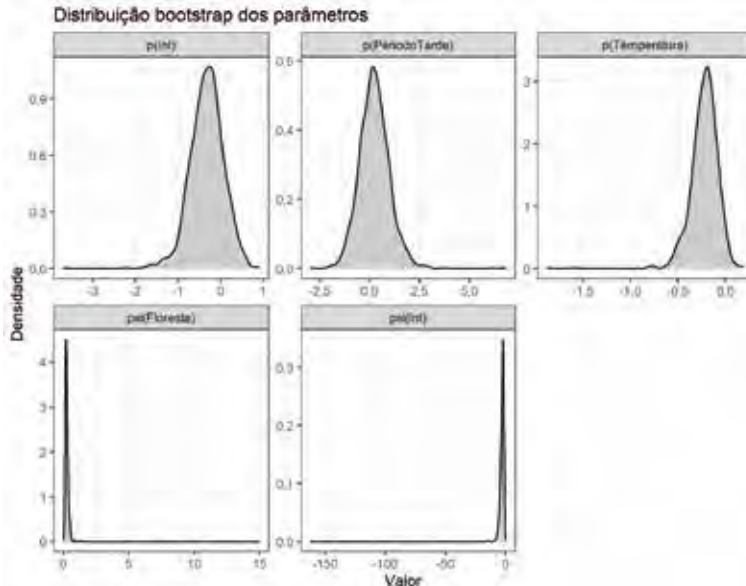
Figura 8 – Área média (em hectares) de cada classe de uso do solo, considerando em conjunto todos os pontos inseridos na APDL (“afetado”) e fora da mesma, ou nAPDL (“não afetado”). As três escalas espaciais, obtidas por dentro dos diferentes tamanhos de buffers ao redor do ponto, são definidas e função de sua área (em hectares).



RESULTADOS DO MODELO POR ESPÉCIE

Tendo-se constatado correlação entre as covariáveis Umidade e Temperatura, a primeira foi removida do modelo. Para os coeficientes possuírem interpretação prática, estas covariáveis foram centradas na média.

Basileuterus culicivorus

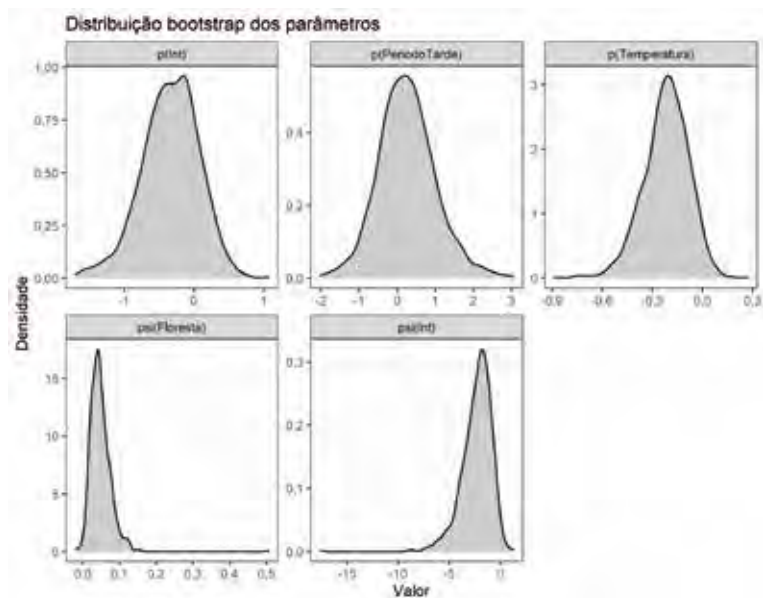
Covariável do modelo	AIC	Resultados		
Floresta (buffer 250 m)	186,5503	Distribuição bootstrap dos parâmetros 		
Coeficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
p(Int)	-0,3310095	-1,1488975	0,3958041	Não
p(PeriodoTarde)	0,2423695	-1,1473591	1,8531821	Não
p(Temperatura)	-0,2253925	-0,5184859	0,0102674	Não
psi(Floresta)	0,3290935	0,0897905	0,5809016	Sim
psi(Int)	-3,6128778	-6,7439629	-0,8309000	Sim

Covariável do
modelo

AIC

Resultados

Floresta
(buffer 500 m) 195,7797



Coefficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
p(Int)	-0,3399264	-1,2492257	0,3879302	Não
p(PeriodoTarde)	0,2517575	-1,1751326	1,8161873	Não
p(Temperatura)	-0,2177779	-0,5087616	0,0197958	Não
psi(Floresta)	0,0481731	0,0088450	0,1138105	Sim
psi(Int)	-2,3193086	-5,7423947	-0,1998030	Sim

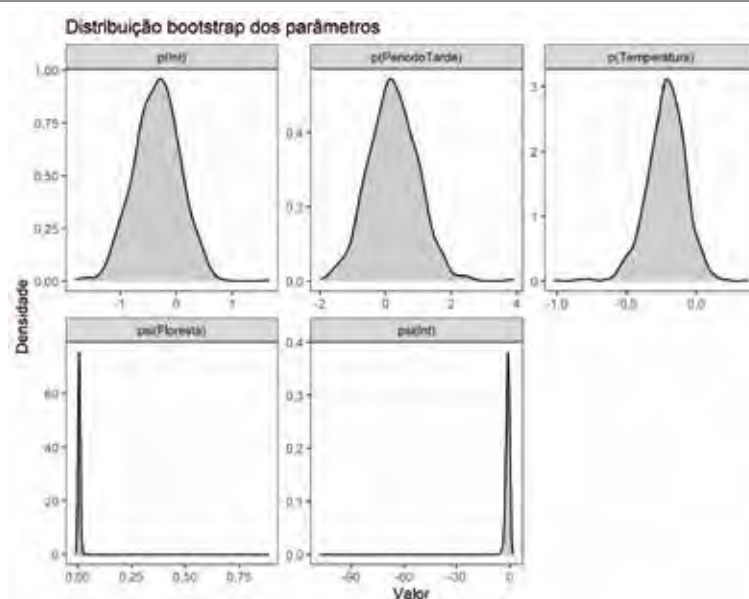
Covariável do
modelo

AIC

Resultados

Floresta
(buffer
1000 m)

199,77



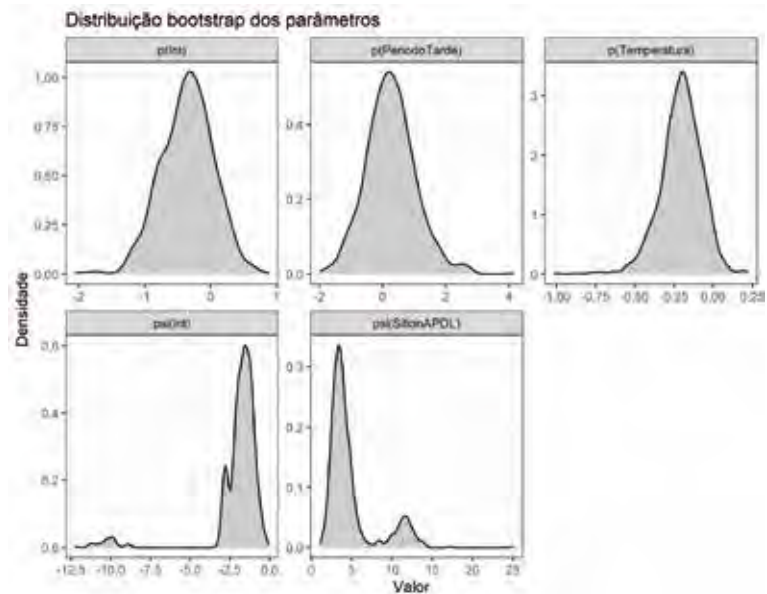
Coefficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
$p(\text{Int})$	-0,3452897	-1,1346252	0,4370149	Não
$p(\text{PeriodoTarde})$	0,2322066	-1,2368757	1,7340818	Não
$p(\text{Temperatura})$	-0,2163092	-0,5119141	0,0440800	Não
$\psi(\text{Floresta})$	0,0071637	-0,0028846	0,0175859	Não
$\psi(\text{Int})$	-1,2658626	-3,5898480	0,7302335	Não

Covariável do
modelo

AIC

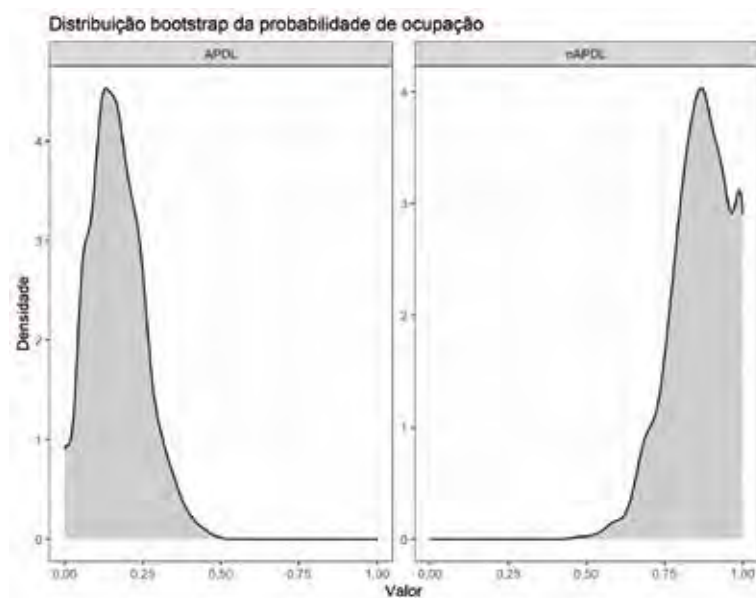
Resultados

Situação
(APDL/nAPDL) 177,4205



Coeficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
p(Int)	-0,3584527	-1,1666169	0,3758916	Não
p(PeriodoTarde)	0,2590673	-1,2112093	1,9077659	Não
p(Temperatura)	-0,2065001	-0,4910012	0,0155673	Não
psi(Int)	-2,0519223	-9,9681176	-0,5927194	Sim
psi(SitionAPDL)	4,8401238	1,9777549	12,5919712	Sim

Probabilidade de ocupação



	Estimativa	2,5%	97,5%
nAPDL	0,8654385	0,6642518	0,9999674
APDL	0,1645109	0,0000469	0,3560111

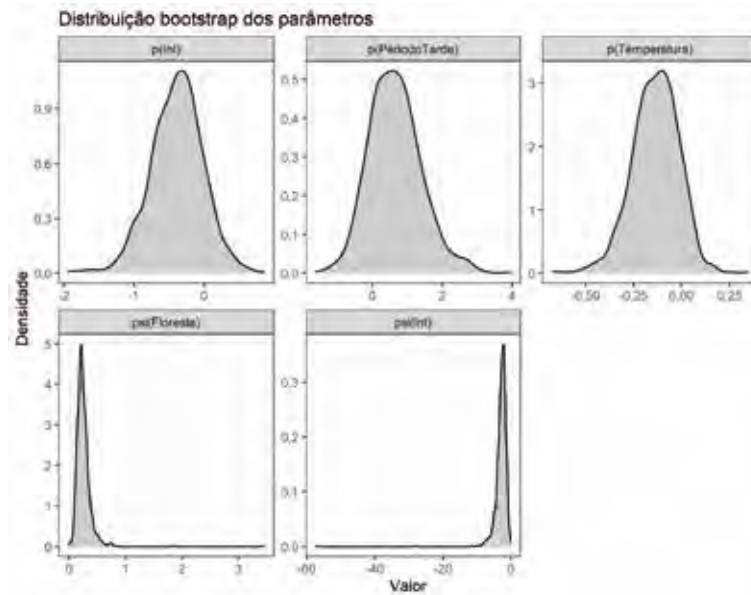
Pyriglena leucopteraCovariável do
modelo

AIC

Resultados

Floresta
(buffer 250 m)

183,5313



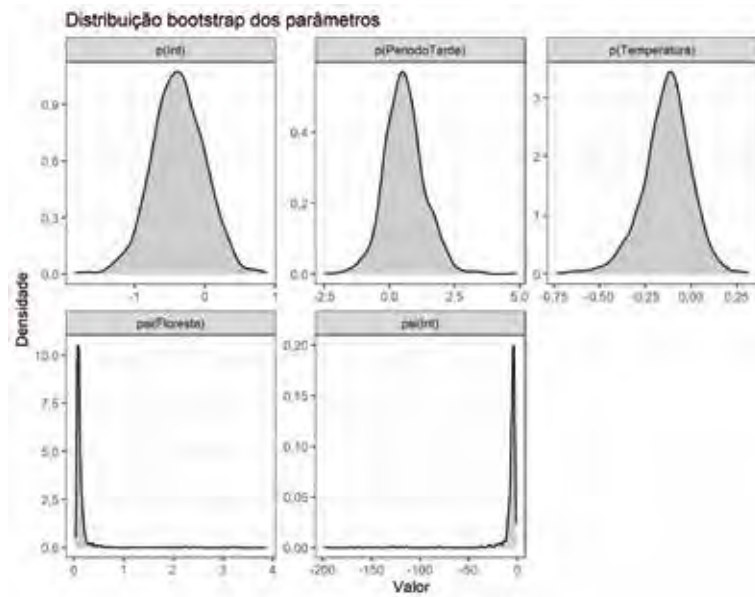
Coefficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
$p(Int)$	-0,3912454	-1,1497215	0,3315286	Não
$p(PeriodoTarde)$	0,6487684	-0,6816383	2,3226565	Não
$p(Temperatura)$	-0,1369371	-0,3848165	0,0708963	Não
$\psi(Floresta)$	0,2495821	0,0911648	0,5332054	Sim
$\psi(Int)$	-2,9959899	-6,6401500	-0,9893508	Sim

Covariável do
modelo

AIC

Resultados

Floresta
(buffer 500 m) 179,8174



Coefficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
p(Int)	-0,379672	-1,1201414	0,3392529	Não
p(PeriodoTarde)	0,5833957	-0,9265338	2,1693328	Não
p(Temperatura)	-0,133068	-0,4328631	0,1158179	Não
psi(Floresta)	0,1661142	0,0442966	0,6516898	Sim
psi(Int)	-8,518177	-32,735199	-2,2671632	Sim

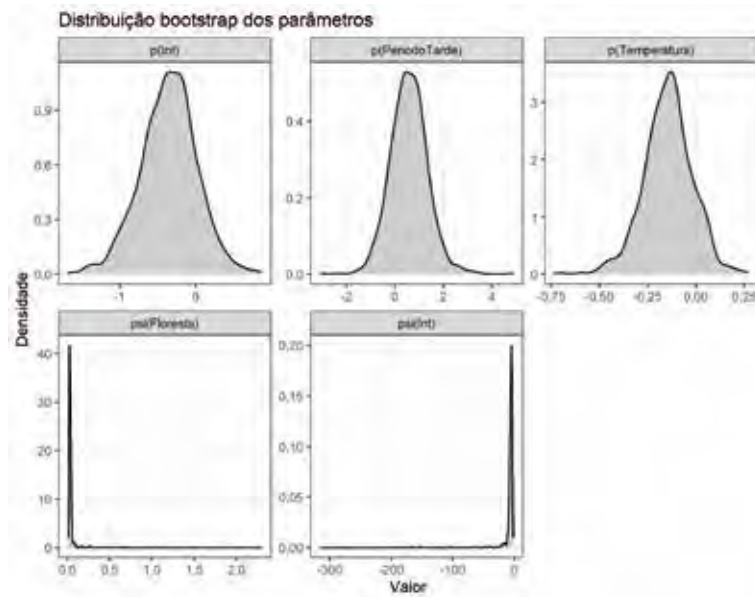
Covariável do
modelo

AIC

Resultados

Floresta
(buffer
1000 m)

171,1468



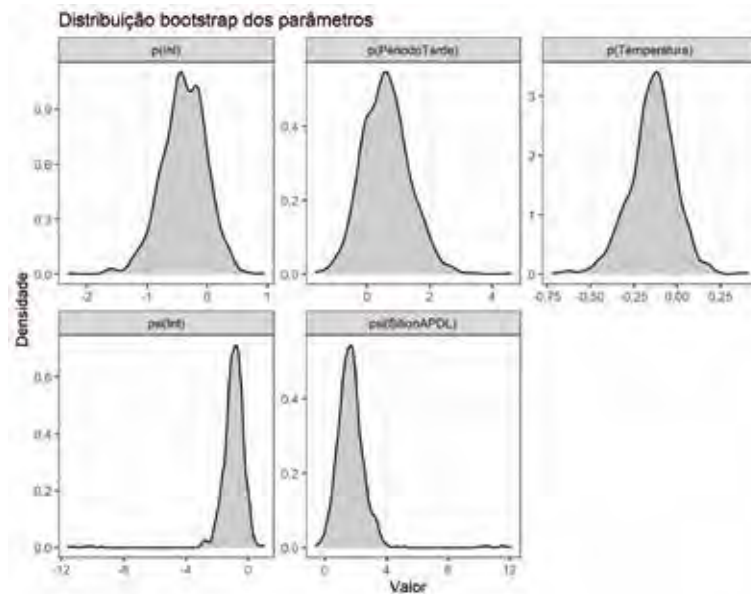
Coefficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
$p(\text{Int})$	-0,356565	-1,1061478	0,3734845	Não
$p(\text{PeriodoTarde})$	0,5728600	-0,8742718	2,1093329	Não
$p(\text{Temperatura})$	-0,145762	-0,4175522	0,0820009	Não
$\psi(\text{Floresta})$	0,0495186	0,0167151	0,1868903	Sim
$\psi(\text{Int})$	-9,717898	-41,528651	-3,2576402	Sim

Covariável do
modelo

AIC

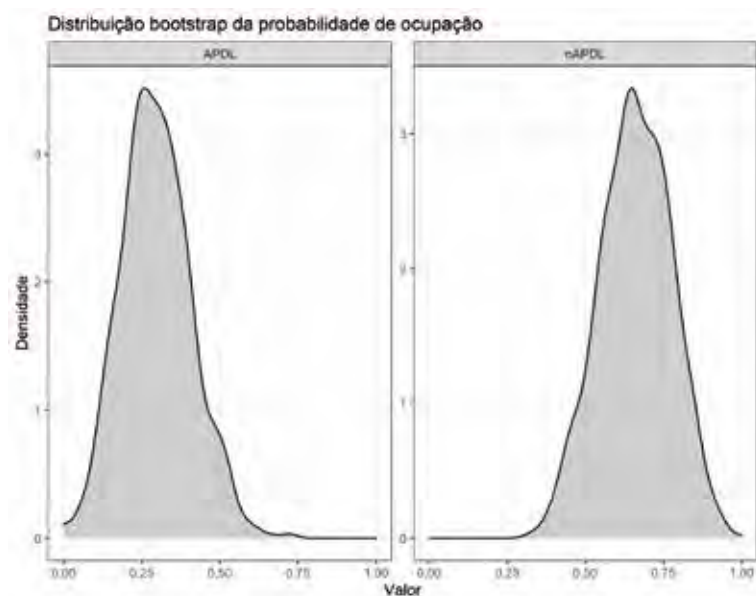
Resultados

Situação
(APDL/nAPDL) 190,6615



Coefficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
p(Int)	-0,3875552	-1,1700335	0,3081711	Não
p(PeríodoTarde)	0,5989711	-0,7459500	2,1323059	Não
p(Temperatura)	-0,1428595	-0,4383134	0,0946277	Não
psi(Int)	-0,9834804	-2,2511873	0,0991629	Não
psi(SitioAPDL)	1,6996325	0,2220615	3,3927454	Sim

Probabilidade de ocupação



	Estimativa	2,5%	97,5%
nAPDL	0,6600321	0,4343306	0,8740826
APDL	0,2954771	0,0952471	0,5247704

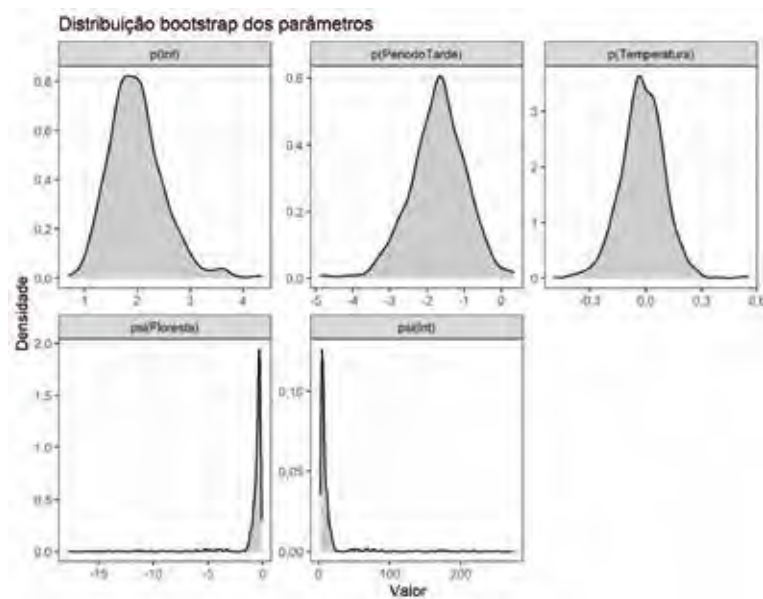
Elaenia flavogasterCovariável do
modelo

AIC

Resultados

Floresta
(buffer 250 m)

171,1342



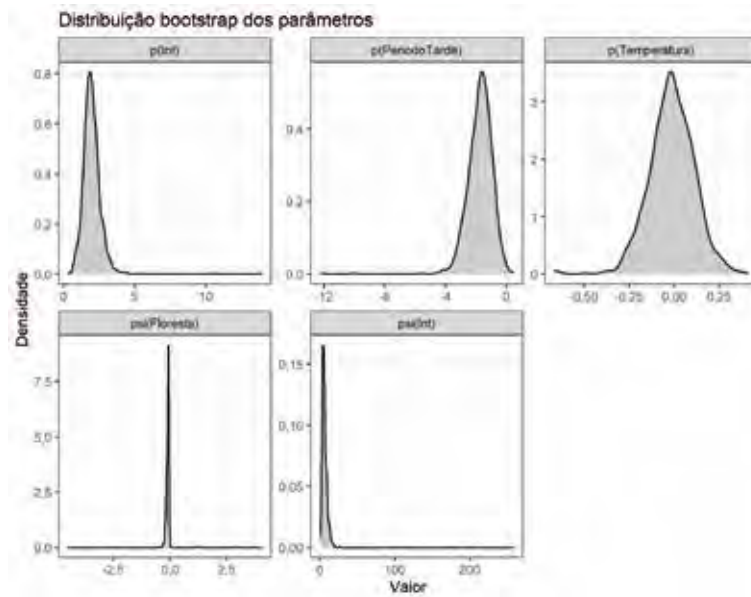
Coefficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
p(Int)	1,9800536	1,1164833	3,1543940	Sim
p(Período Tarde)	-1,7159421	-3,2735780	-0,3439046	Sim
p(Temperatura)	-0,0175556	-0,2515779	0,2043558	Não
psi(Floresta)	-0,9890052	-7,0073711	-0,2127895	Sim
psi(Int)	14,5656195	2,8623031	108,0943747	Sim

Covariável do
modelo

AIC

Resultados

Floresta
(buffer 500 m) 181,2944



Coefficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
p(Int)	1,9943217	0,9540867	3,2539951	Sim
p(PeriodoTarde)	-1,7584655	-3,3670340	-0,3983790	Sim
p(Temperatura)	-0,0152221	-0,2607871	0,2329220	Não
psi(Floresta)	-0,0656218	-0,2433445	-0,0186726	Sim
psi(Int)	6,4292434	1,5255056	14,2379673	Sim

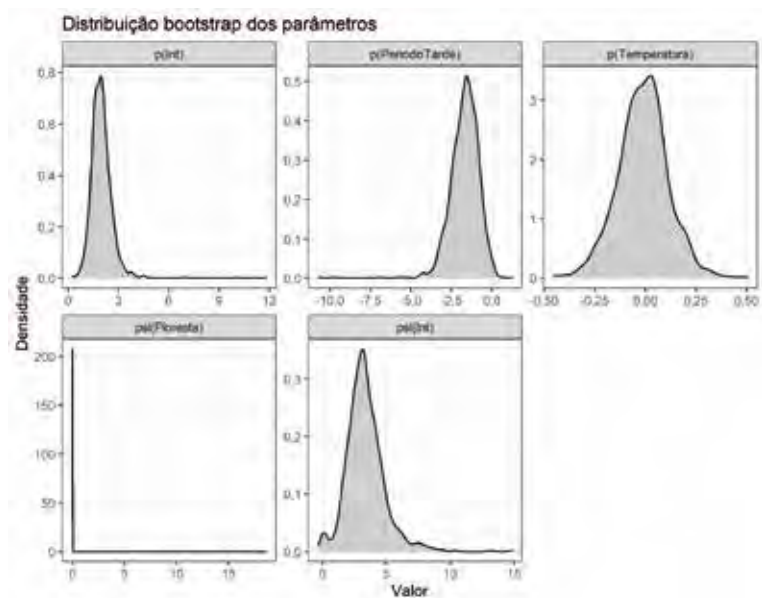
Covariável do
modelo

AIC

Resultados

Floresta
(buffer
1000 m)

186,4434



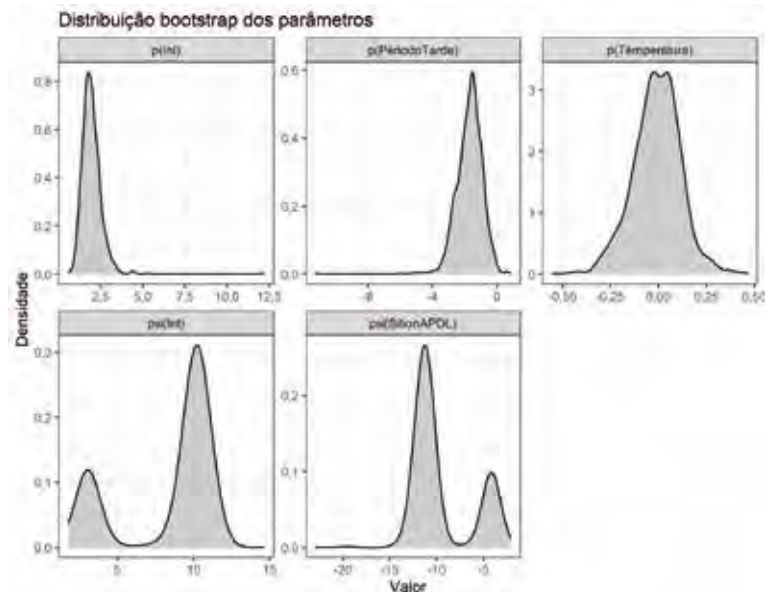
Coefficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
$p(\text{Int})$	1,9896097	0,9943171	3,3299910	Sim
$p(\text{PeriodoTarde})$	-1,7003670	-3,3976817	-0,2140304	Sim
$p(\text{Temperatura})$	-0,0123647	-0,2641644	0,2263944	Não
$\psi(\text{Floresta})$	0,1140164	-0,0289768	-0,0000094	Sim
$\psi(\text{Int})$	3,3534097	0,5668693	7,0468288	Sim

Covariável do
modelo

AIC

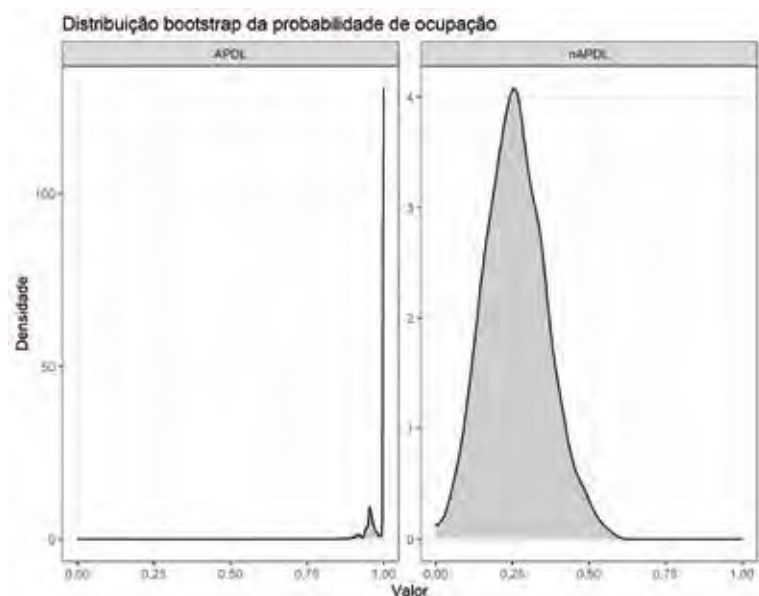
Resultados

Situação
(APDL/nAPDL) 167,0239



Coefficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
p(Int)	1,9547655	1,1093127	3,1716859	Sim
p(PeriodoTarde)	-1,7028513	-3,2227656	-0,3216618	Sim
p(Temperatura)	-0,0092006	-0,2696508	0,2399138	Não
psi(Int)	8,3606711	2,4104736	11,3655939	Sim
psi(SitionAPDL)	-9,5274385	-12,8801958	-3,2916616	Sim

Probabilidade de ocupação



	Estimativa	2,5%	97,5%
nAPDL	0,2595763	0,0669389	0,4758669
APDL	0,9873571	0,9176219	0,9999884

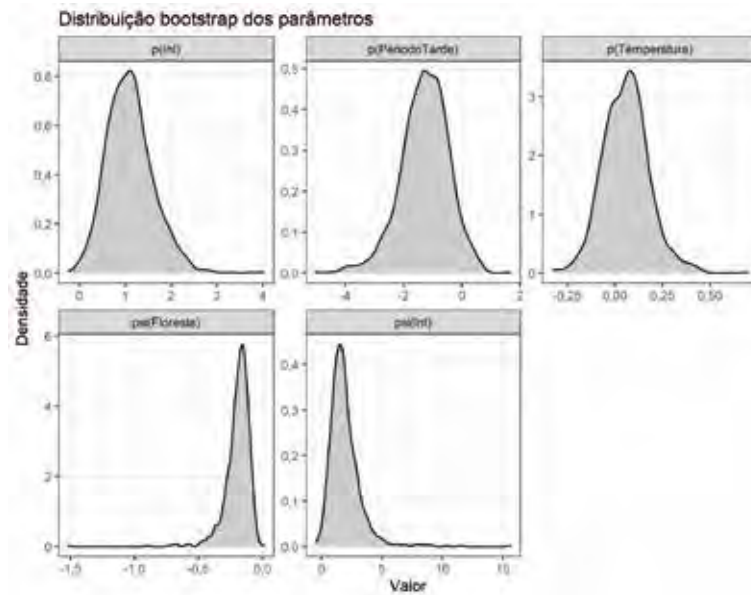
Synallaxis spixiCovariável do
modelo

AIC

Resultados

Floresta
(buffer 250 m)

172,1195



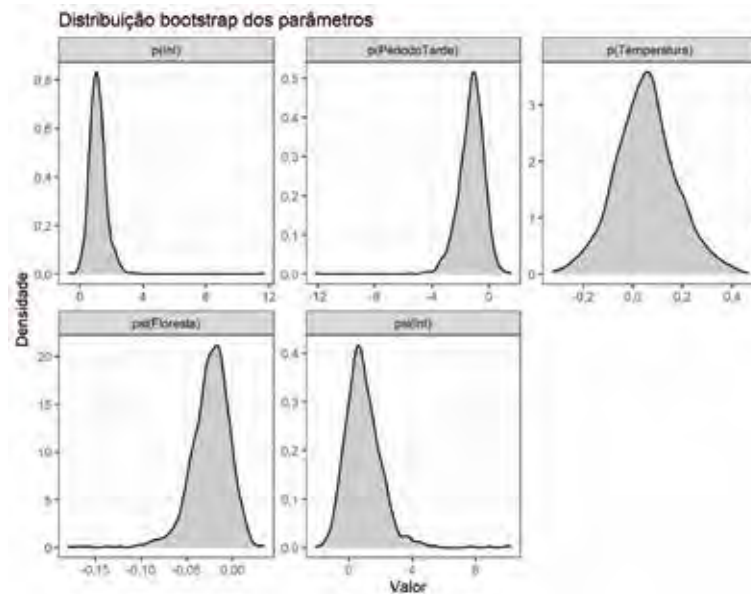
Coefficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
$p(Int)$	1,1060432	0,2264813	2,2162156	Sim
$p(PeríodoTarde)$	-1,2813822	-3,0650750	0,2439542	Não
$p(Temperatura)$	0,0567924	-0,1762927	0,3181242	Não
$psi(Floresta)$	-0,1948064	-0,4229940	-0,0686917	Sim
$psi(Int)$	1,9329938	0,2383878	4,9147047	Sim

Covariável do
modelo

AIC

Resultados

Floresta
(buffer 500 m) 180,1074



Coefficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
p(Int)	1,1241763	0,1984358	2,3120775	Sim
p(PeriodoTarde)	-1,2418007	-3,1827565	0,2581174	Não
p(Temperatura)	0,0528156	-0,1889198	0,3134612	Não
psi(Floresta)	-0,0244322	-0,0727038	0,0108844	Não
psi(Int)	0,9290710	-0,8813371	3,6258714	Não

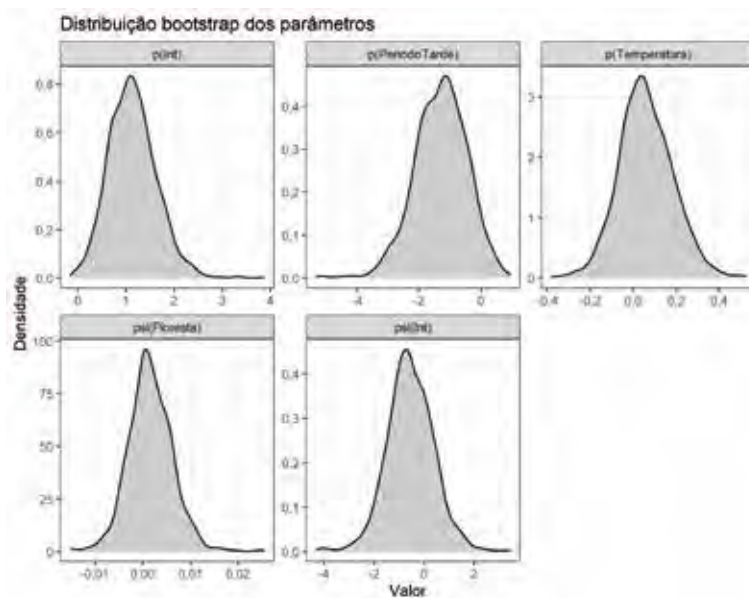
Covariável do
modelo

AIC

Resultados

Floresta
(buffer
1000 m)

182,204



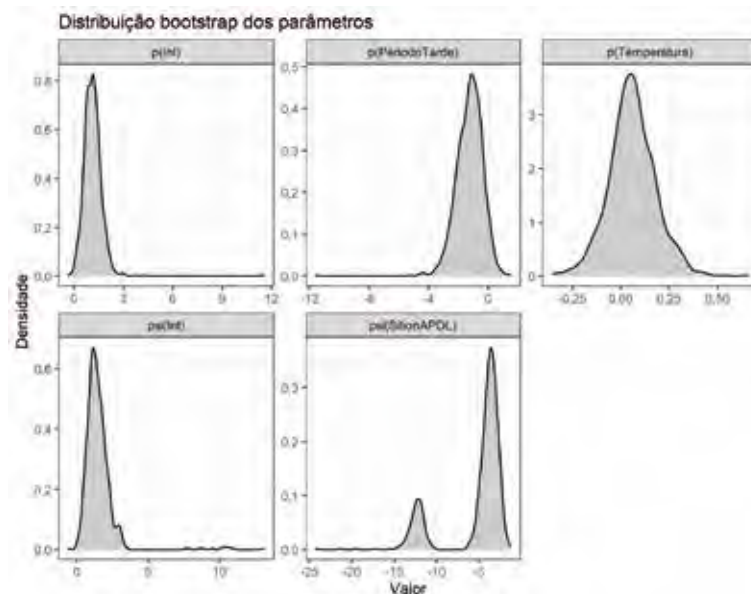
Coefficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
$p(\text{Int})$	1,1369762	0,2779828	2,2041264	Sim
$p(\text{PeriodoTarde})$	-1,3108101	-3,0719889	0,2560822	Não
$p(\text{Temperatura})$	0,0604491	-0,1723012	0,3139417	Não
$\psi(\text{Floresta})$	0,0015797	-0,0076427	0,0110034	Não
$\psi(\text{Int})$	-0,5567174	-2,3654622	1,3866813	Não

Covariável do
modelo

AIC

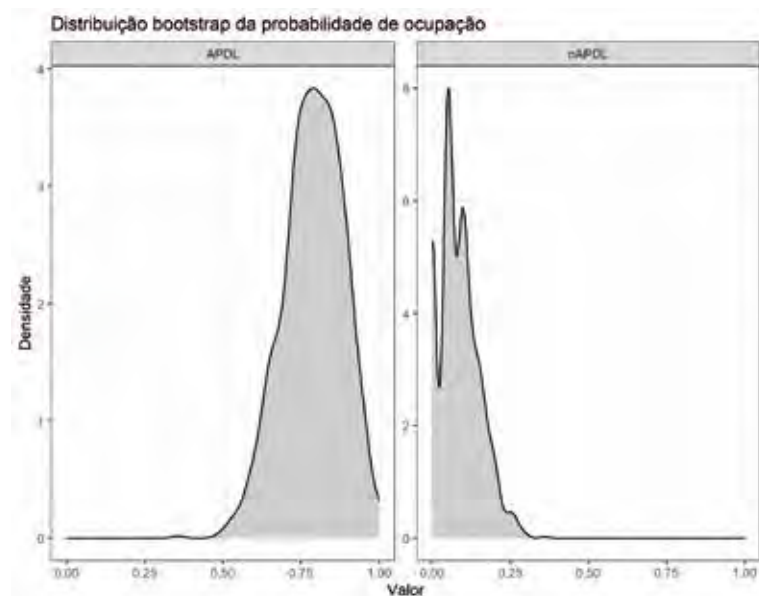
Resultados

Situação
(APDL/nAPDL) 156,9286



Coeficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
p(Int)	1,1316170	0,2173505	2,1671180	Sim
p(PeríodoTarde)	-1,2755930	-3,0903620	0,2442784	Não
p(Temperatura)	0,0583629	-0,1828512	0,3150217	Não
psi(Int)	1,5199798	0,3607178	3,0638478	Sim
psi(SitioAPDL)	-5,3417229	-13,2877387	-2,2742288	Sim

Probabilidade de ocupação



	Estimativa	2,5%	97,5%
nAPDL	0,0851601	0,0000099	0,2292178
APDL	0,7890401	0,5892141	0,9553766

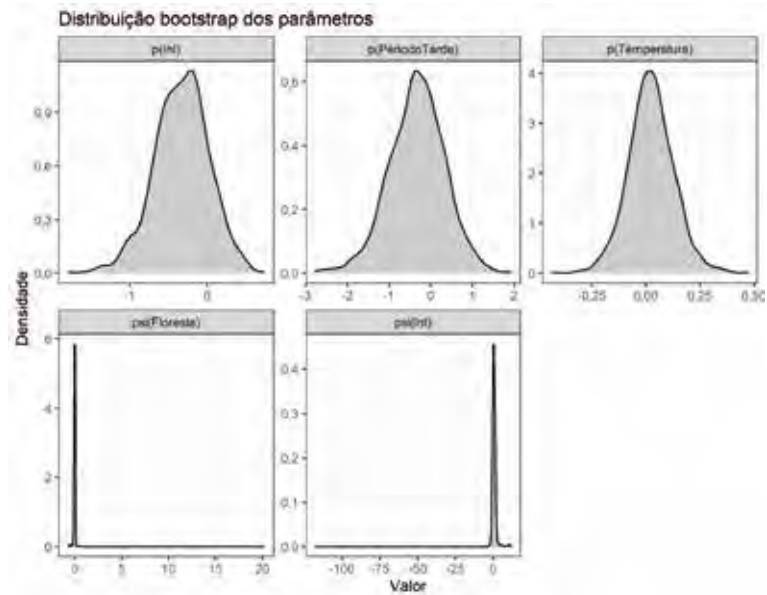
Todirostrum poliocephalumCovariável do
modelo

AIC

Resultados

Floresta
(buffer 250 m)

198,5896



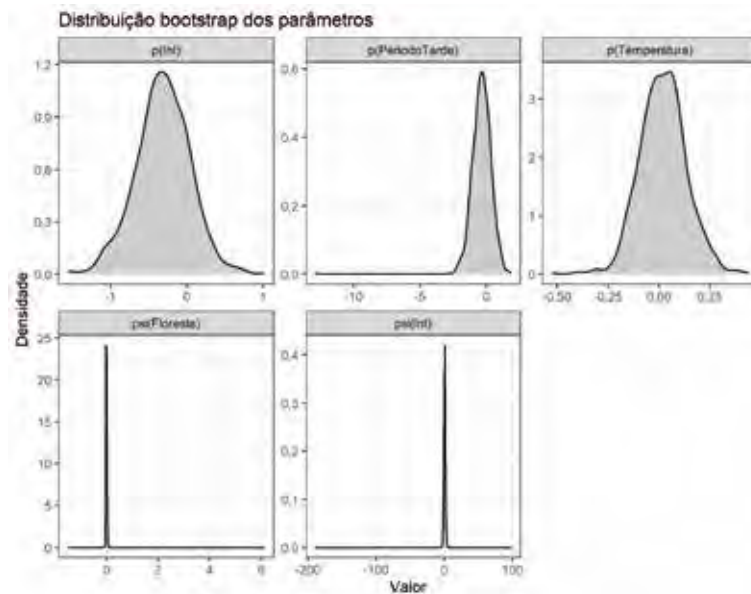
Coefficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
$p(Int)$	-0,3352048	-1,0594720	0,3427435	Não
$p(PeriodoTarde)$	-0,3350771	-1,7313384	0,9498213	Não
$p(Temperatura)$	0,0221128	-0,1848796	0,2406858	Não
$\psi(Floresta)$	-0,0072926	-0,2006965	0,1125163	Não
$\psi(Int)$	0,3533029	-1,2625876	2,8169742	Não

Covariável do
modelo

AIC

Resultados

Floresta
(buffer 500 m) 198,6144



Coefficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
p(Int)	-0,3189176	-1,0581957	0,3596075	Não
p(PeríodoTarde)	-0,3754056	-1,7671317	0,9622374	Não
p(Temperatura)	0,0193041	-0,1902775	0,2514805	Não
psi(Floresta)	0,0117454	-0,0472678	0,0429733	Não
psi(Int)	0,1540596	-2,0526937	2,4964818	Não

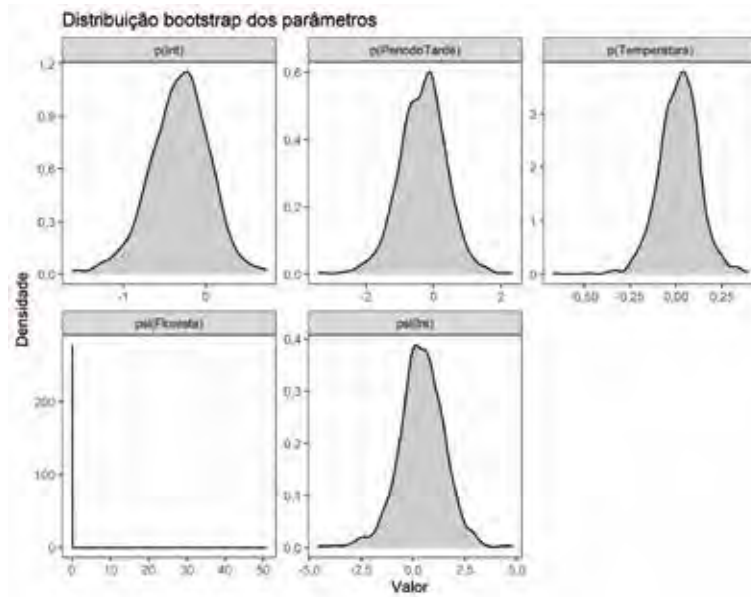
Covariável do
modelo

AIC

Resultados

Floresta
(buffer
1000 m)

198,5797



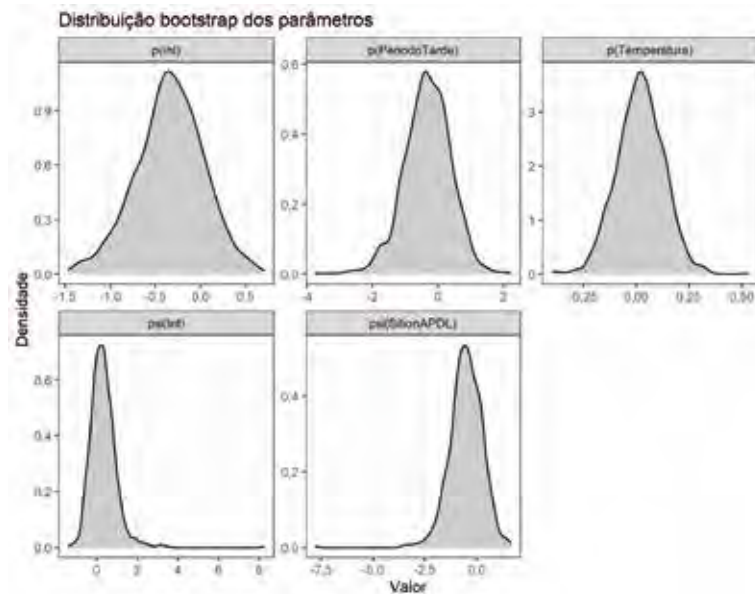
Coefficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
$p(\text{Int})$	-0,3220313	-1,0955682	0,3406385	Não
$p(\text{PeriodoTarde})$	-0,3286758	-1,7899807	1,0166593	Não
$p(\text{Temperatura})$	0,0154749	-0,2101358	0,2371205	Não
$\psi(\text{Floresta})$	0,0547474	-0,0117496	0,0090947	Não
$\psi(\text{Int})$	0,4036658	-1,8499320	2,5325740	Não

Covariável do
modelo

AIC

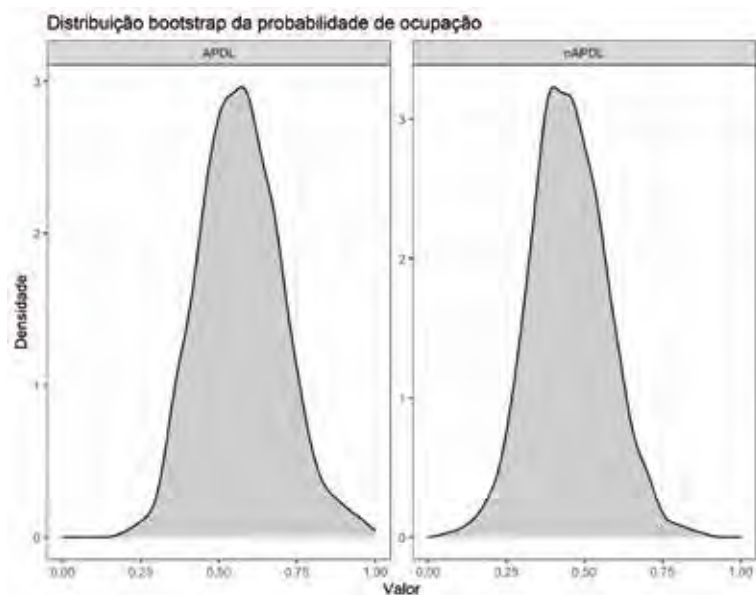
Resultados

Situação
(APDL/nAPDL) 198,2099



Coeficiente	Estimativa	2,5%	97,5%	Significativo (5%)
p(Int)	-0,3393990	-1,1333882	0,3849192	Não
p(PerodoTarde)	-0,3288789	-1,8137769	0,9439187	Não
p(Temperatura)	0,0185565	-0,2014446	0,2285692	Não
psi(Int)	0,3181337	-0,6419049	1,7625630	Não
psi(SitionAPDL)	-0,5275397	-2,1375654	0,8634476	Não

Probabilidade de ocupação



	Estimativa	2,5%	97,5%
nAPDL	0,4509724	0,2217680	0,7024182
APDL	0,5692769	0,3448161	0,8535303

PEQUENOS MAMÍFEROS

Alterações nas assembleias faunísticas

No caso dos pequenos mamíferos não voadores, roedores e marsupiais, ao longo das sete campanhas foram obtidas 438 capturas nos três Compartimentos. Na comparação direta da riqueza entre os sítios amostrais, no Compartimento 1 fica evidente o registro de maior número de espécies nos sítios Controle em comparação a TRAT1 e TRAT2 (Figura 1). Nos demais Compartimentos, no entanto, esta métrica indica valores similares entre esses sítios. As análises de equitabilidade comparando os sítios amostrais revelaram, para os Compartimentos 1 e 2, maiores índices nos sítios TRAT2 em relação aos sítios Controle (Figuras 2 e 3).

Figura 1 – Número de espécies de pequenos mamíferos não voadores nos sítios amostrais de cada Compartimento.

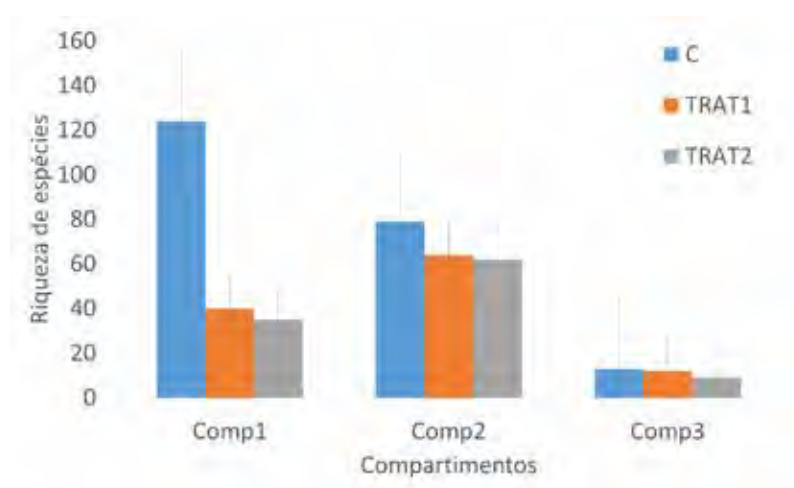


Figura 2 – Análise de equitabilidade para o Compartimento 1, considerando as áreas Controle, Tratamento 1 e Tratamento 2.

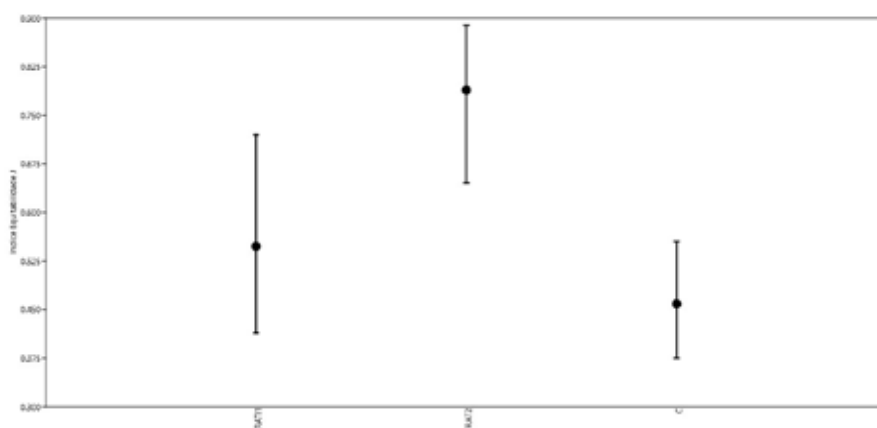
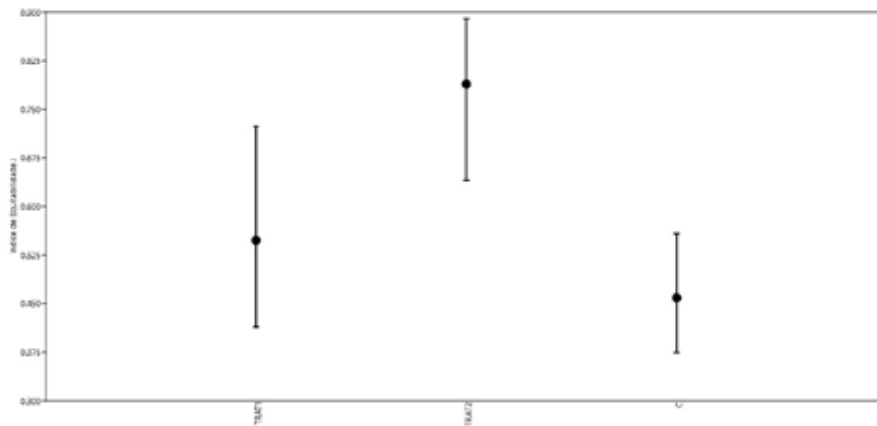


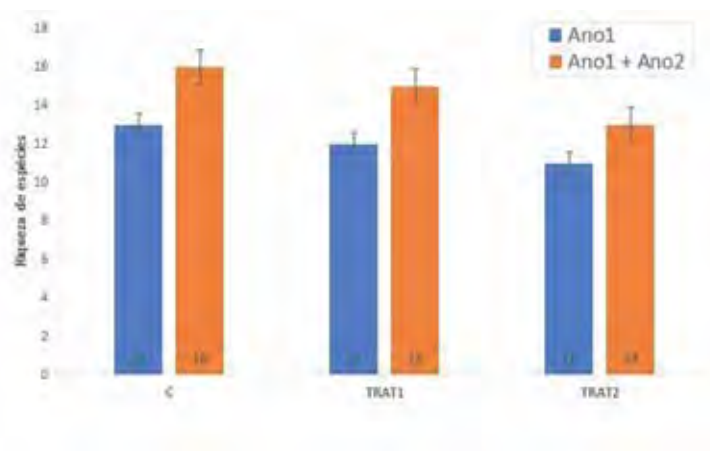
Figura 3 – Análise de equitabilidade para o Compartimento 2, considerando as áreas Controle, Tratamento 1 e Tratamento 2.



Similar ao encontrado no diagnóstico anterior (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), os resultados indicam que a riqueza dos sítios Controle é maior daquela encontrada nos sítios TRAT1 e TRAT2 (Figura 4). Adicionalmente, a abundância de roedores e marsupiais nesses locais mostra a mesma tendência (vide Tabela 2), onde os sítios Controle apresentaram maior número de capturas (216 indivíduos) do que os sítios TRAT1 e TRAT2 (116 e 106 indivíduos, respectivamente). A partir destes resultados, há indícios da influência dos danos nos sítios de Tratamento 1 e 2.

Diversas espécies não foram registradas nos sítios TRAT1, o que sugere declínios da qualidade ambiental desses locais em comparação aos demais setores florestais amostrados. Por fim, para os três tratamentos, houve acréscimo de espécies do ano de estudo 1 para o todo o estudo. Em conjunto, estes resultados sugerem que os efeitos do dano se refletem na perda de riqueza e abundância de roedores e marsupiais nas áreas mais próximas aos rios afetados.

Figura 4 – Valores de riqueza de espécies de mamíferos de pequeno porte nos conjuntos dos tratamentos amostrados.



Os valores de similaridade, considerando os três Tratamentos e incluindo as sete campanhas, evidenciou uma relação de similaridade semelhante em todos os Compartimentos, sendo os sítios Controle mais dissimilares quando comparados aos sítios TRAT1 e TRAT2 (Figura 5). A diferença entre os valores de similaridade entre sítios de Tratamentos e Controle, pode ser devido à semelhança estrutural da floresta entre essas áreas que, conseqüentemente, pode abrigar uma mesma composição da fauna (Tabela 1). De forma contrária, quando a similaridade é baixa, pode-se deduzir que existe importante diferença estrutural de floresta ou simplesmente por um viés na amostragem. Ao se comparar os resultados do ano 1 com os resultados de todo o estudo, observa-se que as similaridades se mantêm entre cada tratamento, reforçando a particularidade de cada tratamento estudado. Nos três tratamentos amostrados, houve acréscimo de espécies no segundo ano estudado (Tabela 2), com valores mais expressivos no tratamento Controle, onde as espécies *Gracilinanus microtarsus*, *Metachiurus nudicaudatus* e *Monodelphis scalops* foram registradas somente no segundo ano. O registro dessas espécies indicam a importância de se manter o monitoramento, uma vez que novas espécies poderão surgir. Ao analisar os sítios separadamente o esforço até então aplicado se torna baixo, e dessa forma, se faz necessário repetições de amostragens para se obter valores mais próximos da real composição das populações e, conseqüentemente, perceber possíveis impactos.

Figura 5 – Dendrograma de similaridade entre as áreas Tratamento 1, Tratamento 2 e Controle.

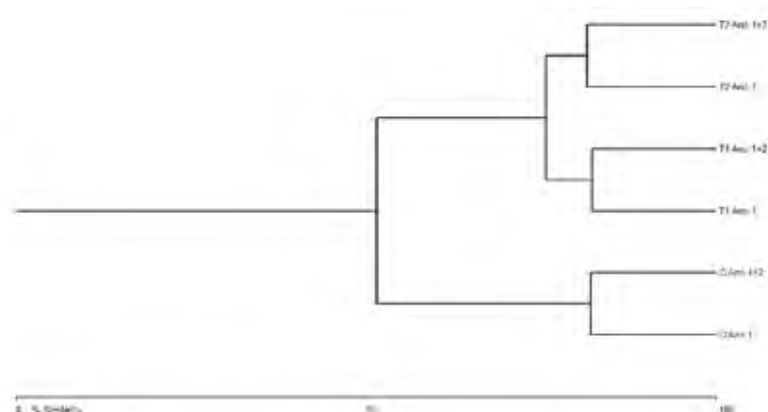


Tabela 1 – Valores de similaridade entre as áreas Tratamento 1, Tratamento 2 e Controle.

	C Ano 1	C Ano 1+2	T1 Ano 1	T1 Ano 1+2	T2 Ano 1	T2 Ano 1+2
C Ano 1	*	82,06	49,78	51,49	42,67	41,86
C Ano 1+2	*	*	39,05	50,00	42,91	44,72
T1 Ano 1	*	*	*	82,23	66,23	57,75
T1 Ano 1+2	*	*	*	*	73,02	75,68
T2 Ano 1	*	*	*	*	*	81,56
T2 Ano 1+2	*	*	*	*	*	*

Tabela 2 – Registros obtidos entre as áreas Tratamento 1, Tratamento 2 e Controle, considerando o ano 1 de estudo com o anos 1+2.

Sítio	Controle		Trat 1		Trat 2	
Espécie	C Ano 1	C Ano 1+2	T1 Ano 1	T1 Ano 1+2	T2 Ano 1	T2 Ano 1+2
<i>Akodon cursor</i>	8	8	4	4	0	0
<i>Akodon montensis</i>	85	91	28	29	16	16
<i>Blarinomys breviceps</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Calomys cerqueirai</i>	1	1	2	2	0	0
<i>Cerradomys subflavus</i>	1	1	1	1	2	2
<i>Didelphis aurita</i>	15	28	15	34	28	46
<i>Delomys sublineatus</i>	0	0	2	2	0	0
<i>Euryoryzomys sp.</i>	0	0	0	1	0	1
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Marmosa murina</i>	1	1	8	9	2	3
<i>Marmosops incanus</i>	21	44	4	8	8	11
<i>Micoreus paraguayana</i>	6	22	2	8	3	10
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	0	1	0	0	1	1
<i>Nectomys squamipes</i>	0	0	5	5	5	5
<i>Monodelphis scalops</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Monodelphis americana</i>	1	1	0	0	0	0
<i>Oecomys catherinae</i>	1	1	0	0	1	1
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	5	5	0	0	1	1
<i>Philander quica</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Rattus rattus</i>	2	2	10	10	6	8
<i>Rhipdomys mastacalis</i>	1	1	0	1	0	0
<i>Thaptomys nigrita</i>	4	7	0	1	0	0

Com relação à avaliação quantitativa das recapturas, o total de registros obtidos foi de 438 registros (ao longo de todo o rio). Ao se comparar o ano 1 com os valores de todo o estudo, observa-se registros de novos indivíduos, assim como novas recapturas (Figuras 6 e 7). Ao considerar cada compartimento isoladamente, observa-se a mesma tendência, ou seja, novas espécies e recapturas (Figuras 8 e 9). Uma espécie merece destaque, *Nectomys squamipes*, por estar presumivelmente mais ligado ao ambiente aquático e ter sido pouco frequente nas amostragens. O destaque se dá, principalmente, porque em ambos os tratamentos registrados não houve aumento de registro no ano 2 de estudo. Resumidamente, os resultados obtidos para a espécie *N. squamipes*, evidenciam indícios mais claros do dano nas populações.

Figura 6 – Valores de captura e recaptura das espécies de mamíferos de pequeno porte realizadas no conjunto das três Unidades Amostrais, durante o ano 1 de estudo.

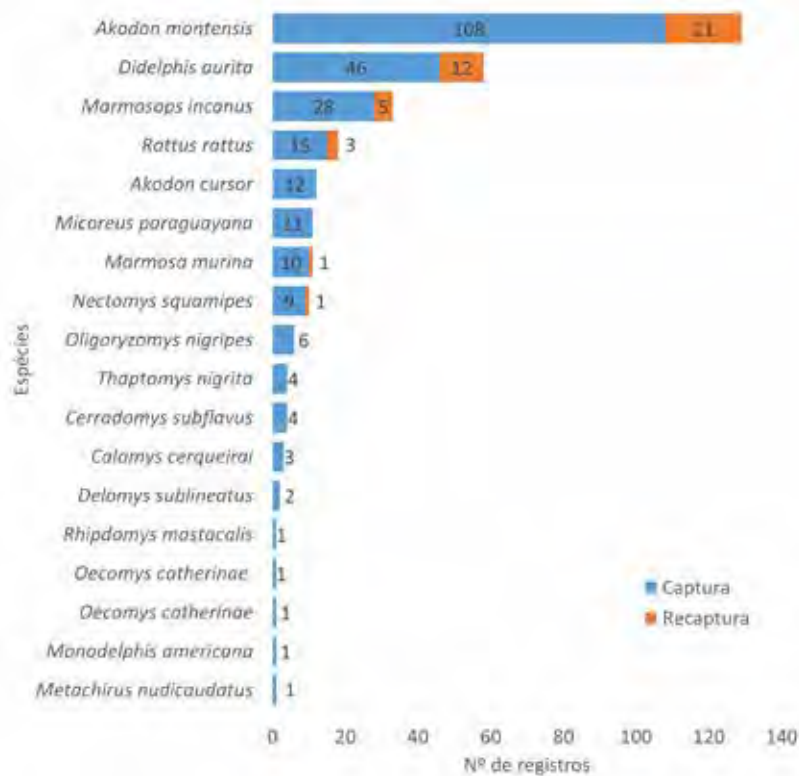


Figura 7 – Valores acumulados de captura e recaptura das espécies de mamíferos de pequeno porte realizadas no conjunto das três Unidades Amostrais durante os anos 1 e 2 de estudo.

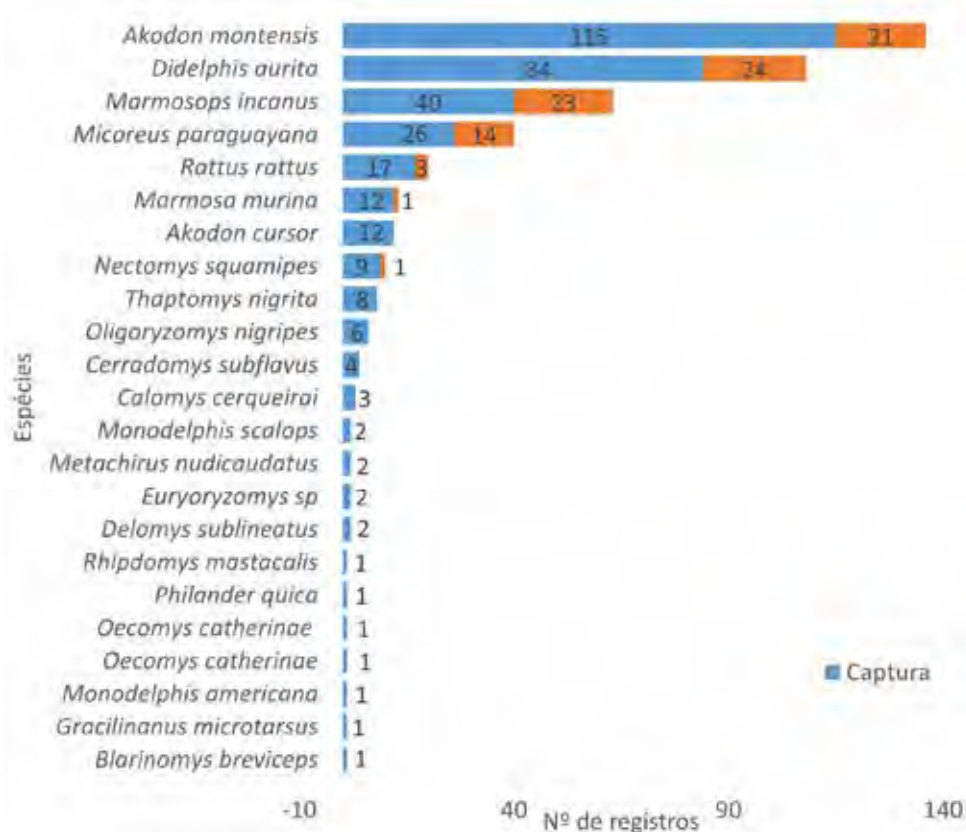


Figura 8 – Dados de coleta (captura e recaptura), considerando o Compartimento 1 estudado durante o monitoramento.

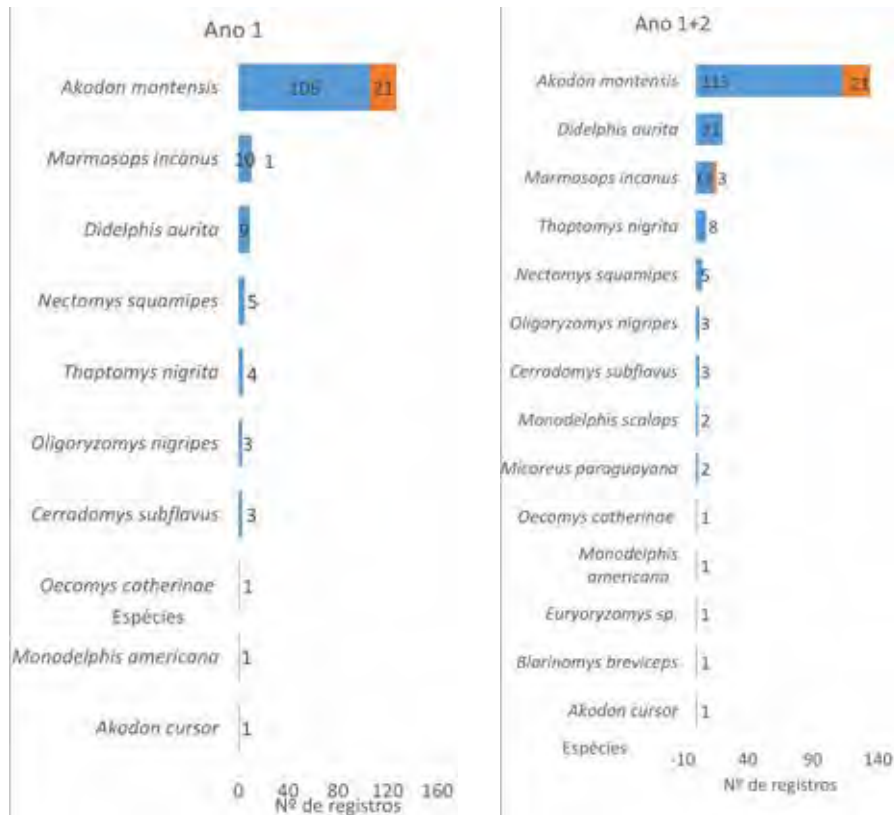
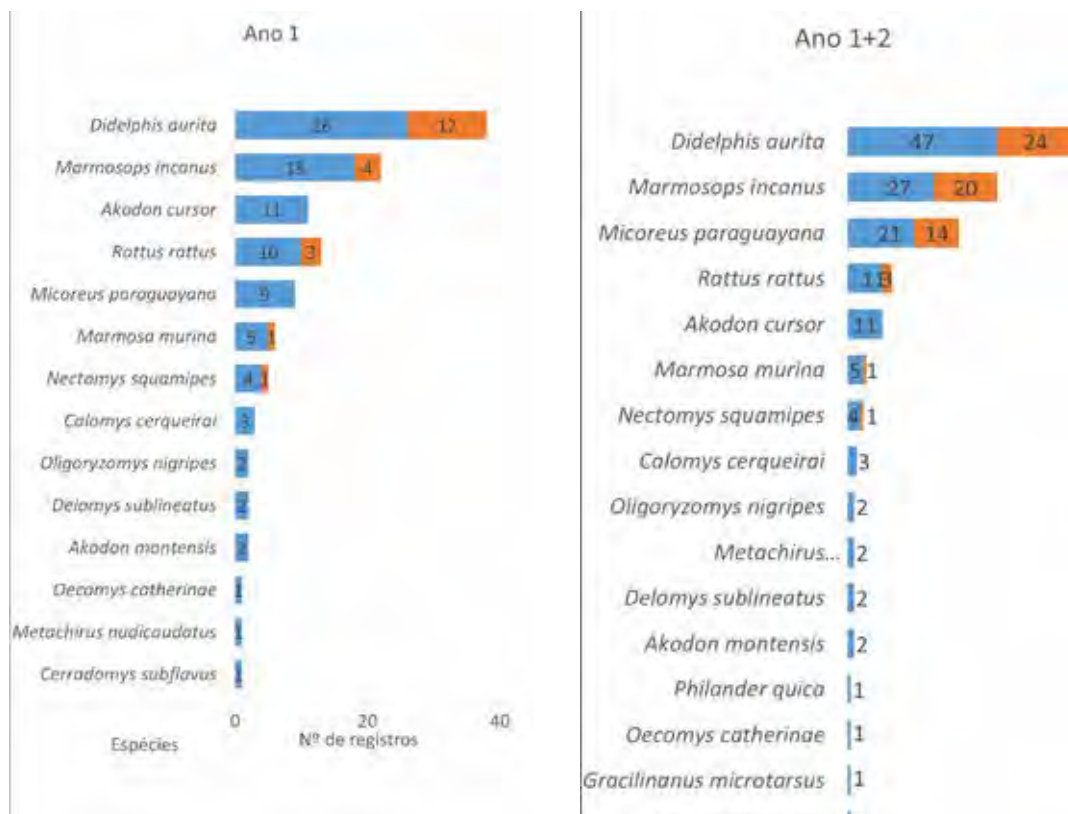


Figura 9 – Dados de coleta (captura e recaptura), considerando o Compartimento 2 estudado durante o monitoramento.



Alguns comentários sobre as espécies selecionadas são relevantes no presente diagnóstico. *Thaptomys nigrita* é uma espécie associada a florestas maduras, com características morfológicas que indicam o hábito terrestre associado ao folhicho (cauda curta, olhos e orelhas pequenos e garras fortes); assim, esta espécie é mais dependente de recursos no solo e na serapilheira, ambos fatores profundamente afetados pelo desastre. Ao se comparar o ano 1 com os resultados obtidos em todo o estudo, observa-se que *T. nigrita* não sofreu influência de impactos.

Como mencionado anteriormente, *Nectomys squamipes*, é um roedor associado a ambientes aquáticos, e além de sua íntima dependência de ambientes úmidos, atua no ciclo de transmissão da esquistossomose (D'ANDREA et al., 2000), sendo por isso um táxon relevante ao monitoramento da região.

O número de registros/recapturas para *Rattus rattus*, aumentou com o esforço do segundo ano de estudo. De forma contrária as outras espécies, o aumento de *R. rattus* indica alteração ambiental, uma vez que se trata de uma espécie exótica e indicadora de ambientes antropizados. A espécie se destaca também no âmbito da importância médica, pois pode atuar como hospedeiro de *Trypanosoma cruzi* (FORATTINI et al., 1983) e transmissor de zoonoses como a leptospirose (VASCONCELLOS, 1993), servindo de elo entre os ambientes domésticos e silvestres (KRUSE et al., 2004). A presença dessa espécie no diagnóstico é preocupante, uma vez que o desastre levou a alterações nos habitats que, ao tempo em que danificaram a fauna nativa, beneficiam a expansão de *Rattus rattus*, magnificando efeitos sobre a biodiversidade enquanto competidor e vetor de doenças.

Alguns exemplos de registros de pequenos mamíferos coletados podem ser verificados na Figura 10.

Figura 10 – Exemplos de espécies de pequenos mamíferos capturados.



Akodon cursor



Akodon montensis



Blarinomys breviceps



Calomys cerqueirai



Cerradomys subflavus



Delomys sublineatus



Didelphis aurita



Euryoryzomys sp.



Gracilinanus microtarsus



Marmosa murina



Marmosops incanus



Metachirus nudicaudatus



Micoreus paraguayana



Monodelphis americana



Monodelphis scalops



Nectomys squamipes



Oecomys catherinae



Oligoryzomys nigripes



Philander quica



Rattus rattus



Rhipidomys mastacalis



Thaptomys nigrita

QUIROPTEROFAUNA

INTRODUÇÃO

Em muitas das regiões tropicais e subtropicais os morcegos estão entre os mamíferos mais diversos e abundantes, podendo representar quase a metade das espécies de todos os mamíferos de uma localidade (FLEMING; HOOPER; WILSON, 1972; PATTERSON; WILLIG; STEVENS, 2003). Os morcegos desempenham diversas funções ecossistêmicas: são responsáveis pela dispersão de sementes de enorme variedade de plantas na região Neotropical (GALINDO-GONZÁLEZ; GUEVARA; SOSA, 2000), sendo assim cruciais na dinâmica de regeneração de florestas (WHITTAKER; JONES, 1994); a polinização é outro fenômeno cuja participação dos morcegos é fundamental, pois mais de 500 plantas Neotropicais dependem deste grupo faunístico durante seus ciclos vitais (VOGEL, 1969). Há ainda importantes predadores de invertebrados, atuando no controle destas populações, que incluem insetos de importância econômica, como pragas de lavouras ou vetores de doenças (REIS et al., 2007). O desastre afetou a comunidade de morcegos do rio Doce de forma direta através da perda de habitat no Compartimento 1, devido à supressão vegetal causada pela onda de lama; e de forma indireta, através da contaminação do rio, solos e plantas, afetando as fontes de água e prejudicando a cadeia trófica de diversas formas.

MÉTODOS DE AMOSTRAGEM

Capturas com redes-de-neblina

Assim como apresentado em Brasil (MPF)/LACTEC (2020d) foram instaladas dez redes-de-neblina (3m de altura, 6m de comprimento), em cada sítio amostral, as quais foram abertas após o pôr do sol e permanecem em atividade por cinco horas. Os morcegos capturados são acondicionados individualmente em sacos de pano e posteriormente triados. Anota-se o horário e local de captura, peso (em g), tamanho de antebraço (em mm), sexo, estágio de desenvolvimento (jovem ou adulto) e reprodutivo, no caso das fêmeas. Os espécimes são então anilhados e libertados próximos aos locais de captura. Para a marcação dos quirópteros são utilizadas anilhas metálicas de quatro tamanhos (2mm, 3,5mm, 4,5mm e 6mm) próprias para morcegos, de modelo aberto e no formato ômega. Os morcegos são identificados por características da morfologia externa e cranianas com auxílio das chaves Vizotto e Taddei (1973), Gardner (2008) e Díaz *et al.* (2016). Os animais que precisaram de medidas cranianas para a identificação, foram mortos por deslocamento cervical (REILLY, 2001), fixados em formol a 10% (48-72 horas) e depois conservados em álcool 70%.

Sítios amostrais

A determinação dos sítios de Controle (sem o dano) e Tratamento (afetado pelo dano) dentro de cada Unidade Amostral, seguindo os pressupostos do desenho amostral do estudo, deve atender às características biológicas e ecológicas do grupo taxonômico que se pretende amostrar.

Foram implantadas algumas modificações nos sítios amostrais de quirópteros no decorrer do trabalho, e essas mudanças foram consolidadas durante a sexta campanha. Na Tabela 1 estão

enumerados todos os locais amostrados nas áreas em cada campanha. O objetivo principal das alterações foi buscar maior semelhança entre os ambientes onde se instalam os sítios amostrais tratamento e controle. Sobretudo, considerando a presença de corpos d'água e estrutura da vegetação, assim como a uma equivalência na natureza das demais perturbações antrópicas, o que resulta em maior equivalência ambiental entre os sítios Tratamento e Controle.

Tabela 1 – Locais amostrados, representados por números, nas unidades amostrais utilizadas para a captura de morcegos em cada campanha.

UA	Sítio	1ª campanha	2ª campanha	3ª campanha	4ª campanha	5ª campanha	6ª campanha	7ª campanha
1	Cont	1	1	1	1	1	2	
	Trat	3	3	3	3	3	3	
2	Cont	4	4	4	4	4	4	4
	Trat	5	5	5	5	5	5	5
3	Cont	6	7	7	7			
	Trat	8	8	8	8			
4	Cont	9	10	10	10	10	11	11
	Trat	12	13	13	13	13	13	13
5	Cont	14	14	14	14	15		
	Trat	16	16	16	16	17		
6	Cont	18	18	18	18	19	19	19
	Trat	20	20	20	21	21	21	21

Legenda. UA = Unidade Amostral. Cont = Controle. Trat = Tratamento.

Métodos analíticos

Alterações nas recapturas de morcegos

Devida à baixa recaptura de cada espécie de morcego, para cada área, as espécies foram agrupadas em duas guildas: plásticas e não plásticas, sendo as espécies plásticas citadas em trabalhos como indicadoras de perturbações ambientais, devido suas altas abundâncias nestes ambientes (MEDELLÍN; EQUIHUA; AMIN, 2000, REIS *et al.*, 2007, SCHULZE *et al.*, 2000). Tais guildas fazem mais sentido na identificação do dano, que as guildas alimentares, pois podemos considerar as espécies plásticas pouco sensíveis ao dano, ou até mais abundantes em áreas afetadas.

Nos locais que foram amostrados apenas em uma Campanha, foram usados os modelos de captura e recaptura para população fechada (*Closed Capture Models e Huggins' closed captures*). Se a área tinha mais de uma campanha (ou seja, capturas e recapturas em momentos diferentes no tempo, permitindo uma análise de sobrevivência) foi usado o *robust design*.

Para as áreas em que foram usados os modelos de população fechada, os seguintes modelos foram aplicados:

1. Probabilidade de captura e recaptura (p): idênticas (i.e. depois de capturado uma vez, o indivíduo tem a mesma possibilidade de ser capturado de novo) e constante pelo tempo;
2. Modelo: (i) *Huggins* e (ii) *Closed population*.

Para as áreas em que foi feito o *robust design*, os seguintes modelos foram aplicados:

1. Sobrevivência (S): (i) fixa em 100%; (ii) constante pelo tempo; e (iii) variável com o tempo;
2. Probabilidade de captura e recaptura (p): idênticas (i.e. depois de capturado uma vez, o indivíduo tem a mesma possibilidade de ser capturado de novo) e constante pelo tempo;
3. Emigração (γ' e γ'' – probabilidade de emigração e probabilidade de ficar fora da área): (i) fixa em 0 (i.e. sem emigração); (ii) constante pelo tempo e idênticas ($\gamma'' = \gamma'$); e (iii) idênticas, mas variáveis com o tempo;
4. Modelo: Robust.

Para cada área o modelo com menor AICc (adjusted Akaike's Information Criterion) foi escolhido como o melhor, e os parâmetros estimados desse modelo foram utilizados.

As mudanças dos locais amostrados entre as campanhas, do esforço amostral em cada unidade amostral e das análises impossibilitaram a comparação entre o primeiro ano amostrado e as três últimas campanhas. Ainda assim, tal comparação não responderia à verificação ou evolução do dano, uma vez que o período amostrado não é representativo devido à longevidade do grupo (BRUNET-ROSSINI; AUSTAD, 2004).

Alterações na assembleia de quirópteros

Para a análise de diversidade foram feitas três análises: (1) comparação entre o número estimado de espécies em cada local; (2) análise de dissimilaridade, usando o índice de Bray-Curtis, aliado a análise de agrupamento e ordenação; e (3) Diversidade beta.

1. Comparação entre o número estimado de espécies no controle e tratamento: Primeiramente foram apresentados o número estimado de espécies em cada um dos compartimentos (1, 2 e 3), e o respectivo Welch Two Sample Test T para esses números estimados.
2. Análise de dissimilaridade usando índice de Bray-Curtis: Foram feitos gráficos de cada área em relação à composição de espécies utilizando o método de Multidimensional Scaling Cluster.
3. Diversidade beta: A análise multivariada da diversidade beta foi então feita para calcular a homogeneidade da dispersão em grupo (para visualizar os quão dispersos estão os grupos em relação às espécies que os compõe). O teste de Tukey (Tukey's 'Honest Significant Difference' method) compara essas distâncias estatisticamente.

Piora nas condições físicas da fauna

Para avaliar se houve aumento do nível de estresse ao qual a população de quirópteros esteve submetida cada indivíduo capturado foi avaliado em relação às suas características físico-clínicas, comparando-se padrões corporais com características consideradas saudáveis por meio de indicadores clínicos. Os seguintes aspectos foram considerados: massa corporal abaixo da média; ocorrência de lesões cutâneas ou músculo esqueléticas; ocorrência de outras alterações dermatológicas, como alopecia, leucismo, outras alterações de coloração e malformações; alterações da saúde bucal, como falta de dentes e coloração anormal; e o grau de infestação por ectoparasitos. A partir destas evidências, determinou-se a prevalência de indicativos de má condição corporal ou agravos à saúde, em comparação ao número total de capturas. Estes servem como indicador indireto do grau de estresse ao qual

esse grupo da fauna se encontra submetido, o que pode ser uma consequência do dano ambiental causado.

Assim, para o melhor entendimento desta análise deve se diferenciar as categorias de estresse ambiental e estresse traumático, aos quais os indicadores listados acima se relacionam. Alterações de saúde que possam ter origem metabólica, reprodutiva, ou relacionadas ao desenvolvimento corporal e ao grau de infestação parasitária podem estar, por sua vez, associadas a alterações de ordem ecológica e a interação dos indivíduos com os recursos ambientais, servindo desta forma como indicadores de “estresse ambiental”. Por outro lado, lesões que possam ter origem traumática (como por exemplo fraturas, calos ósseos, lacerações cutâneas) as quais não foram decorrentes de manejo ou captura dos animais, foram consideradas como “estresse traumático”, os quais não tem necessariamente alguma relação com a base de recursos ambientais, podendo, por exemplo, serem decorrentes apenas da interação agonística intraespecífica direta, ou da relação entre espécies predadoras e suas presas.

Cabe ainda ressaltar que a presença de ectoparasitos e a carga parasitária também decorrem de interações complexas e da coevolução entre hospedeiros e parasitos, sempre em dependência dos recursos bióticos e abióticos, do meio onde habitam. Portanto, desequilíbrios na carga parasitária, entre as áreas Controle e Tratamento, devem estar dependentes de alterações nas relações ecológicas estabelecidas e, desta forma, quando comparadas servem também como indicadores de maior ou menor estresse ambiental ao qual estão submetidos os quirópteros.

Para determinar se houve diferença entre o grau de Infestação por ectoparasitos, considerou-se cinco graus de infestação: 1) Altíssimo, 2) Alto, 3) Médio, 4) Baixo e 5) Nulo. Cada indivíduo capturado e avaliado foi classificado em uma dessas categorias de infestação, e os números de indivíduos, dentro de cada categoria, observado nas áreas Tratamento e Controle foram estatisticamente comparados, utilizando-se do teste de Qui-Quadrado de Pearson's, considerando $p < 0,05$ como valores significativamente diferentes. As comparações entre Controle e Tratamento foram realizadas de forma independente nos Compartimentos 1, 2 e 3, considerando que tais compartimentos por questões biogeográficas e de usos do solo, presentes já previamente ao desastre não podem ser comparados. Da mesma forma, o número de indivíduos capturados que apresentaram alterações clínicas de origem traumática ou relacionadas a estresse ambiental foi comparado entre os sítios Tratamento e Controle para cada compartimento do rio Doce, utilizando-se do teste de Qui-Quadrado de Pearson's, com Correção Contínua de Yate's, considerando $p < 0,05$ como valores significativamente diferentes.

RESULTADOS

Alterações nas populações de morcegos

• Recaptura

No decorrer das coletas ocorreram 171 recapturas pertencentes a 10 espécies de morcegos. Com isso, foi possível comparar os sítios Tratamento e Controle com relação às taxas de recaptura (Figura 1), estimativa do tamanho populacional (Figura 2) e sobrevivência (Figura 3). As espécies amostradas foram classificadas em dois grupos: plástica e não plásticas. As espécies consideradas plásticas, nesta avaliação, foram citadas em diferentes estudos como indicadoras de perturbações ambientais, devido suas altas abundâncias nestes ambientes (MEDELLÍN; EQUIHUA; AMIN, 2000, REIS *et al.*, 2007, SCHULZE *et al.*, 2000). Não houve diferença significativa entre Controle e Tratamento em nenhum dos critérios analisados. No entanto, verifica-se tendência das espécies não plásticas a terem menor probabilidade de sobrevivência. Além disso, em dois dos sete sítios tratamento as espécies não plásticas apresentaram uma menor probabilidade de sobrevivência, podendo indicar que esses habitats são piores para estas espécies.

Figura 1 – Valores das taxas de recaptura das espécies de morcegos plásticas e não plásticas nos sítios controle e tratamento nas áreas amostradas.

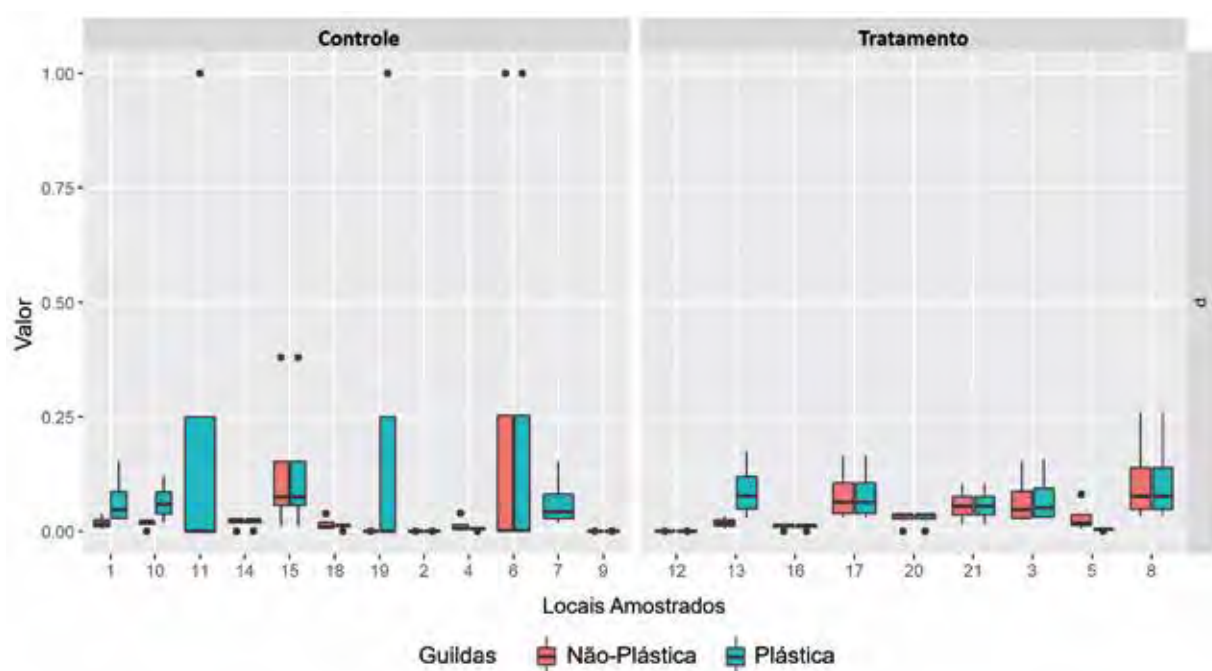


Figura 2 – Estimativa do tamanho populacional das espécies de morcegos plásticas e não plásticas nos sítios controle e tratamento nas áreas amostradas.

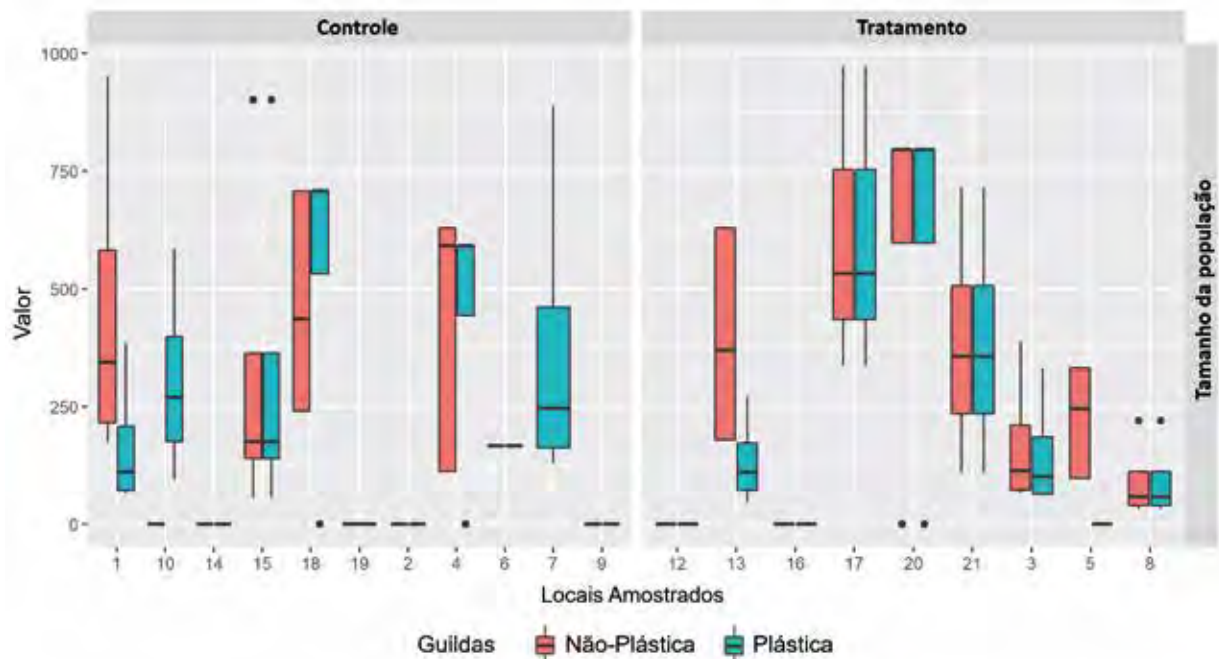
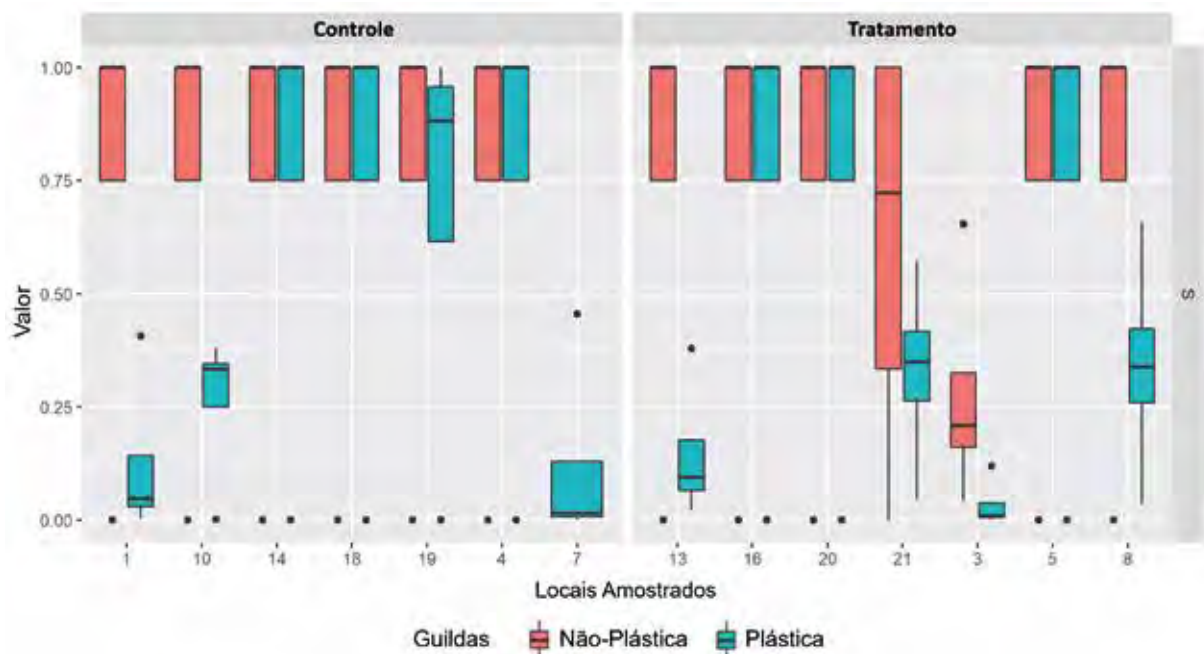


Figura 3 – Taxa de sobrevivência das espécies de morcegos plásticas e não plásticas nos sítios controle e tratamento nas áreas amostradas.



A probabilidade de ocorrência de recapturas, para quiropteroфаuna, está relacionada à fidelidade aos abrigos, ao tamanho da população, e a distintos padrões de deslocamento e forrageamento (FLEMING, HOOPER e WILSON, 1972). Espécies cujas taxas de recaptura são baixas provavelmente ocupam áreas de vida maiores quando comparadas com espécies cujas taxas de recaptura são mais

elevadas. Espécies fiéis aos abrigos e com pequenas áreas de vida são, sob essa óptica, aquelas que têm mais chances de serem recapturadas.

As baixas taxas de recaptura encontradas correspondem também aos resultados de outros estudos (KAKU-OLIVEIRA, 2010; LOURENÇO e ESBÉRARD, 2011). Algumas espécies possuem potencial de deslocamento maior, devido a seu hábito de vida (com baixa fidelidade ao abrigo e alta mobilidade) e maior porte corporal (ARNONE *et al.*, 2016).

Devido às mudanças das áreas amostrais, os longos intervalos entre amostragens (três meses em média) e o curto período total de amostragem (cerca de um ano e meio), as análises pelas recapturas foram afetadas. Assim, uma continuação deste tipo de amostragem por um prazo maior, com áreas fixas, aumentaria a robustez dos dados melhorando a definição deste critério para avaliar o dano.

Alterações na assembleia de quirópteros

- **Diversidade**

Das três análises de diversidade feitas, comparação entre o número estimado de espécies (Figura 4), análise de agrupamento por dissimilaridade (Figura 5, Figura 8 e Figura 11), e diversidade beta (Figura 6, Figura 7, Figura 9, Figura 10, Figura 12 e Figura 13), nenhuma apresentou resultado estatístico significativo na comparação dos sítios Controle e Tratamento.

Figura 4 – Número de espécies, comparando Tratamento e Controle. A. Compartimento 1; B. Compartimento 2 e C. Compartimento 3.

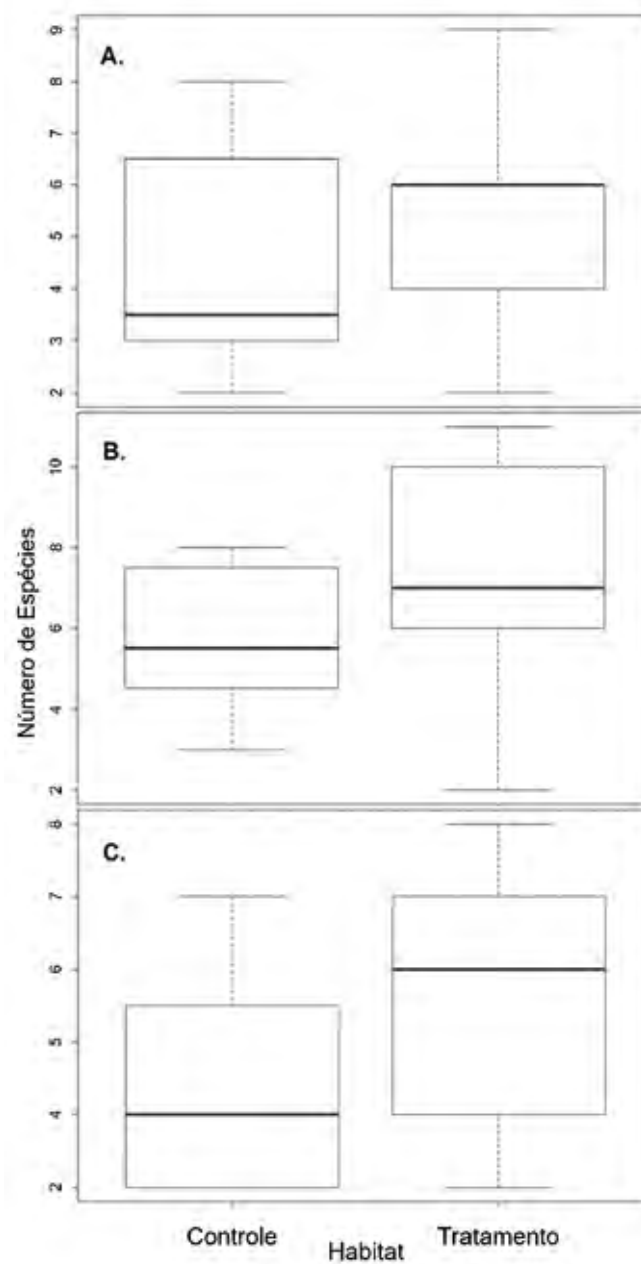


Figura 5 – Dendrograma de dissimilaridade Bray-Curtis no Compartimento 1 do rio Doce em relação à composição de espécies de morcegos.

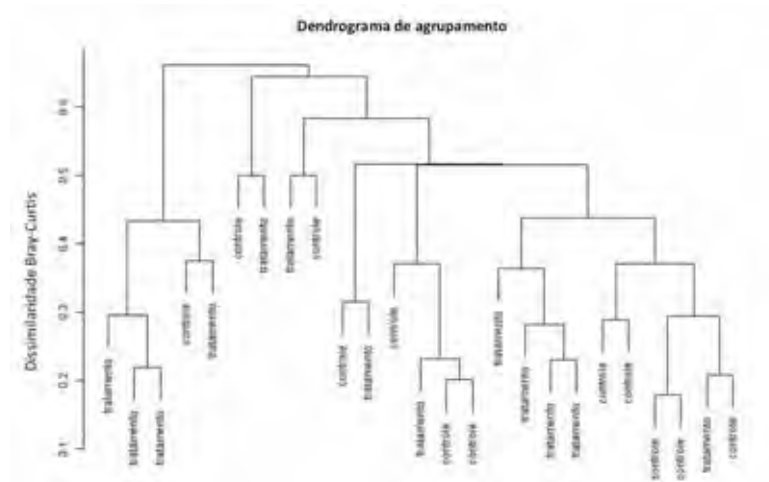


Figura 6 – Escalonamento Multidimensional Não Métrico de espécies de morcegos no Compartimento 1 do rio Doce.

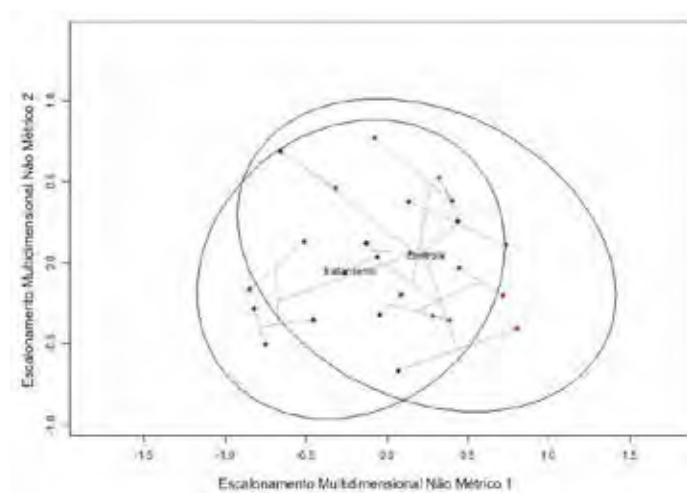


Figura 7 – Distância dos grupos Controle e Tratamento pela homogeneidade da dispersão no Compartimento 1 do rio Doce.

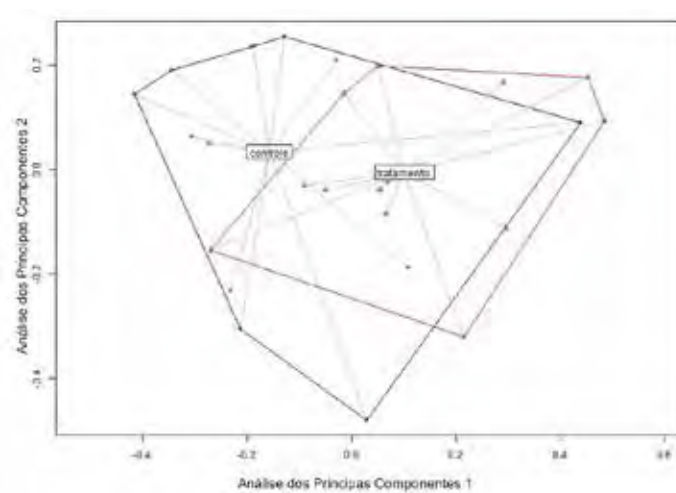


Figura 8 – Dendrograma de dissimilaridade Bray-Curtis no Compartimento 2 do rio Doce em relação à composição de espécies de morcegos.



Figura 9 – Escalonamento Multidimensional Não Métrico de espécies de morcegos no Compartimento 2 do rio Doce.

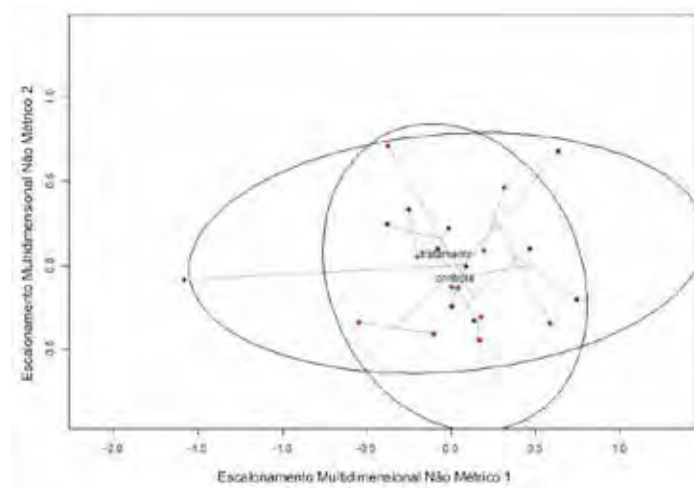


Figura 10 – Distância dos grupos Controle e Tratamento pela homogeneidade da dispersão no Compartimento 2 do rio Doce.

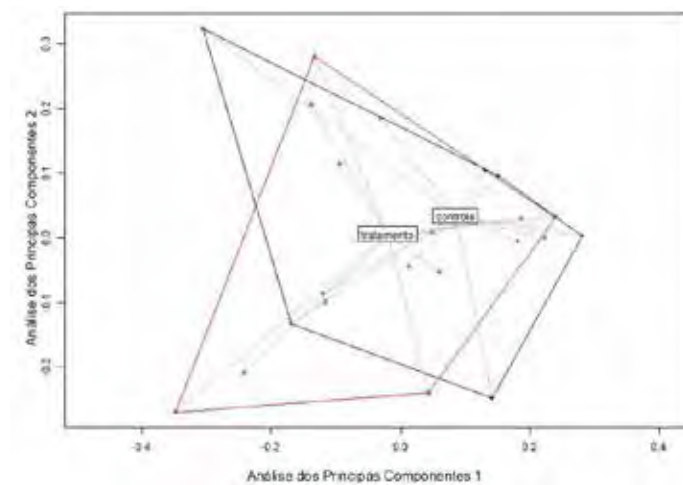


Figura 11 – Dendrograma de dissimilaridade Bray-Curtis no Compartimento 3 do rio Doce em relação à composição de espécies de morcegos.

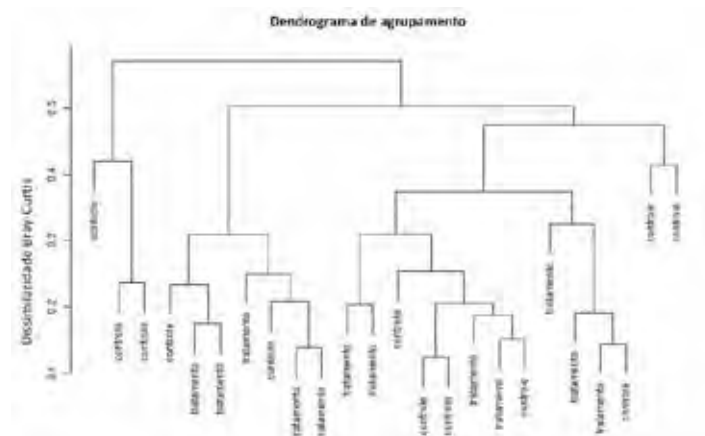


Figura 12 – Escalonamento Multidimensional Não Métrico de espécies de morcegos no Compartimento 3 do rio Doce.

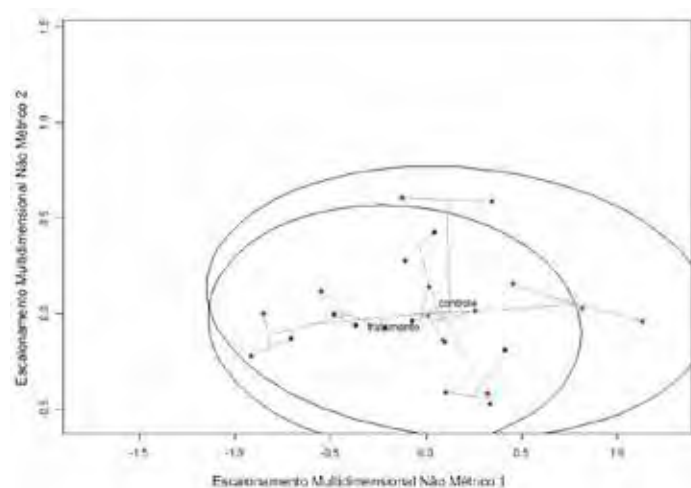
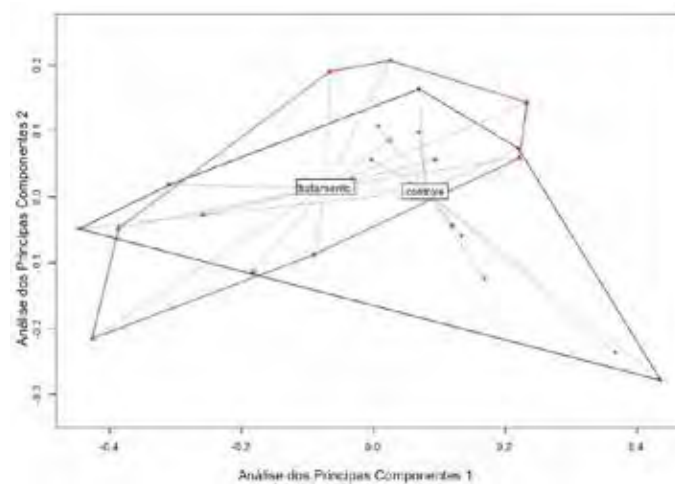


Figura 13 – Distância dos grupos Controle e Tratamento pela homogeneidade da dispersão no Compartimento 3 do rio Doce.



Os dados de diversidade alfa e beta não apresentaram resultados significativos para caracterizar o dano ambiental, o mesmo ocorreu para as análises de recaptura. Contudo, para a avaliação de diversidade, caso esta fosse continuada com um maior conjunto de amostragens e dados mais robustos, as análises indicam que esta deveria produzir resultados mais consistentes na indicação dos danos. Apesar dos dados do primeiro ano do monitoramento indicarem alguns danos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), o acúmulo de dados das três últimas campanhas possibilitou uma análise mais robusta, a qual foi realizada por meio de adequações no enfoque das análises. Como exemplo, a simples comparação dos índices de diversidade, feita no primeiro ano, não se mostrou a forma adequada de comparação entre os sítios controle e tratamento. Dessa forma, os dados acumulados até a sétima campanha amostral produziram resultados mais adequados e estatisticamente mais consistentes, apesar de as diferenças entre sítios amostrais não serem significativas para quantificar o dano à comunidade de quirópteros. Assim como a análise de guildas tróficas, com base na dieta das espécies alvo, não se mostrou o melhor enfoque para avaliar o dano, optou-se, então pela avaliação por guildas de plasticidade ambiental. Essas mudanças do enfoque nas análises foram os principais fatores que não permitiram uma comparação direta entre os resultados obtidos agora, com os do primeiro ano de amostragem.

Piora nas condições físicas da fauna

A avaliação do estresse ao qual a comunidade de quirópteros esteve submetida foi fundamentada em duas frentes de avaliação distintas, uma considerando alterações morfológicas e clínicas observadas nos animais capturados, e outra considerando o grau de infestação por ectoparasitos observada nesses animais. Ambas as análises levaram em consideração variações entre os sítios amostrais Tratamento e Controle, bem como se houve alguma variação sazonal nessas observações. Estes indicadores são, por sua vez, interpretados como determinantes das condições físicas dos animais.

Para avaliação do grau de estresse a que a comunidade de quirópteros esteve sujeita foi utilizado um conjunto de 2197 capturas realizadas nas áreas Controle e Tratamento (sendo 1806 no Ano 1 e 391 no Ano 2), as quais apresentaram qualidade de informação quanto as alterações parasitárias, morfológicas e clínicas observadas.

Entre o total indivíduos avaliados, 106 indivíduos capturados apresentaram a ocorrência de alterações cutâneas, como alopecia, leucismo, cicatrizes; presença de fraturas recentes ou consolidadas; alterações da saúde bucal; e outros sinais de alterações patogênicas (84 registros no Ano 1 e 22 registros no ano 2). Foi possível avaliar o grau de infestação por ectoparasitos em 1031 indivíduos capturados (446 registros no Ano 1 e 585 registros no segundo ano).

Tanto para presença de lesões como para o grau de infestação parasitária foi possível avaliar a distribuição sazonal e espacial dessas alterações. Os resultados, entretanto, não demonstraram qualquer diferença entre estação seca ou chuvosa. Contudo para distribuição espacial, na comparação entre sítios amostrais Tratamento e Controle, houve diferenças significativas para alguns parâmetros avaliados. A base de dados utilizada para avaliação das diferenças entre sítios tratamento e controle, nos diferentes compartimentos, apresentam-se nas Tabela 3 e Tabela 4.

Tabela 3 – Base de dados epidemiológicos referentes a alterações patológicas e lesões em quirópteros

2197	Capturas consideradas na avaliação de lesões
821	Capturas registradas nas ÁREAS CONTROLE
1376	Capturas registradas nas ÁREAS TRATAMENTO
98	Animais com Registros de Alterações de Saúde
35	Registros de lesões em animais capturados nas áreas CONTROLE
63	Registros de lesões em animais capturados nas áreas TRATAMENTO
4,26	% dos animais capturados nas Áreas CONTROLE apresentaram ALTERAÇÕES DE SAÚDE
4,58	% dos animais capturados nas ÁREAS TRATAMENTO apresentaram ALTERAÇÕES DE SAÚDE
55	Lesões identificadas relação/origem em ESTRESSANTES AMBIENTAIS
49	Lesões relacionadas a TRAUMA
56,12	% Lesões identificadas que podem ter relação com ESTRESSE AMBIENTAL
50,00	% Lesões relacionadas a TRAUMA
<i># alguns indivíduos apresentam mais de uma lesão</i>	
21	Lesões identificadas que podem ter relação com ESTRESSE AMBIENTAL no CONTROLE
34	Lesões identificadas que podem ter relação com ESTRESSE AMBIENTAL no TRATAMENTO
60,00	% de lesões relacionadas a ESTRESSE AMBIENTAL no CONTROLE
53,97	% de lesões relacionadas a ESTRESSE AMBIENTAL no TRATAMENTO
<i># alguns indivíduos apresentam mais de uma lesão</i>	
17	Lesões de relacionadas a TRAUMA no CONTROLE
32	Lesões de relacionadas a TRAUMA no TRATAMENTO
48,57	% de lesões relacionadas a TRAUMA no CONTROLE
50,79	% de lesões relacionadas a TRAUMA no TRATAMENTO

Tabela 4 – Base de dados epidemiológicos referentes a infestação por ectoparasitos em quirópteros

1031	Capturas consideradas na avaliação de ectoparasitos
675	Capturas registradas CARGA DE ECTOPARASITOS de Baixa a Altíssima
65,47	% dos animais apresentaram CARGA DE ECTOPARASITOS de Baixa a Altíssima
<i># PREVALÊNCIA de infestação entre CONTROLE X TRATAMENTO</i>	
334	Capturas consideradas nas ÁREAS CONTROLE
697	Capturas consideradas nas ÁREAS TRATAMENTO
270	registros de infestação por ectoparasitos nas áreas CONTROLE
405	registros de infestação por ectoparasitos nas áreas TRATAMENTO
80,84	% dos animais capturados estavam parasitados nas áreas CONTROLE
58,11	% dos animais capturados estavam parasitados nas áreas TRATAMENTO
<i># TAXA DE INFESTAÇÃO entre CONTROLE X TRATAMENTO</i>	
<i># CONTROLE</i>	
64	NULA
198	BAIXA
43	MÉDIA
21	ALTA
9	ALTÍSSIMA

19,16	% de infestação NULA
59,28	% de infestação BAIXA
12,87	% de infestação MÉDIA
6,29	% de infestação ALTA
2,69	% de infestação ALTÍSSIMA
# TRATAMENTO	
293	NULA
284	BAIXA
74	MÉDIA
25	ALTA
23	ALTÍSSIMA
41,89	% de infestação NULA
40,75	% de infestação BAIXA
10,62	% de infestação MÉDIA
3,59	% de infestação ALTA
3,30	% de infestação ALTÍSSIMA

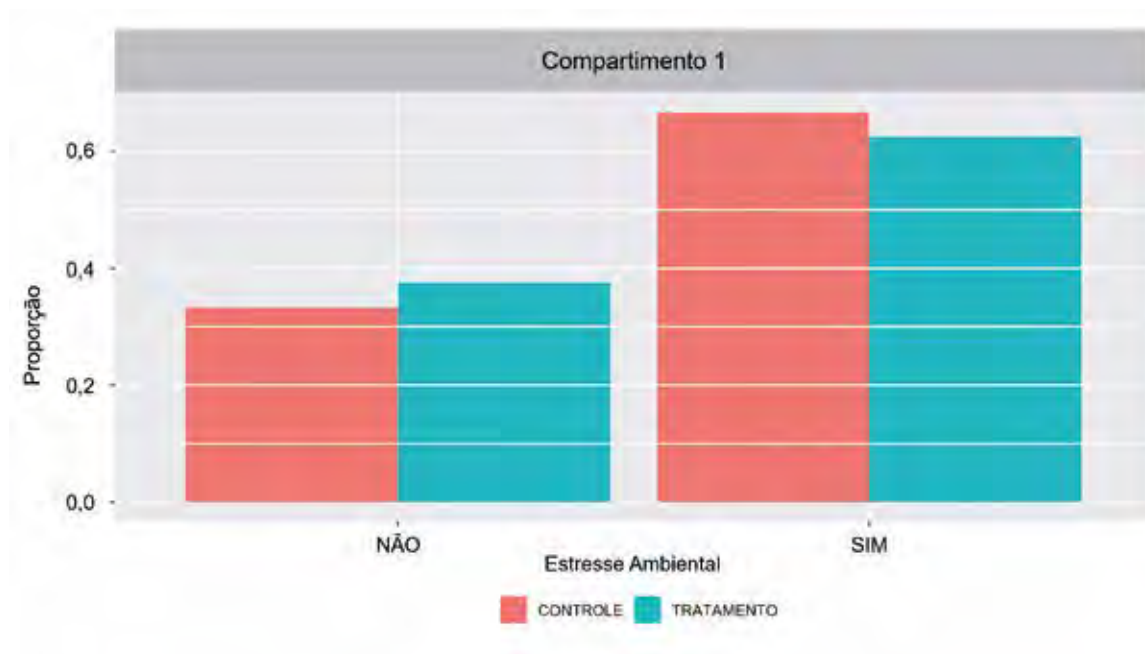
Desse conjunto de informações sobre saúde, identificou-se que 55 alterações observadas (56,12% do total de alterações observadas) podem ter relação ou origem em fatores de estresse de origem ambiental, ao passo que em outras 49 alterações identificadas (50% do total de alterações), alguns animais apresentavam mais de um tipo de lesão, que tiveram origem possivelmente traumática. Também não houve diferenças relevantes na prevalência dessas duas categorias de alterações quando estas são distribuídas de acordo com a área amostral (Tabela 5 e Figuras 14, 15 e 16).

Tabela 5 – Distribuição espacial (sítios tratamento e controle) e temporal (ano 1 e ano 2) dos registros de lesões em quirópteros, nos três compartimentos do rio Doce.

TIPO DE LESÃO	ANO 1				Acumulado ANO 1 + ANO 2			
	Controle		Tratamento		Controle		Tratamento	
	N	Prevalência amostral (%)	N	Prevalência amostral (%)	N	Prevalência amostral (%)	N	Prevalência amostral (%)
Lesões que podem ser relacionadas à fatores de estresse ambiental	16	53,33	29	61,70	21	60,00	34	53,97
Lesões de origem traumática	15	50,00	19	40,43	17	48,57	32	50,79

Figura 14 – Comparação entre prevalência de indicadores (*Proporção* eixo X dos gráficos) de estresse ambiental (A) e estresse traumático (B) para os sítios Tratamento e Controle no compartimento 1, considerando a presença (*SIM*) e a ausência (*NÃO*) de sinais indicativos. Comparação por teste de Qui-Quadrado de Pearson's, = 1 (não significativa) para ambos os parâmetros de estresse.

A



B

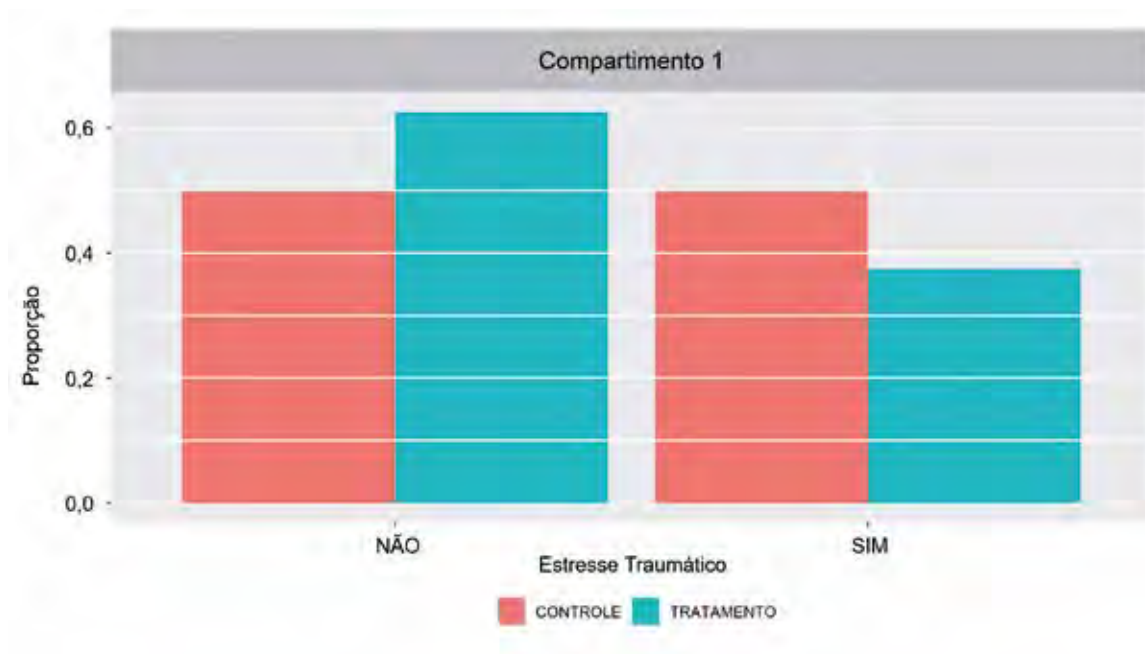


Figura 15 – Comparação entre prevalência de indicadores (*Proporção* eixo X dos gráficos) de estresse ambiental (A) e estresse traumático (B) para os sítios Tratamento e Controle no compartimento 2, considerando a presença (*SIM*) e a ausência (*NÃO*) de sinais indicativos. Comparação por teste de Qui-Quadrado de Pearson's, = 0,98 (não significativa) para ambos os parâmetros de estresse.

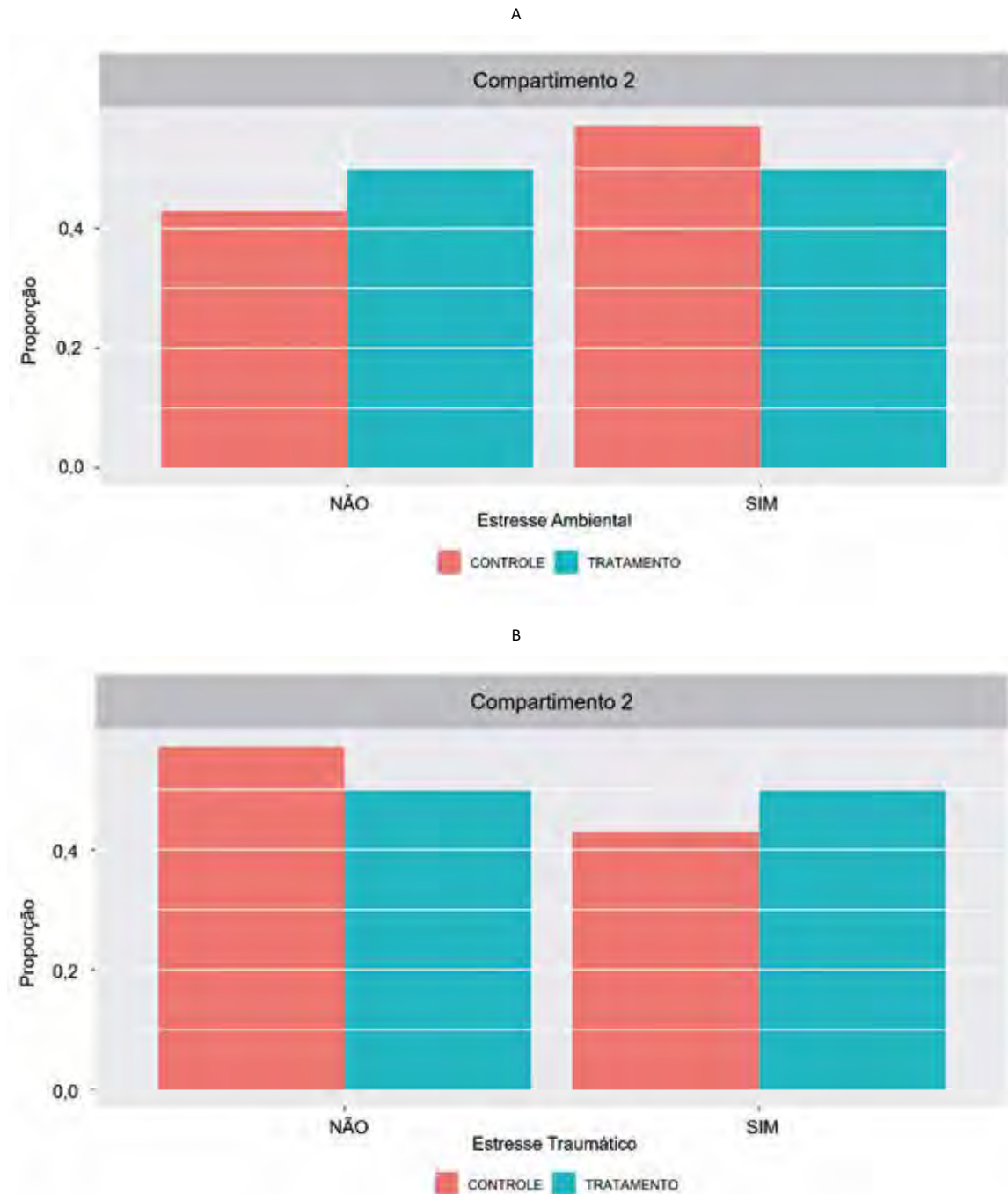
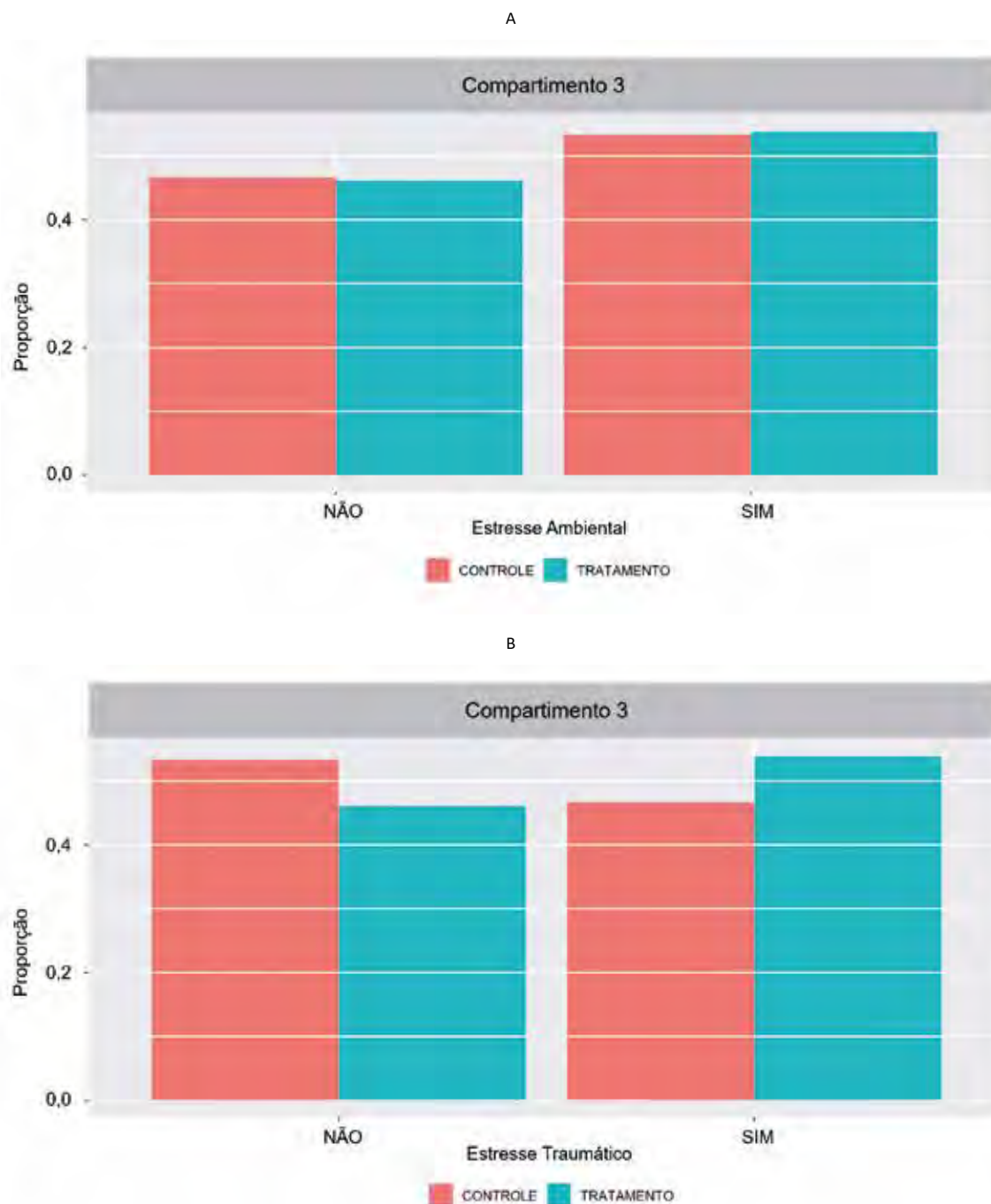


Figura 16 – Comparação entre prevalência de indicadores (*Proporção* eixo X dos gráficos) de estresse ambiental (A) e estresse traumático (B) para os sítios Tratamento e Controle no compartimento 3, considerando a presença (*SIM*) e a ausência (*NÃO*) de sinais indicativos. Comparação por teste de Qui-Quadrado de Pearson's, = 1 (não significativa) para ambos os parâmetros de estresse.



Para avaliação da carga de ectoparasitos foram utilizados o acumulado dos registros de 1031 indivíduos capturados, em sete campanhas amostrais, onde foi avaliado o grau de infestação por ectoparasitos. Entre estes, 675 indivíduos apresentaram infestação, representando 65,47% dos animais com carga de ectoparasitos identificável, entre baixa a altíssima, que no caso das populações de

quirópteros avaliadas foi representado por moscas hematófagas, ácaros e carrapatos. Comparando-se a prevalência geral da infestação dos animais avaliados, entre Controle e Tratamento, observa-se que 80,84 % (n=270) dos animais capturados estavam parasitados nas áreas controle e que 58,11 % (n=405) dos animais capturados nas áreas tratamento apresentavam carga de ectoparasitos de baixa a altíssima (Tabela 6).

Tabela 6 – Distribuição espacial (sítios tratamento e controle) e temporal (ano 1 e ano 2) da carga de ectoparasitos observadas em quirópteros, nos compartimentos 1, 2 e 3 do rio Doce.

TAXA DE INFESTAÇÃO	ANO 1				Acumulado ANO 1 + ANO 2			
	CONTROLE		TRATAMENTO		CONTROLE		TRATAMENTO	
	N	Prevalência amostral (%)	N	Prevalência amostral (%)	N	Prevalência amostral (%)	N	Prevalência amostral (%)
NULA	5	2,86	1	0,40	64	19,16	293	41,89
BAIXA	127	72,57	165	65,22	198	59,28	284	40,75
MÉDIA	27	15,43	49	19,37	43	12,87	74	10,62
ALTA	9	5,14	18	7,11	21	6,29	25	6,17
ALTÍSSIMA	7	4,00	20	7,91	9	2,69	23	3,30

Aparentemente, o conjunto global da prevalência da infestação por ectoparasitos observada no estudo parece produzir um resultado antagônico, onde uma maior taxa de infestação foi observada nos sítios Controle, considerando que seria esperado que o dano ambiental gerasse estresse à população e, por consequência, maior prevalência de parasitos.

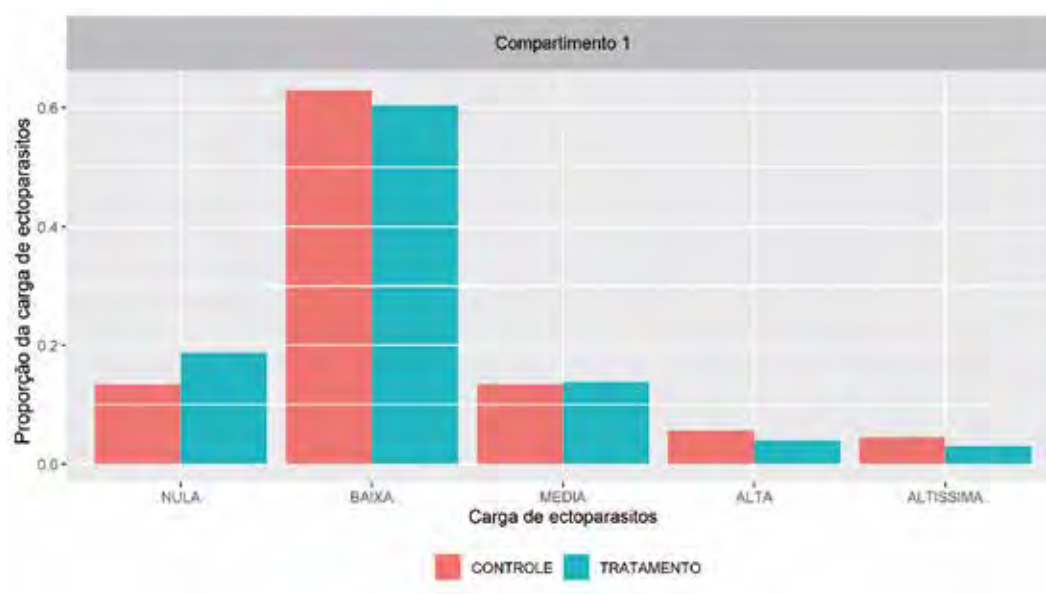
Porém, essa avaliação é prematura e se mostra errada quando se comparam as prevalências de forma independente, entre os três compartimentos, onde diferenças significativas surgem entre os sítios amostrais, as quais se justificam quando também são consideradas as particularidades de cada um dos compartimentos.

Para o Compartimento 1, a prevalência de animais parasitados observada nos sítios Tratamento e Controle é bastante similar ($p = 0,8355$) (Figura 17), o que pode ser prematuramente entendido como uma inadequação desta variável para medir o grau de estresse ao qual a população está submetida.

Contudo, para os compartimentos 2 e 3 essa variável demonstrou sensibilidade para identificar diferenças significativas entre os sítios Controle e Tratamento, o que a torna válida. Ainda assim, deve se considerar que para esses compartimentos, em particular, a variável observada isoladamente não explica as diferenças observadas. Dessa forma, para entendermos como o dano se manifesta nesse grupo da fauna devemos também considerar as características ambientais do compartimento amostrado.

O dano ambiental no Compartimento 1 está sobretudo associado à APDL, que resultou na perda de parte do habitat utilizado pelos quirópteros, incluindo áreas de abrigo e forrageio, em uma região que já estava caracterizada por áreas de recuperação florestal, decorrente do abandono de pastagens nas décadas passadas. Nessa região, nos vales e maior parte das encostas, a vegetação é quase sempre secundária, e esta não difere significativamente entre os sítios amostrais, nem mesmo entre as áreas ciliares e encostas.

Figura 17 – Comparação entre prevalência da carga de ectoparasitos entre os sítios amostrais Controle e Tratamento, no Compartimento 1, demonstrando uma distribuição esperada, para duas populações similares entre os sítios (qui-quadrado = 1,45; df = 4; p = 0, 8355).



Assim, os resultados indicam que a uniformidade do mosaico ambiental nesse compartimento promove condições para que haja grande similaridade das comunidades biológicas entre os sítios amostrais. Porém, o fator mais importante, no que se refere a carga parasitária dos quirópteros, é que nesse compartimento as relações de equilíbrio entre parasitos e hospedeiros, as quais dependem de condições ambientais diversas, ainda estão se restabelecendo, assim como o próprio ambiente. Em outros termos, pode se afirmar que as relações entre ectoparasitos e a comunidade de quirópteros no Compartimento 1 estão em desequilíbrio em toda a região. Interações semelhantes entre ectoparasitos, hospedeiros e as alterações ambientais foram observadas por Mangini (2010) e Roble Júnior (2014), que identificaram relações equivalentes entre aves florestais e seus ectoparasitos, frente à diferentes pressões antrópicas.

Cabe ressaltar que a análise realizada ao final do ano 1 de amostragem, onde a disponibilidade de dados ainda não era suficiente para uma análise estatística mais robusta, apontava a tendência de haver uma diferença sensível entre o grau de infestação entre as áreas Tratamento e Controle no Compartimento 1. O que não se confirmou com o acúmulo de informações, demonstrando também a importância de séries temporais de médio e longo prazo para adequada análise de dados dessa natureza.

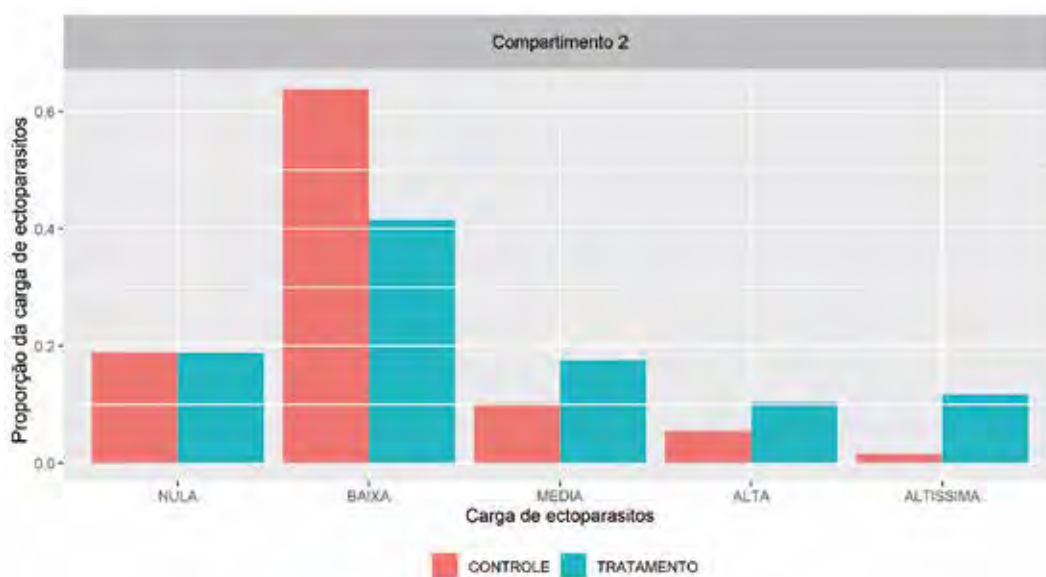
Dessa forma os dados decorrentes das sete séries amostrais demonstram que as perturbações nesse ambiente não se refletiram na mesma intensidade sobre as interações entre ectoparasitos e hospedeiros, tendo em vista que estas relações, nos ambientes antropizados em recuperação, também estão em reestabelecimento, processos que são influenciados por uma diversidade de interações ecológicas. A perda de habitat devido à ocorrência do desastre não parece representar um fator importante o suficiente para refletir-se em qualquer diferença na prevalência de ectoparasitos entre os sítios amostrais, estando outros processos mais atuantes sobre o estabelecimento das taxas de prevalência de ectoparasitos avaliadas.

Quando se considera da taxa de infestação parasitária na comunidade de quirópteros do Compartimento 2 houve diferença significativa ($p = 0,00027$) na prevalência de ectoparasitos entre os sítios

Tratamento e Controle. Observou-se maior percentual de morcegos com taxas mais elevadas de infestação (infestações Média, Alta e Altíssima) nos sítios Tratamentos, em contraposição a um maior percentual de animais com baixas taxas de infestação nos sítios Controle (Figura 18). O resultado de agora, contado com uma maior disponibilidade de dados confirma a tendência indicada ao final do Ano 1 de amostragens.

Essas diferenças evidenciadas entre Tratamento e Controle, são um forte indício de que os animais que ocupam os sítios Tratamento estão submetidos a condições de estresse ambiental mais severas, refletindo-se em sua carga parasitária.

Figura 18 – Comparação entre prevalência da carga de ectoparasitos entre os sítios amostrais, Controle e Tratamento, no Compartimento 2, demonstrando uma distribuição esperada com maiores prevalências de altas taxas de infestação nos sítios tratamento (qui-quadrado = 21,289; df = 4; p = 0,0002775).



No sítio controle a distribuição entre as taxas de infestação baixa, média, alta e altíssima é mais próxima do esperado onde há uma prevalência expressiva de animais com baixo índice de infestação, o que deve ser esperado em uma população estável em uma estrutura florestal estável. A diferença desta métrica no compartimento 2 destaca a influência do Parque Estadual do Rio Doce, sendo esperado que nesse ambiente a população de morcegos e as suas relações como a fauna de ectoparasitos se apresentam mais estáveis, acompanhando o clímax de um ambiente florestal saudável.

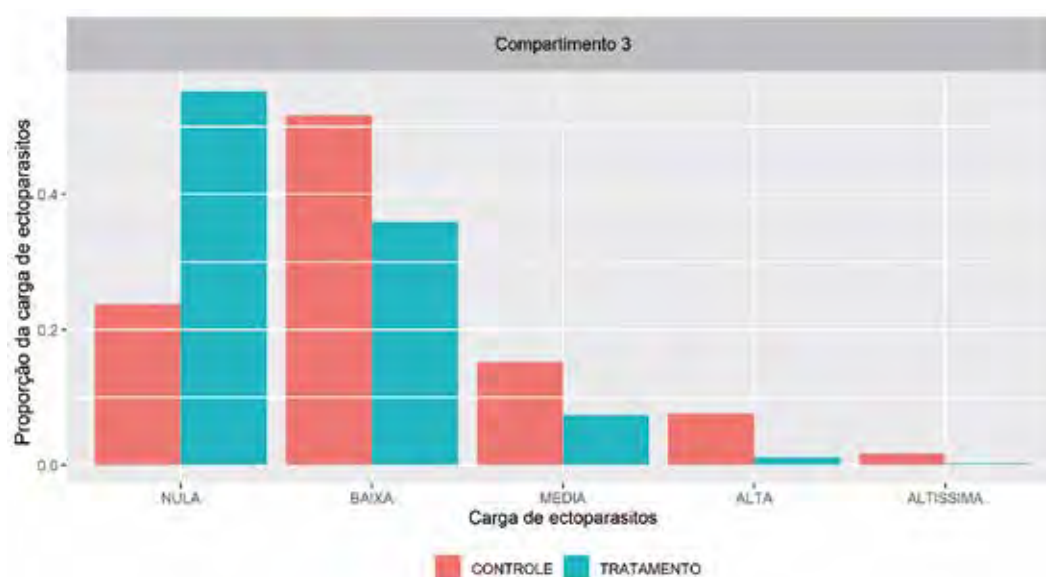
Dessa forma, possivelmente a perturbação evidenciada por perda de qualidade de habitat às margens do rio Doce representou um fator de perturbação e estresse ambiental suficiente para que alterações nas relações ecológicas entre parasitos e hospedeiros fossem alteradas.

Essa alteração pode ter ocorrido também no Compartimento 1, contudo naquele ambiente não é possível evidenciar as diferenças entre Tratamento e Controle, além dos efeitos ambientais regionais. Isso deve ser consequência da instabilidade constante das relações entre ectoparasitos e morcegos, decorrente das perturbações antrópicas distribuídas por aquela região, onde, possivelmente, essas alterações só seriam perceptíveis caso fossem de maior magnitude. No Compartimento 2 a estabilidade da comunidade biológica, dependente do ambiente florestal do PERD, possibilitou as alterações associadas ao dano se tornassem evidenciadas, quando se compara uma área clímax (sítios controle)

com as amostragens na APDL (sítios tratamentos). A magnitude dessas interações poderia ser evidenciada mais facilmente, com possibilidades de que algumas diferenças significativas fossem evidenciadas também entre os sítios amostrais do Compartimento 1, caso fosse conduzida uma avaliação de biodiversidade de ectoparasitos, em paralelo à avaliação da prevalência das taxas de infestação. A relevância da biodiversidade de ectoparasitos na avaliação da influência antrópica foi evidenciada também por Mangini (2010) que avaliou a estrutura e diversidade da comunidade de aves florestais e seus ectoparasitos.

Contudo, o resultado mais antagônico da avaliação da prevalência das taxas de infestação por ectoparasitos se apresentou no Compartimento 3, onde observa-se o inverso do esperado, com menores taxas de infestação por ectoparasitos nas áreas adjacentes à APDL (Figura 19). Novamente, o entendimento desse resultado só pode ser obtido quando se consideram aspectos da paisagem como um todo. O Compartimento 3 é prioritariamente representado por um intenso grau de fragmentação, onde ambientes florestais mais expressivos e com maior continuidade de vegetação são representados, sobretudo, por áreas de cultivo de cacau (cabruca) ativas ou abandonadas, às margens do rio Doce. Esses ambientes caracterizam-se por manterem os estratos médio e superior do ambiente florestal; além disso essas áreas de cabruca, muitas das quais abandonadas, retornam mais rapidamente à sua condição florestal original, encontrando-se atualmente em diferentes estágios de desenvolvimento. O restante da Mata de Tabuleiro, original da região, foi reduzida a fragmentos mais isolados. Dessa forma, não há nesse compartimento disponibilidade de amostrar áreas de floresta desenvolvidas que não estejam à beira do rio Doce, por definição consideradas sítios Tratamento. As poucas áreas controle disponíveis constituem-se de florestas de baixa estatura, incluindo duas Unidades de Conservação e fragmentos isolados na paisagem. Assim esses fragmentos, além de não estarem bem conectados a outras matrizes florestais, apresentam fitofisionomia florestal de perfil mais baixo, e em geral sobre solos arenosos e secos que as matas ciliares do rio Doce.

Figura 19 – Comparação entre prevalência da carga de ectoparasitos entre os sítios amostrais Controle e Tratamento, no Compartimento 3, demonstrando uma distribuição esperada, para duas populações similares entre os sítios ($\chi^2 = 50,529$; $df = 4$; $p = 2,8 \cdot 10^{-10}$).



Dessa forma, a maior taxa de infestação nos morcegos nos sítios Controle só pode ser justificado quando se considera os diferentes efeitos da fragmentação florestal e o perfil fitofisionômico dos fragmentos florestais, em comparação aos sítios Tratamento. Assim, atualmente, no Compartimento 3 os efeitos da fragmentação florestal sobre o nível de estresse ambiental ao qual a comunidade de quirópteros está submetida parece se sobrepor aos efeitos dos danos decorrentes do desastre de Mariana. Esse resultado está também alinhado com os resultados observados para a comunidade de médios e grandes mamíferos nesse mesmo compartimento.

CONCLUSÃO

Alguns dos indicadores aqui utilizados fornecem indícios dos danos à quiropterofauna na região do rio Doce, enquanto outras métricas avaliadas demonstraram-se inconclusivas. A avaliação das recapturas sobre o tamanho populacional e probabilidade de sobrevivência produziram resultados ainda inconclusivos, embora haja indícios que apontem para menor qualidade dos ambientes nos sítios Tratamento em relação aos sítios Controle, aspecto que pode ser mais bem compreendido caso se dê continuidade ao acompanhamento destas métricas. Ainda, com o aumento do volume de informações obtidas de recapturas, podem-se melhorar estimativas de tamanho populacional dessas espécies (KAKU-OLIVEIRA, 2010), proporcionando uma avaliação complementar acerca dos danos à quiropterofauna.

Quanto à assembleia de morcegos, as análises de diversidade ainda não alcançaram indicar diretamente o dano nos compartimentos do rio Doce. Contudo, de forma geral, os sítios Controle apresentaram maior diversidade de morcegos, permitindo concluir que espécies mais sensíveis tendem a evitar as áreas impactadas, o que se reflete sobre estas métricas ecológicas. Finalmente, os dados referentes à avaliação das condições físicas dos animais permitiram vislumbrar que as alterações produzidas pelo desastre geraram um dano quantificável à saúde desse grupo taxonômico, atingindo de forma mais expressiva a parcela da população estudada no Compartimento 2, o que corrobora a tendência observada ao final do primeiro ano de estudo.

MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE

INTRODUÇÃO

Neste documento, apresenta-se a avaliação dos danos sobre a comunidade de mamíferos de médio e grande porte na Área de Passagem e Deposição da Lama (APDL) ao longo do Rio Doce. Os resultados apresentados são decorrentes dos dados coletados durante as sete campanhas realizadas entre junho de 2018 e fevereiro de 2020. Durante esse período, adaptações metodológicas foram necessárias para que as amostragens entre os sítios amostrais Tratamento e Controle fossem equivalentes em toda a área de estudo; para que o conjunto de dados permitisse adequada avaliação estatística utilizou-se uma abordagem analítica que considera conjuntos de campanhas executadas de forma metodologicamente similar. Isso possibilitou a inclusão de todo o conjunto de dados, independente das alterações do delineamento amostral.

No final do primeiro ano de amostragem, alguns resultados, relacionados ao dano **Alterações nas assembleias faunísticas**, foram considerados inconclusivos entre os sítios amostrais. Contudo, aqueles resultados indicaram que uma série de dados mais ampla poderia gerar respostas mais conclusivas. Assim, neste relatório considerou-se os dados coletados ao longo de todo o período do estudo para uma reavaliação do impacto.

Além disso, considerou-se que os resultados apresentados no diagnóstico (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), sobre o dano **Alterações nas populações faunísticas**, constituíram um conjunto suficiente de dados para as discussões dos danos sobre os mamíferos de médio e grande porte. Já, em relação aos **Indicadores de estresse** avaliados neste estudo, definiu-se no diagnóstico anterior, que os resultados não foram adequados para avaliação dos mamíferos de médio e grande porte, mesmo que fosse incluída uma maior série de dados. Portanto, os dados dessa natureza não foram considerados na análise do período completo do estudo.

METODOLOGIA

ALTERAÇÃO METODOLÓGICA E SELEÇÃO DOS SÍTIOS AMOSTRAIS

Desde o início desta avaliação, como apresentado no diagnóstico anterior (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), foram avaliadas variáveis relacionadas às cinco espécies focais de mamíferos de médio e grande porte, que foram consideradas importantes para avaliar efeitos dos danos causados pelo rompimento da barragem de Fundão, a saber: *Cerdocyon thous*, *Cuniculus paca*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Lontra longicaudis* e *Procyon cancrivorus*. Contudo, para aumentar a qualidade da informação sobre essas espécies focais, o delineamento amostral foi reestruturado a partir da terceira campanha. Para tanto, a amostragem foi redirecionada, exclusivamente, para as margens dos corpos d'água afetados pelo dano (rio Doce e rio Gualaxo do Norte) e para as margens de corpos d'água em áreas distantes destes rios, utilizadas como áreas Controle. Esse redirecionamento representou uma adaptação importante de metodologia, incluindo áreas Controle em corpos d'água como lagoas no médio e baixo rio Doce, e o próprio rio Gualaxo do Norte, acima da região dos danos. O objetivo principal das alterações, sobretudo nos sítios Controle, foi buscar maior semelhança com os ambientes

considerados como Tratamento, além de considerar os tipos de habitats preferenciais utilizados pelas espécies focais. Além disso, além da presença de corpos d'água, considerou-se a estrutura da vegetação e influências de outras perturbações antrópicas, culminando em melhor equivalência ambiental entre os sítios Tratamento e Controle.

Adicionalmente, a partir do segundo ano, verificou-se a necessidade de amostrar maiores extensões de ilhas e bancos de areia (Figura 1), ambientes notavelmente relevantes no âmbito deste diagnóstico. Sendo assim, a busca por vestígios e avistamentos passou a ser realizada utilizando embarcações ou deslocamentos pelo leito do rio, quando possível, especialmente no Compartimento 1. Essa mudança metodológica foi conduzida de modo a compensar o esforço amostral reduzido pela retirada das Unidades Amostrais 3 e 5, aumentando a amostragem em ambientes fluviais ao ampliar a extensão total da amostragem nas demais Unidades Amostrais.

Figura 1 – Amostragem em bancos de areia, às margens do rio Doce, para registro de vestígios e exemplares de mamíferos de médio e grande porte.



Dessa forma, devido à natureza das amostragens e às particularidades biológicas/ecológicas desse grupo taxonômico, o enfoque para médios e grandes mamíferos alterou-se e a avaliação das Unidades Amostrais passou a estender-se por porções mais amplas dos Compartimentos 1, 2 e 3. A partir disso, as UAs passaram a ser avaliadas como esses compartimentos, os quais contaram com pontos de amostragem em áreas afetadas pelo desastre (sítios Tratamento) e em sítios Controle. A maior extensão geográfica reduz eventuais ruídos associados à avaliação repetida nos mesmos locais, controlando a influência de variáveis associadas – em maior ou menor grau – a cada sítio amostral, tais como grau de pressão antrópica ou a presença de espécies domésticas. Ao expandir a extensão geográfica contemplada pelas amostragens, diluem-se estes efeitos nos dados resultantes.

Cita-se como exemplo as alterações sugeridas no Compartimento 2. Até a sexta campanha, porções do rio Santo Antônio, nos municípios de Naque e Belo Oriente, foram considerados sítios Controle. Para os sítios Tratamento, por sua vez, foram considerados trechos ao longo do rio Doce nos municípios de Ipaba (RPPN Fazenda Macedônia) e Iapu (bancos de areia e ilhas do rio Doce). Já na sétima campanha, essas áreas Controle foram excluídas e novas áreas foram amostradas, nos municípios de Dionísio (lagoas em áreas particulares) e Caratinga (Lagoa Silvânia; Figura 2). Os sítios Tratamento

também sofreram mudanças, considerando-se trechos do rio Doce nos municípios de Santana do Paraíso e Bom Jesus do Galho, próximas ao Parque Estadual do Rio Doce.

Figura 2 – Aspecto paisagístico do sítio Controle, localizado na Lagoa Silvânia, área da Cenibra, no Compartimento 2.



Em relação ao esforço amostral, realizou -se, em cada compartimento, um período de sete a oito dias de amostragem, conforme as condições climáticas e de logística. As metodologias foram mantidas (armadilhamento fotográfico e busca ativa por vestígios; Figura 3), ressaltando apenas a inclusão de busca de vestígios em bordas, ilhas e bancos de areia dos corpos d'água, nos dois sítios amostrais Tratamento e Controle, com uso de embarcações (Figura 4).

Figura 3 – Metodologias aplicadas na amostragem dos mamíferos de médio e grande porte, em diferentes áreas ao longo do rio Doce, no período de julho de 2018 a fevereiro de 2020. A. Instalação de armadilha fotográfica; B. Busca ativa por vestígios.



A



B

Figura 4 – Uso de embarcação para realizar as amostragens dos mamíferos de médio e grande porte nas bordas, ilhas e bancos de areia dos corpos d’água, nos dois sítios amostrais (Tratamento e Controle) dos três compartimentos avaliados ao longo do rio Doce, durante o período de julho de 2018 a fevereiro de 2020.



As análises dos dados seguem a descrição apresentada no diagnóstico (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), considerando as modificações metodológicas supracitadas. Nesse sentido, foram agrupados os dados temporais que apresentam maior similaridade em sua coleta de dados, formando grupos de campanhas, em cada sítio amostral, tratando-as como uma observação. Esse agrupamento permitiu considerar de diferentes conjuntos de campanhas como réplicas independentes na nossa avaliação. O agrupamento considerou: Agrupamento 1 (Campanhas 1, 2, 3); Agrupamento 2 (Campanhas 4 e 5) e Agrupamento 3 (6, 7). Dessa forma, foram obtidas 32 réplicas independentes, sendo 16 para os sítios amostrais Tratamento e 16 para os sítios Controle.

Para representar graficamente a diferença na composição de espécies (espécies focais + espécies exóticas), entre Tratamento e Controle, foi aplicada uma técnica multivariada de NMDS (non-metric multidimensional scaling) utilizando a distância de Bray-Curtis, que permite representar essas matrizes em apenas duas variáveis. As análises foram realizadas no pacote Vegan, do Programa R (OKSANEN et al., 2017). Essas variáveis sintetizam as principais informações das matrizes construídas para representar as comunidades nessas áreas, como número e abundâncias (logaritimizadas) dessas espécies. Além disso, o NMDS também considera a identidade dessas espécies, ou seja, mesmo que duas áreas diferentes apresentem o mesmo número de espécies com perfis de abundância semelhantes, o NMDS poderá encontrar diferenças nessas comunidades se suas espécies não forem as mesmas. Esse método pode ser especialmente interessante quando os índices convencionais de riqueza e diversidade alfa não apresentarem diferenças significativas entre as áreas de interesse.

RESULTADOS

RESULTADOS GERAIS

Ao todo, no período entre junho de 2018 e fevereiro de 2020 foram registradas 38 espécies de mamíferos de médio e grande porte, distribuídas em 22 famílias e 9 ordens, incluindo 5 espécies exóticas (Tabela 1). A amostragem realizada com armadilhas fotográficas somou esforço de 36.971 horas, que resultou em 3.688 registros independentes. No Apêndice F são apresentados registros fotográficos referentes à mastofauna de médio e grande porte, tanto por armadilhas fotográficas, quanto por vestígios.

Tabela 1 – Mamíferos de médio e grande porte registrados nos sítios amostrais, nos três compartimentos avaliados ao longo do rio Doce, entre o período de junho de 2018 e fevereiro de 2020. C = Controle; T = Tratamento; *espécie exótica.

Táxon	Compartimento			Sítio Amostral
	1	2	3	
DIDELPHIMORPHIA				
Didelphidae				
<i>Didelphis aurita</i>				C, T
CINGULATA				
Dasypodidae				
<i>Dasypus novemcinctus</i>				C, T

Táxon	Compartimento			Sítio Amostral
	1	2	3	
Chlamyphoridae				
Cabassous tatouay				T
Cabassous unicinctus				C, T
Euphractus sexcinctus				C, T
Priodontes maximus				C, T
PILOSA				
Bradypodidae				
Bradypus torquatus				C, T
Myrmecophagidae				
Tamandua tetradactyla				C, T
PRIMATES				
Atelidae				
Alouatta guariba				C, T
Brachyteles hypoxanthus				C, T
Cebidae				
Sapajus nigritus				C, T
Pitheciidae				
Callicebus nigrifrons				C, T
Callicebus personatus				T
CARNIVORA				
Canidae				
Canis lupus familiaris*				C, T
Cerdocyon thous				C, T
Chrysocyon brachyurus				C, T
Felidae				
Felis catus*				T
Herpailurus yagouaroundi				C, T
Leopardus guttulus				C, T
Leopardus pardalis				C, T
Leopardus wiedii				T
Panthera onca				C, T
Puma concolor				C, T
Mustelidae				
Eira barbara				C, T
Galictis vittata				C
Lontra longicaudis				C, T
Procyonidae				
Nasua nasua				C, T
Potos flavus				T
Procyon cancrivorus				C, T

Táxon	Compartimento			Sítio Amostral
	1	2	3	
CETARTIODACTYLA				
Bovidae				
Bos taurus*				T
Cervidae				
Mazama americana				C, T
Mazama gouazoubira				C, T
Suidae				
Sus scrofa*				T
Tayassuidae				
Pecari tajacu				C, T
PERISSODACTYLA				
Equidae				
Equus caballus*				T
Tapiridae				
Tapirus terrestris				C, T
RODENTIA				
Caviidae				
Hydrochoerus hydrochaeris				C, T
Cuniculidae				
Cuniculus paca				C, T
Dasyproctidae				
Dasyprocta azarae				C
Dasyprocta leporina				C, T
LAGOMORPHA				
Leporidae				
Sylvilagus brasiliensis				C, T

ACOMPANHAMENTO DOS DANOS

Alterações nas assembleias faunísticas

A análise da comunidade de mamíferos de médio e grande porte apresentada na Tabela 1, independente do compartimento avaliado, não detectou nenhuma diferença significativa entre os sítios Tratamento e Controle, o que corrobora com o que foi apresentado em BRASIL (MPF)/LACTEC (2020d).

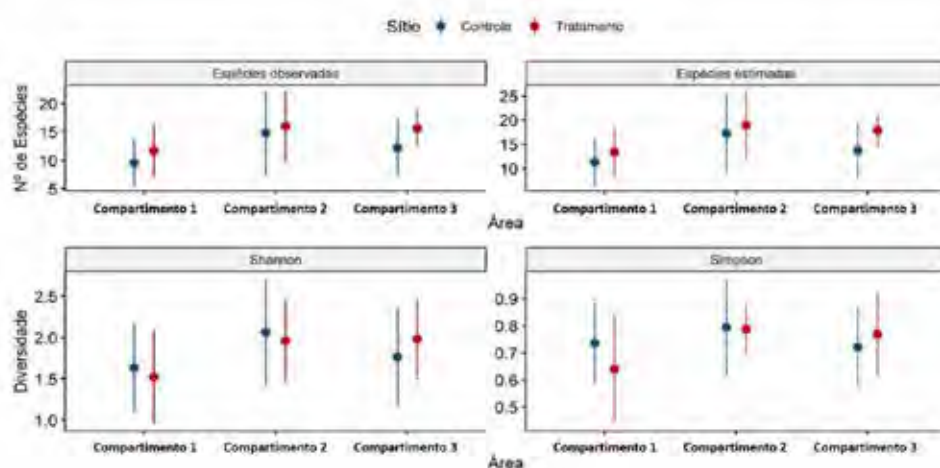
As variáveis de interesse, neste caso, foram: número de espécies registradas; número de espécies estimadas pela análise de Bootstrap; e índices de diversidade de Simpson e Shannon. Estes dois índices comparam o balanço entre abundância e número de espécies e apresentaram apenas uma pequena variação entre os sítios Tratamento e Controle em todos os compartimentos (Tabela 2). Dentre os compartimentos, o compartimento 3 foi o que apresentou maior diferença entre o índice de Shannon e o número de espécies estimadas (diferença de aproximadamente 4 espécies), quando comparados os sítios Tratamento e Controle. Essa diferença, no entanto, não se confirma entre os sítios Tratamento

e Controle dos demais compartimentos amostrados, de forma que não é possível atribuir esse efeito diretamente ao desastre (MANOVA, $p > 0,05$, Tabela 2; Figura 5).

Tabela 2 – Número médio de espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas nos três compartimentos avaliados ao longo do rio Doce, considerando as sete campanhas de coleta de dados realizadas no período entre julho de 2018 e fevereiro de 2020. Comp. = Compartimento.

Comp.	Bootstrap		Nº de Espécies		Shannon		Simpson	
	C	T	C	T	C	T	C	T
1	11,20	13,37	9,56	11,67	1,64	1,52	0,74	0,64
2	17,26	18,94	14,80	16,00	2,06	1,96	0,79	0,79
3	13,75	17,82	12,20	15,60	1,77	1,98	0,72	0,77

Figura 5 – Riqueza e diversidade de mamíferos de médio e grande porte, nos sítios amostrais Controle e Tratamento, nos três compartimentos avaliados ao longo do rio Doce, entre o período de julho de 2018 e fevereiro de 2020.



Uma vez que não se esperava que todas as espécies, da comunidade de mamíferos de médio e grande porte, respondessem de forma semelhante aos danos ambientais, os dados de um subconjunto de espécies relevantes foram analisados separadamente, aqui considerado como o grupo formado pelas espécies-alvo nativas (*Cerdocyon thous*, *Cuniculus paca*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Lontra longicaudis* e *Procyon cancrivorus*) e as espécies exóticas. Para avaliar como esse subconjunto de espécies relevantes difere nos sítios Tratamento e Controle foi gerada uma matriz de abundância para cada compartimento, considerando cada agrupamento amostral descrito na metodologia. A comparação das matrizes de espécies entre os sítios Tratamento e Controle, por meio de análise NMDS, mostrou, de uma forma geral, que há uma diferença pequena, porém, significativa na composição das espécies (nativas focais + exóticas) entre os sítios Tratamento e Controle (PERMANOVA Sítio, $F=3,15$, $R^2=0,09$, $p=0,009$).

Além dos sítios Tratamento e Controle apresentarem uma baixa capacidade explicativa quanto à diferença na composição de espécies nesses locais, a análise de PERMANOVA ainda detectou uma diferença significativa e um pouco mais forte (ver o valor de R^2 em ambos os resultados na Tabela 3), entre os compartimentos (PERMANOVA, Compartimento $F=2,12$, $R^2=0,12$, $p=0,026$; Tabela 3). Juntas,

essas duas causas de variação, neste grupo de mamíferos alvo, criam um ambiente bastante heterogêneo, que torna difícil descrever a diferença entre Tratamento e Controle, como pode ser observado na Figura 6, na qual os conjuntos de mamíferos alvo apresentam-se bastante sobrepostos. Embora essa separação não seja tão evidente, de forma geral, pode-se verificar que há melhor diferenciação dos sítios Tratamento e Controle do Compartimento 1. Essa diferença é menos evidente no compartimento 3 onde há sobreposição de pontos entre os sítios amostrais, mas ainda com alguma separação. Ao passo que entre os sítios amostrais, no Compartimento 2, há quase completa sobreposição. Contudo, as comunidades avaliadas apresentam grande similaridade considerando os 3 compartimentos e pouca diferenciação entre os sítios amostrais. A dificuldade de indicar um padrão claro também é apresentado adiante nas Figura 7 e Figura 8, nas quais muitas espécies, especialmente as espécies-alvo, mostram-se bastante semelhantes em abundância tanto no Controle quanto no Tratamento, nos diferentes compartimentos.

Figura 6 – Representação de similaridade entre as comunidades de mamíferos de médio e grande porte avaliadas a partir da análise de NMDS. A amostragem foi realizada nos sítios amostrais Controle e Tratamento, nos três compartimentos distribuídos ao longo do rio Doce, entre o período de julho de 2018 e fevereiro de 2020.

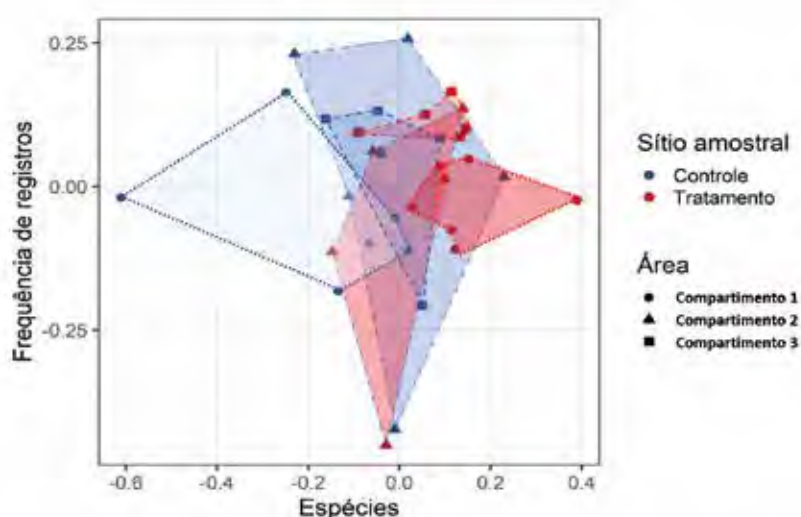


Tabela 3 – Resultados da PERMANOVA comparando a diferença na comunidade de mamíferos de médio e grande porte, entre os sítios Tratamento e Controle, os compartimentos 1, 2 e 3, e entre os anos 1 e 2 de estudo, considerando as sete campanhas de coleta.

Variável	GL	R ²	F	Valor de P
Sítio Amostral	1	0.09	3.15	0.009
Compartimento	2	0.12	2.12	0.026
Ano	1	0.06	2.29	0.051
Resíduos	20	0.74		
Total	31	1		

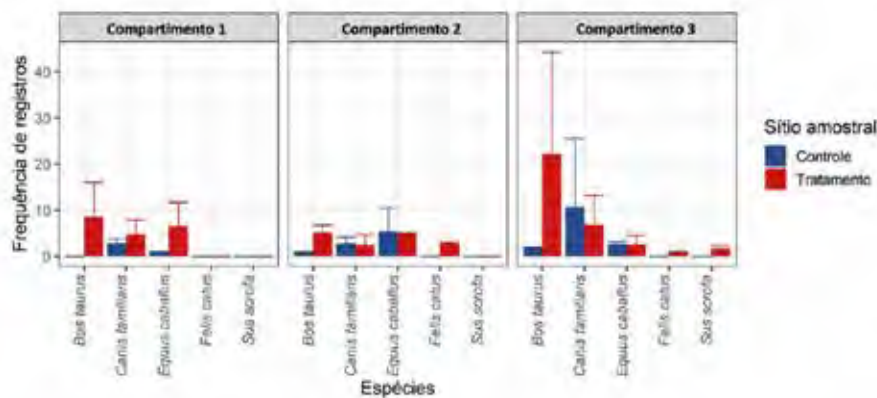
Quando se compara temporalmente os resultados, desse conjunto de mamíferos, não houve diferença clara entre o primeiro e segundo ano, porém, dado o p-valor da análise de PERMANOVA (Tabela 3), esse resultado pode ser decorrente do menor esforço amostral, no segundo ano, ou dos

ajustes metodológicos realizados entre esses anos. De qualquer forma, mesmo que ao aumentar o esforço amostral a diferença se revelasse significativa, o baixo valor de R^2 indica que essa diferença seria bastante reduzida, apresentando pouca capacidade de explicar as diferenças entre as comunidades de mamíferos desses locais ao longo do tempo. Isso indica que os danos identificados aqui tendem a manifestar alterações na comunidade de médios e grandes mamíferos de forma mais lenta, sendo as avaliações de médio e longo prazo fundamentais para quantificar os reais impactos sobre esse grupo.

Ao contrário das espécies nativas, a diferença na composição de espécies exóticas nessas áreas mostra-se bastante evidente quando se compara a frequência com que estas espécies se distribuem nos sítios Tratamento e Controle, em cada compartimento, e em especial no compartimento 1 (Figura 7).

Os resultados obtidos no primeiro ano de amostragem se repetem-se nesta nova análise, com um maior número de espécies observadas nos sítios Tratamento, resultado devido especialmente à presença marcante de espécies exóticas/domésticas nas áreas próximas ao rio Doce e ao rio Gualaxo do Norte. Os resultados são bastante consistentes repetindo-se entre o ano 1 e o ano 2, indicando que o intervalo temporal de um ano pode não ser suficiente para que variações nesses indicadores de danos sejam evidentes.

Figura 7 – Frequência de registros de mamíferos exóticos, nos sítios amostrais Controle e Tratamento, nos três compartimentos avaliados ao longo do rio Doce, entre o período de julho de 2018 e fevereiro de 2020.



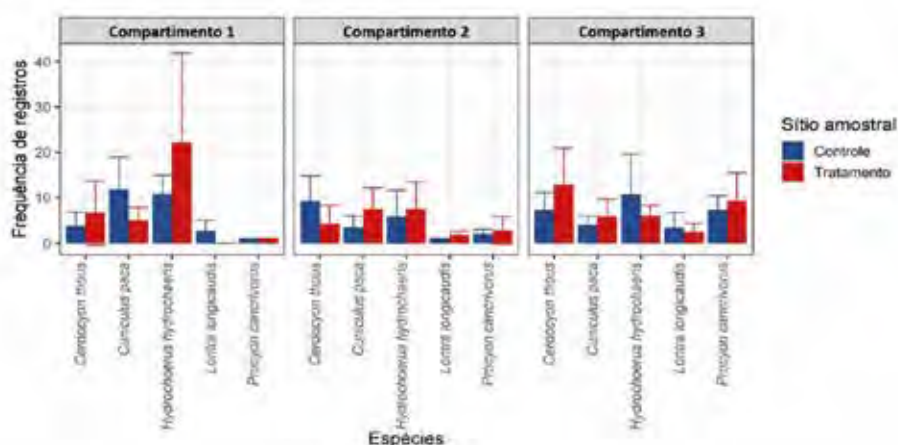
A exemplo do indicado no primeiro ano de amostragem, o efeito da presença de bovinos, equinos e cães domésticos, no compartimento 1, manteve-se também durante o segundo ano de amostragem e pode ser considerado grave para o equilíbrio e reestabelecimento da comunidade de mamíferos nativos. A presença marcante destes animais decorre da alteração na paisagem notável na APDL, onde a supressão do ambiente florestal ciliar propiciou um subsequente crescimento exacerbado de gramíneas, facilitando a permanência e a disponibilidade de recursos para equinos e bovinos na porção ciliar do rio.

Conforme mencionado em Brasil (MPF)/LACTEC (2020d), apesar desse efeito tender a diminuir e ser parcialmente reversível, isso só deve ocorrer em um médio intervalo de tempo caso haja um controle das gramíneas exóticas, recuperação ativa de áreas com vegetação florestal nativa, o que também depende em parte da exclusão de animais domésticos na vegetação ciliar, ponto que deve ser reforçado no plano de ações para recuperação ambiental nesse compartimento.

Quando se observa a frequência de registros das espécies focais nativas, não há diferença evidente entre os sítios tratamento e controle, assim como nem todas as espécies focais nativas respondem da mesma forma as alterações decorrentes da APDL (Figura 8).

É importante ressaltar que, enquanto as espécies exóticas apresentam uma variação bastante acentuada entre os sítios Tratamento e Controle, as espécies nativas de interesse apresentaram pouca variação e nenhum padrão claro. Contudo, esses resultados devem ser interpretados em conjunto, pois de fato as espécies exóticas exercem impactos diretos e indiretos na fauna nativa. Dessa forma, pode-se inferir que as variações na comunidade de espécies consideradas relevantes nem sempre decorrem de um efeito direto do desastre sobre a mastofauna de médio e grande porte nativa, mas sim da entrada e permanência de espécies exóticas nos sítios tratamento, as quais podem se beneficiar das alterações na paisagem que estas áreas sofrem.

Figura 8 – Frequência de registros das cinco espécies focais nativas, nos sítios amostrais Controle e Tratamento, nos três compartimentos avaliados ao longo do rio Doce, entre o período de julho de 2018 e fevereiro de 2020.



As diferenças na frequência dos registros de espécies nativas entre os sítios amostrais indicam que, para algumas das espécies focais, houve efeito sobre suas populações em decorrência da passagem da lama. No Compartimento 1 a capivara é a única espécie nativa que se destaca, por sua abundância, no sítio Tratamento. O elevado número de registros da espécie é mantido neste sítio, sendo cerca de duas vezes mais frequente que no Controle, assim como foi registrado no ano 1.

Este resultado está provavelmente associado à alteração da paisagem, observada na APDL, anteriormente composta sobretudo por floresta ciliar, a qual foi convertida em área aberta, com predomínio expressivo de gramíneas exóticas, o que deve concentrar o forrageamento da espécie nessas áreas. Dessa forma, o dano para essa espécie, neste compartimento, segue o padrão descrito no primeiro ano de amostragem.

O padrão de ocupação verificado para a paca continua sendo inverso ao observado para capivara, pois no Compartimento 1 a frequência da espécie é duas vezes maior no sítio Controle do que no sítio Tratamento, similar ao observado no Diagnóstico. Isso indica que o efeito sobre a população

de pacas pode ser considerado intenso. Essa espécie pode ser de fato a melhor indicadora dos efeitos do desastre sobre a comunidade de médios e grandes mamíferos, uma vez que a mesma depende de habitats florestais preservados associados aos cursos d'água.

Na Figura 8 também é possível verificar que o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) apresenta maior frequência de ocupação na APDL do Compartimento 1, o que também é observado no Ano 2. No compartimento 3, a presença da espécie também é mais frequente nas áreas com alterações antrópicas. Ou seja, nos dois compartimentos, a frequência de registros da espécie é cerca de duas vezes maior no Tratamento em relação aos sítios Controle. Cabe ressaltar que *C. thous* é uma espécie generalista e oportunista que se adapta bem a áreas alteradas, o que pode favorecer a sua ocupação nesses tipos de ambientes. As duas outras espécies focais, *Lontra longicaudis* e *Procyon cancrivorus*, não demonstraram alterações claras em relação à mudança na frequência dos registros, em cada sítio amostral, nos ao longo de todos os compartimentos avaliados.

Contudo, cabe importante ressalva para *Lontra longicaudis* que demonstra uma diferença significativa de frequência no Compartimento 1, onde a presença dessa é quase inexistente nos sítios tratamento, ao passo que está presente nas áreas controle. O que foi observado também no primeiro ano de diagnóstico, e se repete no acumulado dos dados.

Esse dado corrobora a estimativa de que a população da espécie foi severamente atingida no compartimento 1, sendo localmente eliminada pela APDL, ou em decorrência desta se deslocou para outras áreas. Contudo, a ausência da espécie nos sítios tratamento até o presente momento indica que o dano a esta espécie foi significativo, e só deverá ser revertido em longo prazo.

CONCLUSÃO

Com os resultados apresentados, considerando a adição de dados de novas campanhas, é possível concluir que os danos, para comunidade de médios e grandes mamíferos, particularmente para as espécies nativas de interesse, são evidentes a partir da avaliação de algumas espécies exóticas, associadas a assentamentos humanos, que estão usando mais as áreas afetadas do que aquelas que não foram afetadas pela APDL.

Nos três compartimentos pode-se afirmar que houve maior frequência de ocupação, e com maior número de espécies, nos sítios Tratamento; no entanto, particularmente nos Compartimentos 1 e 3, é notável a importância quantitativa das espécies exóticas domésticas. Nesse sentido, particularmente no Compartimento 1, o aumento na frequência de espécies exóticas nos sítios Tratamento é decorrente das mudanças na paisagem e uso do solo após a passagem da lama, que gerou uma cascata de efeitos negativos sobre a fauna nativa. Deve-se ressaltar o fato de não haver registros significativos de *Lontra longicaudis* nos sítios tratamento no Compartimento 1, estando essa espécie focal presente apenas nos sítios controle nesse compartimento.

O efeito na assembleia de médios e grandes mamíferos causado pela presença de espécies domésticas pode ser provocado pela maior atratividade e facilidade de acesso às margens dos rios após o desastre. Reforça-se, então, que a presença das espécies exóticas deve ser considerada efeito dos danos, uma vez que há uma série de problemas ocasionados por sua ação, tais como predação, competição, transmissão de patógenos, mudança das relações tróficas no ambiente, entre outras.

Apesar da mudança na composição de espécies ser um efeito estatisticamente significativo, parece não ter impactado igualmente todos os compartimentos do rio Doce avaliados. O Compartimento 3, por exemplo, demonstra ser a área onde essa alteração é mais expressiva, resultado que provavelmente foi potencializado pela grande abundância de bovinos da região. As áreas do Compartimento 2, por sua vez, mostraram-se bastante heterogêneas, de forma que os efeitos decorrentes do desastre nessas áreas mostram-se imperceptíveis pelas análises conduzidas.

É importante ressaltar que essa diferença, no conjunto dos Compartimentos, é resultado de uma sinergia entre diferentes variáveis, incluindo características ambientais e antrópicas presentes antes do desastre. Exemplos desses fatores incluem a estrutura da vegetação, porcentagem de cobertura florestal na paisagem, presença de recursos hídricos, disponibilidade de recursos alimentares, grau de conservação da vegetação, além do tamanho, formato e grau de isolamento dos fragmentos florestais avaliados. Todas estas variáveis sabidamente se manifestam em diferente intensidade ao longo da área de estudo. Adicionalmente à variação ambiental, especialmente para este grupo da fauna, há ampla variação de pressões antrópicas, que incluem a caça e pressão de espécies exóticas e domésticas, e produzem diferentes efeitos na composição da comunidade. Assim, a capacidade de detecção de uma espécie em determinada área pode ser altamente variável, e não somente em função de sua abundância local.

AVALIAÇÃO HIERARQUIZADA ESPACIAL E TEMPORAL DOS DANOS DECORRENTES DO DESASTRE DE ROMPIMENTO DA BARRAGEM DO FUNDÃO SOBRE A BIODIVERSIDADE DE FAUNA E FLORA

CONTEXTUALIZAÇÃO

Os impactos antrópicos sobre o meio ambiente têm causado inúmeras contaminações dos sistemas atmosféricos, terrestres e aquáticos, com efeitos deletérios sobre a biodiversidade (SINGH e WALKER, 2006). Diante de impactos múltiplos, como o ocorrido no dia 05 de novembro de 2015, quando a Barragem de Fundão (Mariana-MG), pertencente à Samarco Minerações S/A, se rompeu e liberou aproximadamente 55 milhões de m³ de rejeitos de mineração em áreas naturais adjacentes, torna-se necessária a investigação dos danos potenciais sobre a riqueza biológica (número de espécies) das áreas atingidas.

A alteração da paisagem, geralmente relacionada à perda, à fragmentação e à modificação de habitats florestais e de outros ambientes naturais tem sido elencada como um dos principais agentes de perda de biodiversidade em cenários de pós-desastres ambientais. Dessa forma, avaliações relativas ao efeito antrópico - ligadas à modificação da paisagem - sobre o *fitness* individual, a composição e a modificação temporal da biodiversidade são de fundamental importância para a avaliação de danos a ecossistemas e também para a proposição de medidas de manejo e recuperação de ambientes naturais e de manutenção e melhoria da qualidade da vida humana.

Nesse contexto, diferentes abordagens ecológicas de inferência dos danos do rompimento da barragem já foram realizadas. Contudo, tais inferências ainda não foram capazes de produzir subsídios sobre a quantificação da perda da diversidade biológica em relação ao cenário temporal anterior, imediatamente após o desastre, e possíveis predições de biodiversidade em cenários futuros de mitigação na Bacia do Rio Doce. Aqui, temos o objetivo de compreender os danos de perda e/ou recuperação de riqueza (número) de espécies ao longo de diferentes cenários temporais posteriores ao rompimento da barragem. Desta forma, investigações sobre a magnitude dos danos decorrentes do desastre sobre alterações temporais na biodiversidade local são fundamentais como forma de propor medidas de priorização de áreas de regeneração, conservação e também para garantir a qualidade de vida e bem-estar humano no que tange à oferta de serviços ecossistêmicos. Sendo assim, no presente estudo consideramos as seguintes perguntas direcionadoras:

- (i) Qual a magnitude do dano decorrente do rompimento da barragem na biodiversidade de fauna e flora?
- (ii) Quantas espécies terrestres podem ter sido perdidas como resultado do desastre do rompimento da barragem?
- (iii) Quais serão as predições de riqueza (número) de espécies nos cenários de uso e cobertura dos solos futuros considerando diferentes processos de recuperação ambiental?

METODOLOGIA

Estimativa da riqueza de espécies

O dano do rompimento da Barragem de Fundão sobre a biodiversidade foi medido a partir da predição dos valores de riqueza (número) de espécies de fauna e flora ao longo de quatro cenários temporais, que estão detalhados na Tabela 1.

Tabela 1 – Descrição dos cenários temporais estudados como forma de medir o dano do rompimento da Barragem sobre a riqueza (número) de espécies. Consultar Brasil (MPF)/LACTEC (2020d) para obter mais detalhes da construção dos cenários temporais estudados, de regeneração e das métricas de paisagem.

T0 - Cenário pré-desastre: foram utilizadas informações do uso e cobertura do solo para o ano de 2015, em um período anterior à ocorrência do rompimento da Barragem de Fundão.
T1 - Cenário pós-desastre: foram usadas informações do uso e da cobertura do solo na data posterior ao desastre. Nesse cenário temporal, todo o caminho percorrido pelo rejeito foi
T2a - Cenário futuro sem considerar processos ativos de mitigação: foi predito um cenário futuro de uso e cobertura do solo considerando somente a ação da regeneração natural na recomposição de ambientes florestais, sem considerar ações de mitigação ativa. As estimativas de uso e cobertura foram feitas considerando um horizonte temporal de 10 anos a partir do cenário pós-desastre (T1).
T2b - Cenário futuro considerando ações ativas de mitigação: foi predito um cenário futuro de uso e de cobertura do solo considerando tanto o processo de regeneração natural, cenário T2a, como as ações de mitigação planejadas pela Fundação Renova para a restauração ativa das áreas florestais circunscritas à área de passagem e deposição da lama - APDL (conforme o planejamento de 2016 fornecido pela própria Fundação). Este cenário também considera um horizonte temporal de 10 anos a partir do cenário pós-desastre (T1).

A riqueza (número) de espécies foi predita para dois grupos taxonômicos distintos, fauna e flora. No total, foram analisadas 41 espécies de animais (Tabela 2) e 26 espécies de plantas (Tabela 3). Para cada espécie foi construído um banco de dados com as ocorrências conhecidas para o limite da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. As coordenadas foram obtidas de artigos científicos, de coletas realizadas pelos consultores do Lactec, e de bancos de dados digitais como o *Global Biodiversity Information Facilitation (GBIF)*, o *SpeciesLink*, e outros incluídos no pacote *spooc* do *software R* (Tabela 2 e Tabela 3).

Para cada espécie foram construídos modelos de nicho ecológico (*Species Distribution Models - SDM*). Esses modelos constroem correlações entre as ocorrências conhecidas das espécies e das variáveis ambientais para determinar a distribuição geográfica das espécies. Foram utilizadas, como variáveis ambientais, três métricas de paisagens representadas por mapas rasterizados com resolução de 30m para toda a Bacia do Rio Doce, as quais foram calculadas e apresentadas no relatório final de Brasil (MPF)/LACTEC (2020d). As variáveis ambientais utilizadas para a construção dos modelos foram:

1) Área funcionalmente conectada (ha): é uma medida de conectividade funcional e considera a percepção e a capacidade de movimentação das espécies. Sendo que uma espécie tem a capacidade de se movimentar em uma distância na matriz, entre fragmentos de habitat, e a área funcionalmente conectada corresponde à área disponível de habitat para essa espécie em um determinado local. Isto

é, a área funcionalmente conectada é o somatório da área de todos os fragmentos próximos nos quais as espécies se movimentam. Essa métrica é representada em hectares (ha).

2) Área de bordas entre habitat e matriz (m): métrica que mede o efeito indireto da fragmentação e da modificação da estrutura da paisagem na biodiversidade. Bordas são áreas de fragmento sob a influência das matrizes adjacentes e que, portanto, apresentam características distintas do seu interior. Dada essa definição e uma distância considerada sobre a influência da borda, os fragmentos florestais foram subdivididos entre borda e interior, sendo então calculada a área de cada classe. Esse procedimento foi feito considerando-se a distância de borda de 180 m.

3) Área dos fragmentos (ha): a relação entre a área do fragmento (ha) e a riqueza de espécies é diretamente proporcional. Assim, quanto maior a área do fragmento (ha), maior o número de espécies que ele tem capacidade de abarcar (princípio relação - espécie – área, da Teoria de Biogeografia de Ilhas de Wilson e Macarthur, 1967). Um fragmento é considerado como um conjunto de áreas (na representação matricial, pixels) contíguas e conectadas entre si, rodeadas totalmente por uma matriz. Assim, primeiramente os fragmentos foram identificados, e posteriormente suas áreas foram calculadas em hectares.

Tabela 2 – Número de pontos de ocorrência das espécies animais na Bacia do Rio Doce.

Espécies Animais	Grupo	Número de pontos de ocorrência na Bacia do Rio Doce
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Ave	20
<i>Aramides saracura</i>	Ave	28
<i>Arundinicola leucocephala</i>	Ave	17
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Ave	80
<i>Cerdocyon thous</i>	Canídeo	11
<i>Chloroceryle amazona</i>	Ave	12
<i>Conopophaga lineata</i>	Ave	59
<i>Crypturellus tataupa</i>	Ave	23
<i>Cuniculus paca</i>	Rodentia	10
<i>Dacnis cayana</i>	Ave	64
<i>Dendrocincla turdina</i>	Ave	14
<i>Fluvicola nengeta</i>	Ave	50
<i>Galbula ruficauda</i>	Ave	35
<i>Gallinula galeata</i>	Ave	19
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Ave	27
<i>Geotrygon montana</i>	Ave	10
<i>Haddadus binotatus</i>	Anfíbio	29
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Ave	25
<i>Ilicura militaris</i>	Ave	38
<i>Leptodactylus latrans</i>	Anfíbio	27
<i>Leptodon cayanensis</i>	Ave	19
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Ave	67
<i>Leptotila verreauxi</i>	Ave	30
<i>Lochmias nematura</i>	Ave	31

Espécies Animais	Grupo	Número de pontos de ocorrência na Bacia do Rio Doce
<i>Malacoptila striata</i>	Ave	28
<i>Manacus manacus</i>	Ave	56
<i>Megasceryle torquata</i>	Ave	19
<i>Megascops choliba</i>	Ave	21
<i>Mustelirallus albicollis</i>	Ave	15
<i>Myrmotherula axillaris</i>	Ave	12
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	Ave	46
<i>Pardirallus nigricans</i>	Ave	21
<i>Patagioenas cayennensis</i>	Ave	21
<i>Patagioenas plumbea</i>	Ave	29
<i>Penelope superciliaris</i>	Ave	22
<i>Phaethornis idaliae</i>	Ave	12
<i>Physalaemus cuvieri</i>	Anfíbio	23
<i>Primolius maracanã</i>	Ave	41
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	Rodentia	25
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Lagomorfo	11
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Ave	43

Tabela 3 – Número de pontos de ocorrência das espécies vegetais na Bacia do Rio Doce.

Espécies vegetais	Número de pontos de ocorrência na Bacia do Rio Doce
<i>Allophylus edulis</i>	122
<i>Anadenanthera colubrina</i>	23
<i>Baccharis serrulata</i>	263
<i>Cecropia pachystachya</i>	12
<i>Chamaecrista flexuosa</i>	66
<i>Clidemia urceolata</i>	254
<i>Croton urucurana</i>	14
<i>Cupania vernalis</i>	12
<i>Dalbergia nigra</i>	24
<i>Deguelia costata</i>	14
<i>Eleocharis acutangula</i>	92
<i>Eugenia florida</i>	50
<i>Gallesia integrifolia</i>	85
<i>Guarea kunthiana</i>	19
<i>Maclura tinctoria</i>	20
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	25
<i>Nectandra lanceolata</i>	11
<i>Ocotea odorifera</i>	189
<i>Peltophorum dubium</i>	98
<i>Plathymenia reticulata</i>	18
<i>Platypodium elegans</i>	188

Espécies vegetais	Número de pontos de ocorrência na Bacia do Rio Doce
<i>Sidastrum micranthum</i>	75
<i>Siparuna guianensis</i>	33
<i>Sorocea bonplandii</i>	168
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	25
<i>Trichilia pallida</i>	23

As três métricas de paisagem ((área funcionalmente conectada, *área de bordas entre habitat e matriz (m)* e área do fragmento (ha)) foram utilizadas para inferir a adequabilidade ambiental das espécies levando em consideração sua capacidade de movimentação entre os fragmentos e sua sensibilidade à matriz florestal. Essas métricas também servem como *proxy* indireto de variáveis ambientais de micro-habitat, tais como temperatura e precipitação. As métricas de paisagem foram modificadas pelo desastre do rompimento da Barragem sendo, portanto, diferentes ao longo dos cenários temporais estudados (T0, T1, T2a e T2b). A comparação entre os cenários temporais pode ser capaz de quantificar o dano da modificação da paisagem decorrente do desastre do rompimento da Barragem de Fundão sobre a riqueza de espécies, e de estimar a possibilidade de reversão futura, ou não, dos danos causados à biodiversidade.

Os modelos de nicho para cada uma das espécies foram construídos de forma similar à metodologia descrita no relatório final supracitado (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d). Após a predição de distribuição de cada uma das espécies, foi estimada a riqueza destas, baseada na técnica *Stacked Species Distributions Models (SSDM)* (Guisan e Rahbek, 2011). Para isso, após a construção dos modelos individuais foram usados limites de cortes (*thresholds*) específicos (corte de adequabilidade mínima - *lowest presence threshold*) para cada espécie. A partir desses valores os modelos contínuos (variando de 0 a 1) foram transformados em modelos binários (sendo 1 considerado como a presença da espécie, e 0 a ausência). Feito isto, os modelos foram concatenados (somados) em um único mapa, realizando-se o somatório do valor de cada célula. Desta forma, foi possível indicar o número de espécies que potencialmente podem ocorrer em uma determinada área (30m x 30m), levando-se em consideração as métricas de paisagem utilizadas no presente estudo. Essa técnica foi aplicada separadamente para a flora e a fauna, assim como para cada período temporal estudado (T0, T1, T2a, T2b).

COMPARAÇÃO DA RIQUEZA ENTRE OS CENÁRIOS TEMPORAIS

Apesar dos modelos terem sido construídos para toda a Bacia do Rio Doce, as interpretações das predições de riqueza (número) de espécies ao longo dos cenários temporais foram realizadas em três escalas espaciais distintas:

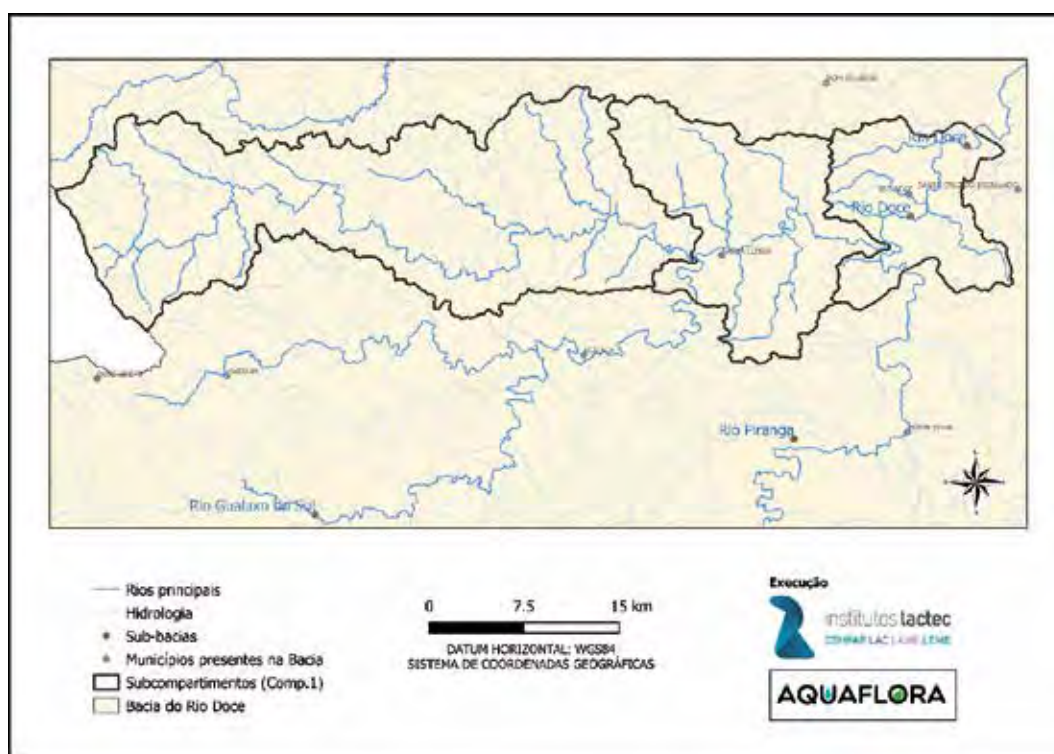
a) Escala espacial da *Área de Passagem e Deposição da Lama (APDL)*, que refere-se às áreas por onde a onda de rejeitos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão passou e a lama ficou depositada, considerando o trecho entre a barragem de Fundão no município de Mariana até a foz do Rio Doce, em Regência no Estado do Espírito Santo.

b) Escala espacial do *Compartimento 1 da Bacia do Rio Doce*, que consiste nas áreas de drenagem dos corpos d'água diretamente atingidos pelo desastre até a UHE Risoleta Neves. Esta área

corresponde à “Área de Abrangência Ambiental 1”, descrita no Termo de Transação e de Ajustamento de Conduta relativo ao rompimento da Barragem de Fundão em Mariana/MG (conforme Nota Técnica do Ibama n. 01/2016) como “áreas abrangidas pela deposição de rejeitos nas calhas e margens dos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce, considerando os respectivos trechos de seus formadores e tributários” (IBAMA, 2016).

c) Escala espacial dos *subcompartimentos do Compartimento 1 da Bacia do Rio Doce*: 1) Subcompartimento 1: Bacia do Gualaxo do Norte; 2) Subcompartimento 2: área de drenagem entre a confluência dos rios Gualaxo do Norte e Carmo, e a confluência dos rios Carmo com Piranga (início do Rio Doce); e 3) Subcompartimento 3: área de drenagem do início do Rio Doce até a UHE Risoleta Neves (Figura 1).

Figura 1 – Delimitação do Compartimento 1 da Bacia do Rio Doce (linha preta), dividida em três subcompartimentos para fins de avaliação dos danos. As linhas azuis representam os rios principais.



A proposta de determinar a riqueza (número) de espécies em diferentes escalas baseia-se no fato de que a modificação da paisagem em escala fina (caminho do rejeito - APDL) pode ter causado danos à biodiversidade em escalas mais amplas, uma vez que o caminho do rejeito modificou: (i) a área funcionalmente conectada, (ii) o tamanho da borda para além das áreas atingidas pelo rejeito, e (iii) a área dos fragmentos (ha) (veja relatório BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d). Logo, as modificações em escala fina podem ter afetado a qualidade dos habitats podendo causar também danos à biodiversidade em escalas mais amplas. Dessa forma, a análise temporal da riqueza (número) de espécies compartimentalizada em múltiplas escalas espaciais pode destacar a magnitude dos danos.

Como forma de analisar a magnitude do dano sobre a riqueza (número) de espécies foram calculadas as variações do número de espécies entre os cenários temporais (T0, T1, T2a e T2b) para cada escala espacial (APDL, Compartimento 1 e subcompartimentos). Para isso, o valor da riqueza de cada

pixel (30m x 30m de resolução) foi comparado nesses recortes espaciais e temporais por meio da Análise da Variância Fator Único, sendo que a comparação entre os pares de cenários foi realizada por meio da intersecção dos intervalos de confiança.

Além dessas comparações supracitadas, os remanescentes florestais, incluindo aqueles ‘unidos’ devido à conectividade funcional, foram classificados de acordo com seu tamanho (classes de tamanho - ≤ 5 , 6-10, 11-50, 51-500, 501-1000, 1001-2500, >2500 ha). Após isso, foram calculados os valores estimados de riqueza de espécie para cada classe de fragmento nos cenários T0, T1, T2a e T2b. Assim, pôde-se definir a magnitude dos danos (perda ou ganho de espécies entre os cenários estudados) em função das classes de tamanhos dos fragmentos e avaliar a magnitude dos danos nas diferentes escalas espaciais. Foi também possível inferir a potencialidade, ou não, da reversão dos danos em cenários futuros. Para inferir a potencialidade de reversão dos danos foram calculados par a par a diferença de riqueza de espécies entre os cenários (T1 - T0, T2a - T1, T2b - T1, T2a - T0, T2b - T0). O aumento da riqueza entre os cenários foi considerado como sendo a potencialidade de reversão do dano. O contrário, redução dos valores de riqueza entre os cenários estudados, foi considerado como a impossibilidade de reversão dos danos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Riqueza da flora entre os cenários temporais

Ao todo foram construídos 2.080 modelos adequabilidade espacial, sendo distribuídos em 10 réplicas de 4 diferentes algoritmos (Bioclim, RandomForest, SVM e Maxent) para 26 espécies de flora. Os modelos estabelecidos para as 26 espécies apresentaram boas predições e são estatisticamente válidos (valores de TSS acima de 0,5; ver mais detalhes sobre predição dos valores de TSS em Brasil (MPF)/LACTEC (2020d). Após usar os limites de corte específicos de cada modelo, foi utilizada a técnica de *ensemble* (ARAÚJO e NEW, 2007) para gerar um mapa consensual de distribuição de cada espécie, o qual relata a adequabilidade de predição da espécie em uma escala de 0 (ambiente nada adequado para a espécie) a 1 (ambiente totalmente adequado). No final, os mapas de cada espécie foram somados gerando a predição do número de espécies por pixel (mapa de riqueza) para cada cenário temporal. Os valores do mapa de riqueza (número) de espécies variaram de 0 (mínimo) a 26 (máximo) (total de espécies estudadas).

Comparação temporal da riqueza de espécies da flora na escala da APDL

As predições na APDL indicam média aproximada de 17 espécies vegetais por pixel no cenário pré-desastre (T0), com diminuição drástica do valor médio predito no cenário pós-desastre (T1) (1 espécie). Essa diminuição no valor de riqueza demonstra danos severos do rompimento da Barragem sobre a riqueza (número) de espécies da flora da APDL (Figura 2, Tabela 3). Essa região perdeu espécies vegetais pela ação física do rejeito, havendo assim a diminuição da riqueza de espécies da flora.

As predições para os dois cenários futuros indicam o possível aumento da riqueza (número) de espécies vegetais na APDL. Os resultados apontam para a possibilidade de reversão parcial dos danos sofridos. No cenário futuro que considera somente a regeneração natural (T2a), ocorre aumento

da riqueza de espécies (5 espécies, em média) quando comparado ao cenário pós-desastre (T1). O cenário futuro com regeneração natural e restauração vegetal (T2b) parece reverter melhor os danos, visto que as previsões nesse cenário mostram aumento da riqueza de 15 espécies (em média) quando comparado com a riqueza do cenário pós-desastre (T1). Tais resultados salientam que a ação proposta pela Fundação Renova para a mitigação da supressão florestal, somadas ao potencial de regeneração natural da região, podem aumentar o número e o tamanho dos fragmentos florestais ao longo da APDL (veja BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), aumentando assim a riqueza de espécies vegetais previstas para ocupar a APDL. Contudo, vale ressaltar que ambos os cenários não são capazes de reverter totalmente o dano na região da APDL, uma vez que os valores de riqueza de espécies preditos são inferiores àqueles obtidos nas modelagens do cenário pré-desastre (T0) (Figura 2, Tabela 4).

Figura 2 – Comparação da riqueza média por pixel (30m x 30 m) ($\pm$ desvio-padrão: barras de erros) de espécies vegetais nos quatro cenários temporais estudados (T0-pré, T1, T2a e T2b) para a Área de Passagem e Deposição da Lama (APDL).

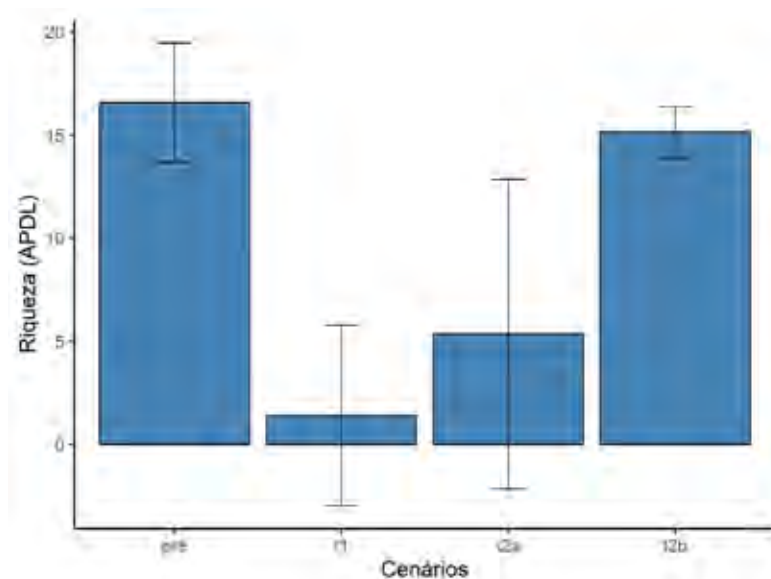


Tabela 4 – Riqueza média por pixel (30m x30m) e intervalos de confiança de espécies vegetais preditas nos cenários temporais (T0, T1, T2a, T2b) na Área de Passagem e Deposição da Lama (APDL).

APDL	
T0	16,57 [16,51 – 16,63] ^a
T1	1,41 [1,32 – 1,50] ^d
T2a	5,35 [5,19 – 5,51] ^c
T2b	15,13 [15,11 – 15,15] ^b
p-valor	<0,0001

Letras minúsculas indicam a comparação estatística dos intervalos de confiança, sendo que letras diferentes refletem diferenças estatísticas significativas entre os cenários.

Comparação temporal da riqueza de espécies da flora na escala do Compartimento 1

As previsões de riqueza (número) de espécies vegetais para o Compartimento 1, especificamente nas bacias de drenagem dos corpos d'água contemplados pela APDL até a UHE Risoleta Neves (Figura 1), indicam danos pela diminuição do número de espécies no cenário pós-desastre (T1). No cenário pré-desastre (T0), as previsões alcançaram a média aproximada de 17 espécies vegetais nos fragmentos da região, enquanto as previsões para o cenário pós-desastre (T1) indicaram aproximadamente 15 espécies, em média (Figura 3, Tabela 5). Esse resultado indica a ocorrência de dano menos severo nesta escala espacial, quando em comparação ao verificado na região da APDL. Contudo, as adulterações promovidas pelo rejeito modificaram a configuração da paisagem florestal da região, afetando a área funcionalmente conectada (ha) e a área dos fragmentos florestais (ha) em escala mais ampla (veja resultados do relatório BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), diminuindo assim a previsão do número de espécies vegetais, porém de maneira mais amena do que o dano provocado pelo rejeito na região da APDL.

Figura 3 – Comparação da riqueza ($\pm$ desvio-padrão: barras de erros) de espécies vegetais nos quatro cenários temporais estudados (T0-pré, T1, T2a e T2b) para o Compartimento 1 da Bacia do Rio Doce.

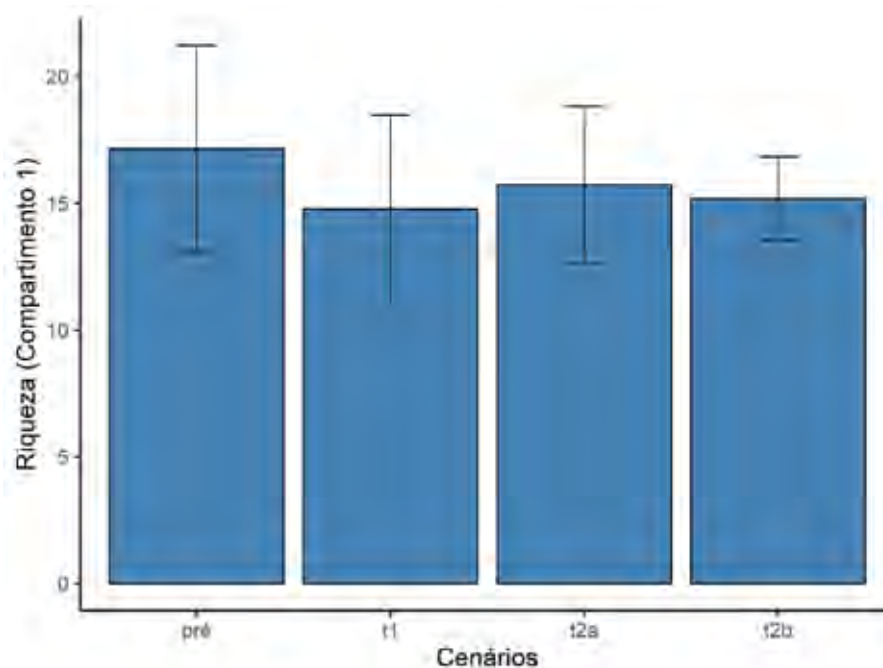


Tabela 5 – Médias e intervalos de confiança de riqueza de espécies vegetais preditas nos cenários temporais (T0, T1, T2a, T2b) do Compartimento 1 da Bacia do Rio Doce.

Compartimento 1	
T0	17,13 [17,12 -17,15] ^a
T1	14,77 [14,76 -14,78] ^d
T2a	15,75 [15,73 -15,75] ^b
T2b	15,17 [15,17 -15,18] ^c
p-valor	<0,0001

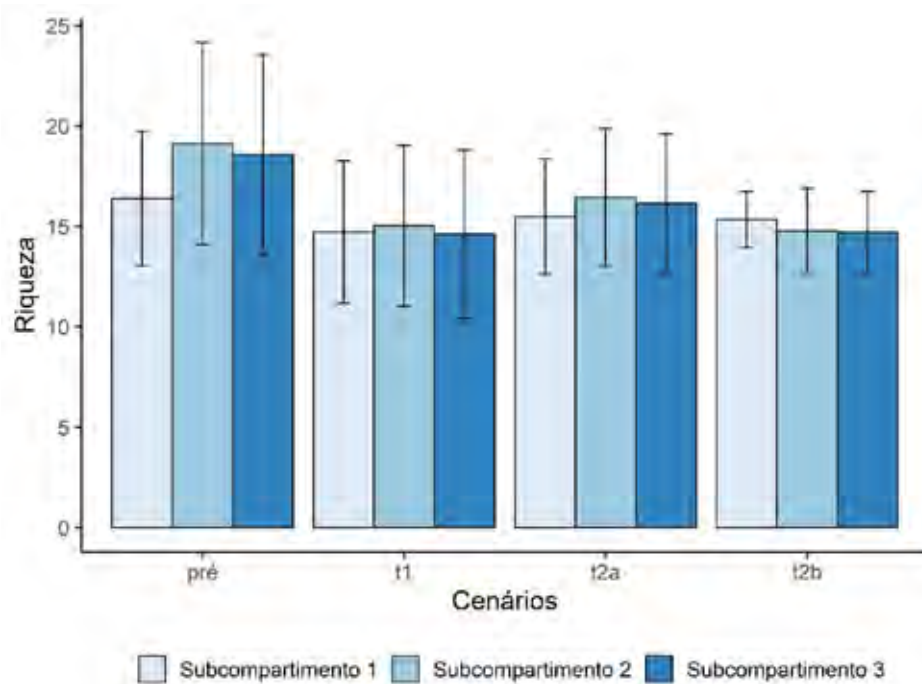
As letras minúsculas indicam a comparação estatística dos intervalos de confiança, sendo que letras diferentes refletem diferenças estatísticas significativas entre os cenários.

Os resultados demonstram também um possível aumento da riqueza (número) de espécies preditas nos cenários futuros (T2a e T2b). O cenário futuro apenas com regeneração natural (T2a) prediz, em média, 15,75 espécies. Essa riqueza é maior do que a predição média no cenário pós-desastre (T1) de 14,77 espécies. No cenário futuro com regeneração natural e mitigação ativa (T2b) também se verifica aumento da riqueza de espécies vegetais, quando comparado ao cenário pós-desastre (T1): em média, os modelos predizem 15,17 espécies por pixel no Compartimento 1. Embora os cenários futuros resultem em maior número de espécies preditas em comparação ao cenário pós-desastre (T1), esses valores não atingem a riqueza do cenário pré-desastre (T0). Os valores de riqueza de espécies preditos para os cenários T2a e T2b (15,75 e 15,17 espécies, respectivamente), também diferem entre si, mesmo sendo valores de riqueza muito próximos. Isso ressalta que crescer, no futuro, a área vegetacional por regeneração natural poderá aumentar o número de espécies vegetais na região do Compartimento 1. Contudo, os cenários de uso e cobertura futuros parecem não ser capazes de reverter completamente o dano do rompimento da Barragem quando comparados ao cenário pré-desastre. Os cenários para a riqueza de espécies vegetais podem ser vistos espacializados e em maior detalhe no Apêndice G (Apêndice G – Figuras 1 a 4) deste relatório.

Comparação temporal da riqueza de espécies da flora na escala dos subcompartimentos do Compartimento 1

As predições das riquezas de espécies vegetais nos diferentes cenários temporais para os subcompartimentos 1, 2 e 3 do Compartimento 1 demonstram padrões semelhantes aos descritos para a APDL e para o Compartimento 1, indicando perda de espécies no cenário pós-desastre (T1). Nos cenários futuros identifica-se aumento da riqueza de espécies quando comparados ao cenário pós-desastre (T1), mas também não chegam a se igualar ao pré-desastre (T0). O cenário futuro de regeneração natural (T2a) parece ser o mais eficiente em aumentar o número de espécies vegetais (com médias de 15,5, 16,4 e 16,1 espécies por pixel nos subcompartimentos 1, 2 e 3, respectivamente) quando comparado ao cenário futuro com restauração ativa da vegetação (T2b) (com médias de 15,3, 14,8 e 14,7 espécies por pixel nos subcompartimentos 1, 2 e 3, respectivamente) (Figura 4).

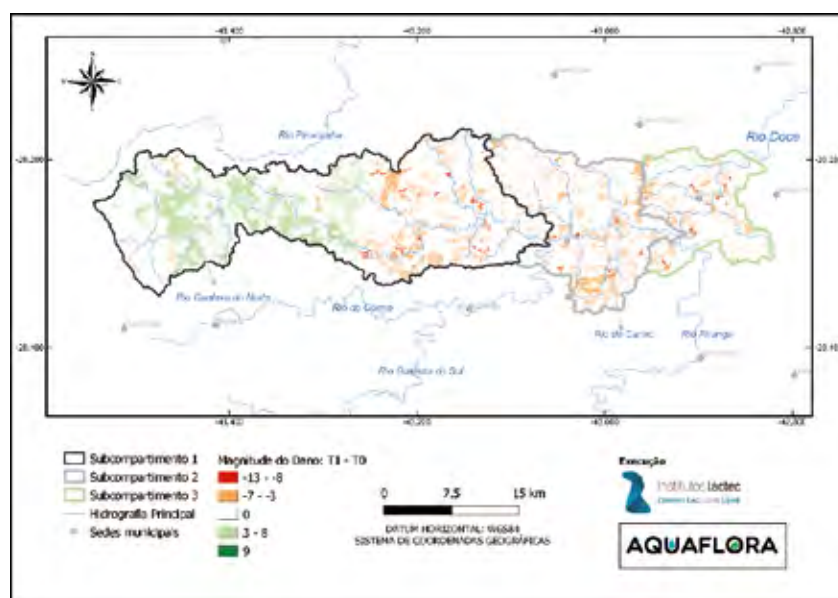
Figura 4 – Comparação da riqueza ($\pm$ desvio-padrão: barras de erros) de espécies vegetais nos quatro cenários temporais estudados (T0-pré, T1, T2a e T2b) para os subcompartimentos do Compartimento 1.



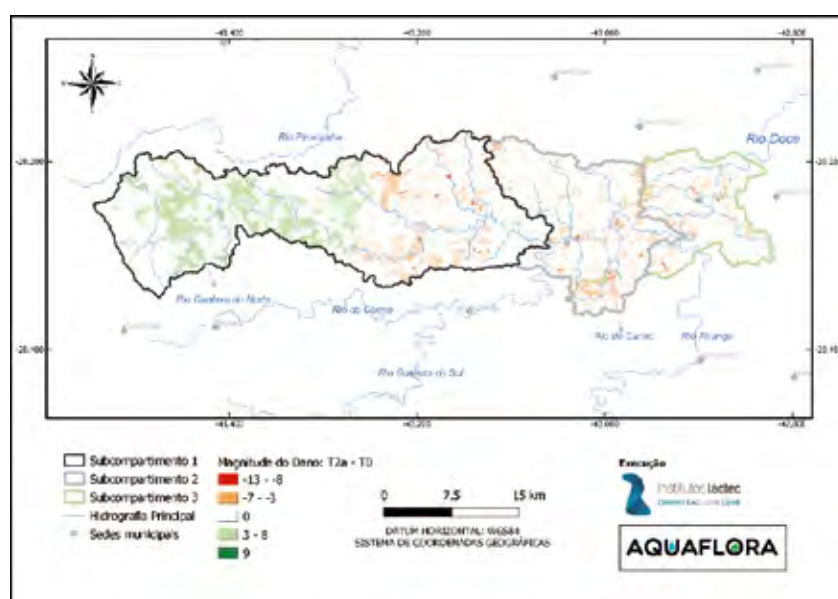
Embora o padrão geral da análise da riqueza de espécies de flora tenha demonstrado diminuição do número de espécies nos subcompartimentos 1, 2 e 3 no cenário pós-desastre (T1) (Figura 4), um único fragmento do subcompartmento 1 indica incremento de espécies nesse cenário (T1). Ao analisar a Figura 5 pode-se observar que a magnitude do dano (perda do número de espécies) parece variar de acordo com a área do fragmento (ha).

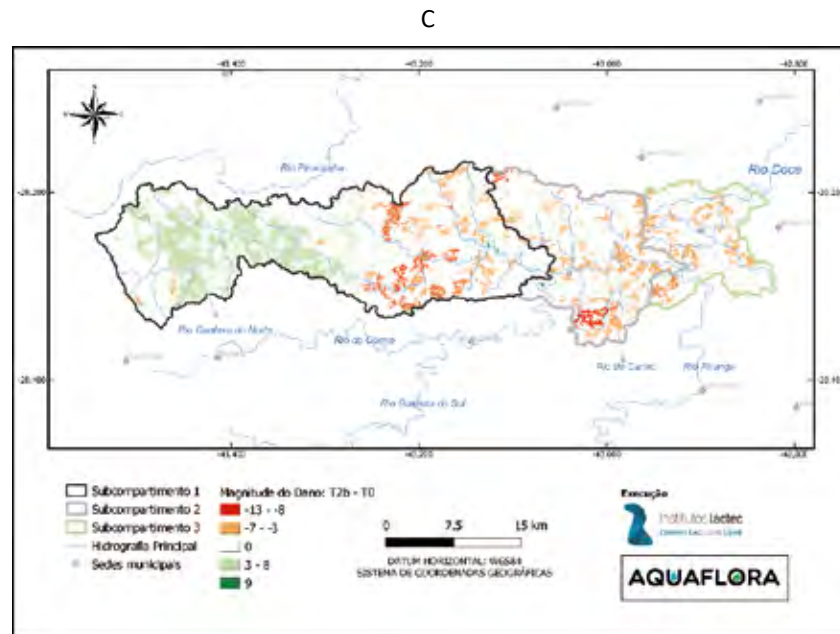
Figura 5 – Mapa de diferença de riqueza de espécies vegetais no Compartimento 1 da Bacia do Rio Doce. A) Diferença entre cenários T1 (pós-desastre) e T0 (pré-desastre); B) Diferença entre cenários T2a (futuro com regeneração natural) e T0 (pré-desastre); C) Diferença entre cenários T2b (futuro com regeneração natural e mitigação com regeneração proposta pela Fundação Renova) e T0 (pré-desastre).

A.



B.





O subcompartimento 1 possui fragmentos de diferentes tamanhos (Tabela 6). Os fragmentos menores que 5 ha (a maioria dos fragmentos do subcompartimento 1) não sofreram perda e /ou ganho de espécies no cenário pós-desastre (T1). Contudo, as predições para os cenários futuros (T2a e T2b) indicam aumento do número de espécies nesses fragmentos, inclusive com valores de riqueza superiores ao cenário pré-desastre (T0) (Tabela 6). Estes resultados são provável consequência de que nesses cenários prevê-se aumento da área desses fragmentos, assim como efeitos diretos das medidas propostas pela Fundação Renova (revegetação principalmente na APDL). Assim, o aumento de áreas florestais nesses fragmentos deve acarretar acréscimo do número de espécies de flora.

Os fragmentos do subcompartimento 1 com áreas entre 6 e 2500 ha perdem espécies vegetais no cenário pós-desastre (T1) (Figura 5, Tabela 6). As predições dos cenários futuros indicam aumento do número de espécies quando comparado ao cenário pós-desastre (T1) (Tabela 6). Estes modelos mostram também que a eficiência de reversão dos danos depende da área do fragmento (ha), sendo que fragmentos menores do que 50 ha parecem ter maior possibilidade de reversão dos danos no cenário T2b (Tabela 6). Isso acontece porque as ações emergenciais de mitigação propostas pela Fundação Renova estão em regiões de fragmentos menores. Logo, a regeneração natural, em conjunto com a restauração ativa, tende a aumentar a área desses fragmentos e, consequentemente, o número de espécies vegetais que potencialmente os colonizam. O cenário futuro apenas com regeneração natural (T2a) parece ser mais eficiente na reversão parcial de danos nos fragmentos maiores, entre 51 e 2500 ha. Embora as predições futuras apontem para o aumento da riqueza de espécies, na comparação com o cenário pós-desastre (T1), há indicativos de que não ocorrerá reversão total dos danos, pois os valores das predições de riqueza de espécies no futuro são inferiores às predições para o cenário pós-desastre (T0) (Tabela 6).

As predições de riqueza de espécies vegetais para o maior dos fragmentos, com mais de 2500 ha, indicam estabilidade no número de espécies ao longo do tempo (Tabela 6). Esses resultados são consequência da resiliência desse fragmento em decorrência de sua área: mesmo tendo sofrido perda de área e aumento da borda após o desastre, a área total desse fragmento pouco se alterou, em comparação aos outros fragmentos adjacentes, mantendo assim a sua potencialidade de manutenção da riqueza média de espécies entre os cenários.

Tabela 6 – Médias de riqueza de espécies de flora nas diferentes classes de área dos fragmentos florestais do subcompartmento 1 do Compartimento 1, nos cenários pré-desastre (T0), pós-desastre (T1) e cenários futuros com regeneração natural (T2a) e regeneração natural com plantio ativo (T2b).

Classe de Área	Fragmentos			Riqueza			
	Área total (ha)	Área Média	N	T0	T1	T2a	T2b
≤5	743,31	2,86±1,34	260	10,35	10,33	12,08	13,00
6-10	436,77	7,81±1,39	56	12,15	10,12	11,87	12,91
11-50	1433,34	26,37±9,94	54	14,23	11,06	13,02	13,44
51-500	4048,38	198,10±133,86	20	22,33	17,36	18,39	15,21
501-1000	22,14	537,00±0,00	1*	24,00	17,06	18,20	14,87
1001-2500	601,83	1113,00±0,00	1*	20,82	16,32	17,36	13,40
>2500	16013,43	157936±0,00	1*	15,29	15,40	15,54	15,82
Área total no subcomp. 1	23299,20	108614,20	-	16,38 [16,37 - 16,40]a	14,72 [14,71 - 14,73]d	15,49 [15,48 - 15,50]b	15,35 [15,34 - 15,35]c

N – Estimativa do número de fragmentos. Vale ressaltar que é um pedaço de um grande fragmento que ultrapassa os limites do subcompartmento 1.

As predições de riqueza de espécies de flora para os subcompartmentos 2 e 3 seguem o mesmo padrão do Subcompartmento 1. Os fragmentos menores que 5 ha parecem não ter sofrido danos no cenário pós-desastre (T1), com tendência de aumento no número espécies nos cenários futuros (T2a e T2b) (Tabela 7 e Tabela 8). Dentre os cenários futuros, o com regeneração natural e mitigação ativa (T2b) parece ser melhor para fragmentos menores do que 5 ha, já que aumenta o número de riqueza de espécies. Isso acontece justamente porque as medidas emergenciais da Fundação Renova foram propostas para o plantio de mudas próximos aos fragmentos pequenos. Os fragmentos entre 6 e 10 ha de área parecem ter sofrido danos (perda de espécies) no cenário pós-desastre (T1). Para esses fragmentos, o cenário futuro T2b também parece ser o melhor para a reversão parcial dos danos. Os fragmentos de classes de tamanho entre 51 e 2500 ha também parecem ter perdido espécies no cenário pós-desastre (T1). Contudo, nesses fragmentos o cenário futuro somente com regeneração natural (T2a) parece ser mais eficiente na reversão parcial dos danos. Isso acontece devido à regeneração natural desses fragmentos que ocorre de forma mais evidente em relação aos fragmentos pequenos (ver BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d - regeneração maior nos fragmentos com áreas maiores). Embora aumentem as predições de riqueza de espécies, os cenários futuros ainda assim parecem não reverter totalmente o dano (valores de riqueza preditos para T2a e T2b são menores do que os valores do cenário T0). Nota-se que nesses subcompartmentos não existem fragmentos maiores que 2500 ha (Tabela 7).

Tabela 7 – Médias de riqueza de espécies vegetais nas diferentes classes de área dos fragmentos florestais do subcompartimento 2 do Compartimento 1, nos cenários pré-desastre (T0), pós-desastre (T1) e cenários futuros com regeneração natural (T2a) e regeneração natural com plantio ativo (T2b).

Fragmentos				Riqueza			
Classe de Área	Área total (ha)	Área Média	N	T0	T1	T2a	T2b
≤5	375,30	3,10	121	9,726619	9,839329	11,35300	12,35276
6-10	349,11	7,83	45	12,031967	10,091003	11,72622	12,54395
11-50	1628,10	27,84	58	14,707739	11,582974	13,49292	13,84373
51-500	2858,13	169,48	17	22,169884	17,846616	18,71594	16,12419
501-1000	745,20	591,17	1	23,602778	17,651087	18,66787	13,89215
1001-2500	431,64	1189,00	1*	21,824854	15,848415	16,86822	14,96268
>2500	-	-	-	-	-	-	-
Área total no subcomp. 2	6387,48	232,86		19,13 [19,10 - 19,17] ^a	15,03 [15,00 - 15,06] ^c	16,44 [16,42 - 16,47] ^b	14,79 [14,77 - 14,80] ^d

N – Estimativa do número de fragmentos. Vale ressaltar que é um pedaço de um grande fragmento que ultrapassa os limites do subcompartimento 2.

Tabela 8 – Médias de riqueza de espécies vegetais nas diferentes classes de área dos fragmentos florestais do subcompartimento 3 do Compartimento 1, nos cenários pré-desastre (T0), pós-desastre (T1) e cenários futuros com regeneração natural (T2a) e regeneração natural com plantio ativo (T2b).

Fragmentos				Riqueza			
Classe de Área	Área total (ha)	Área Média	N	T0	T1	T2a	T2b
≤5	304,11	2,91	105	10,22699	10,244451	11,92157	12,75111
6-10	148,23	7,89	19	10,96357	9,497268	10,90468	11,58774
11-50	913,41	26,60	34	14,60331	11,024534	13,24929	13,83663
51-500	1844,64	194,45	9	22,08265	17,708041	18,59060	15,67628
501-1000	-	-	-	-	-	-	-
1001-2500	324,90	1189,00	1*	21,38504	15,751801	16,76454	14,92576
>2500	-	-	-	-	-	-	-
Área total no subcomp. 3	3535,29	218,18		18,58 [18,53 - 18,63] ^a	14,62 [14,58 - 14,66] ^d	16,14 [16,11 - 16,18] ^b	14,71 [14,69 - 14,73] ^c

N – Estimativa do número de fragmentos. Vale ressaltar que é um pedaço de um grande fragmento que ultrapassa os limites do subcompartimento 3.

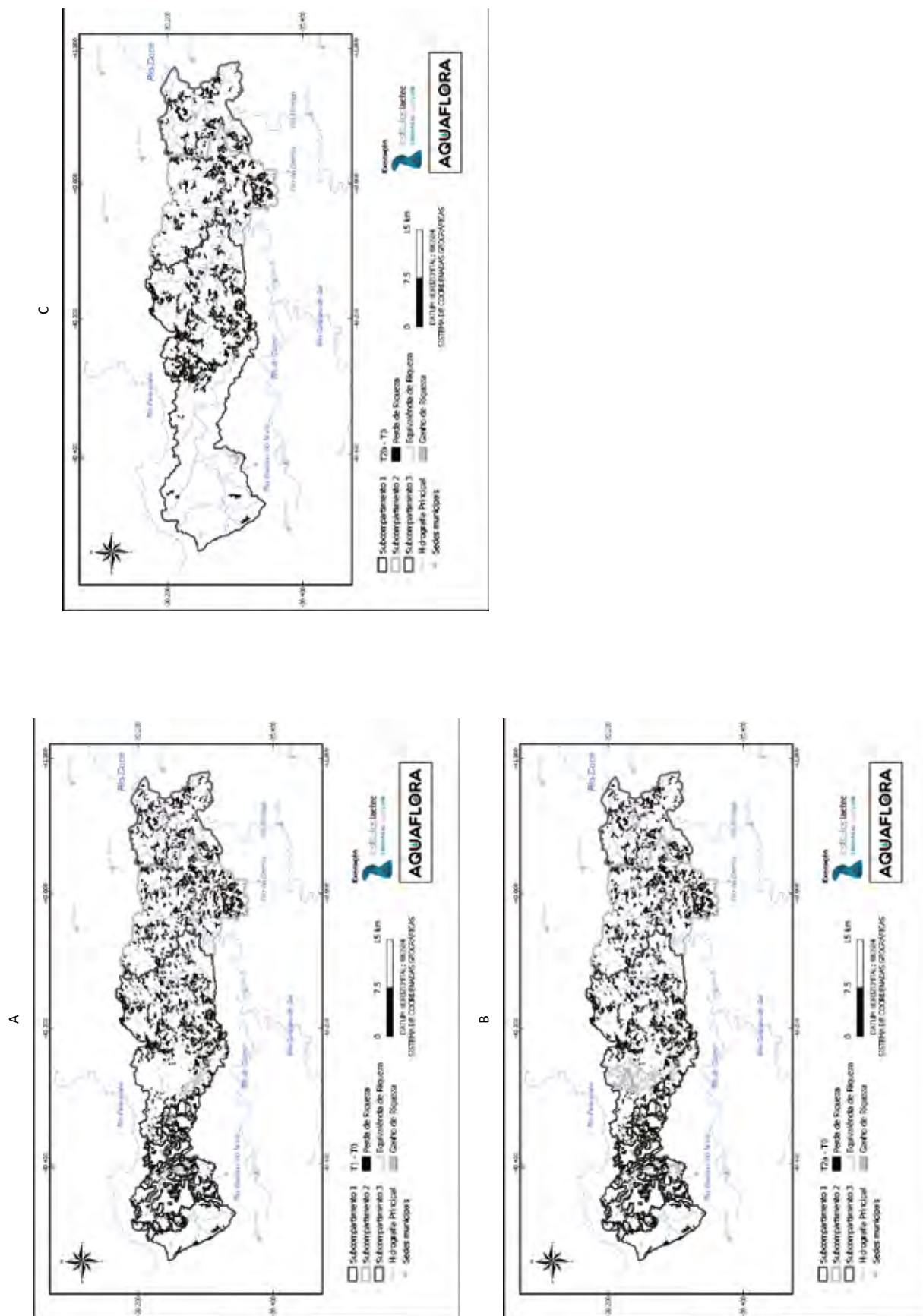
CONCLUSÃO DAS ANÁLISES DA DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA RIQUEZA DE FLORA

Os resultados das predições de riqueza de espécies de flora indicam danos no cenário pós-desastre (T1) em todas as escalas espaciais estudadas. Embora os danos mais severos tenham ocorrido no cenário pós-desastre (T1) na escala espacial da APDL, em todas as outras escalas os danos também são pronunciados. Para as escalas espaciais dos subcompartimentos 1, 2 e 3, e de todo o Compartimento 1,

os danos mais acentuados parecem ocorrer na porção leste do subcompartimento 1, assim como em quase todos os subcompartimentos 2 e 3, tanto no cenário T1 (Figura 6), como nos cenários futuros T2a (Figura 6), e T2b (Figura 6). Além disso, as previsões futuras demonstram que os danos não são totalmente revertidos, seja pela regeneração natural, ou pela aplicação integral das medidas de recomposição vegetal propostas pela Renova. Tais resultados ressaltam também a necessidade de estratégias de compensação para as áreas além daquelas suprimidas pelo rejeito (APDL).

A magnitude dos danos está relacionada ao tamanho dos fragmentos florestais. Fragmentos inferiores a 5 ha parecem não ter sofrido danos no cenário pós-desastre (T1), exceto na APDL. Fragmentos com 6 a 50 ha perderam espécies no cenário pós-desastre (T1), mas o cenário futuro com regeneração e mitigação (T2b) parece aumentar a riqueza de espécies vegetais nestes fragmentos, quando comparados a um cenário apenas com regeneração natural (T2a). Isso ocorre porque as medidas emergenciais propostas pela Fundação Renova foram idealizadas para serem realizadas próximas aos fragmentos pequenos. Para os fragmentos entre 51 e 2500 ha também houve perda de espécies no cenário T1, porém o cenário futuro de regeneração natural (T2a) parece ser eficiente em todas as escalas espaciais estudadas, já que a regeneração natural tende a ser mais eficaz nas proximidades de fragmentos maiores. Contudo, mesmo nesses fragmentos a regeneração parece não ser eficiente a ponto de reverter o dano sofrido, visto que as previsões futuras ainda indicam número médio de espécies menor que no cenário pré-desastre (T0). O único fragmento maior que 2500 ha presente no subcompartimento 1 mostrou-se estável entre os cenários modelados, sem ganhos ou perdas de espécies. Este fenômeno relaciona-se ao tamanho do fragmento, que lhe confere maior resiliência, mantendo em média um número constante de espécies. Esses resultados demonstram a necessidade de instaurar medidas compensatórias na maior escala espacial estudada, de modo a reverter os danos causados à riqueza de espécies vegetais no compartimento 1. Isto é especialmente importante ao se considerar que mesmo no melhor cenário aqui modelado – com ocorrência de regeneração natural nas bordaduras de todos os fragmentos florestais regionais, adicionadas à implantação integral da revegetação proposta pela Renova – ainda parecem não ser capazes de reverter completamente os danos causados pelo rompimento da Barragem sobre a biodiversidade vegetal. Apresentamos no Apêndice G (Apêndice G – Tabela 1) a variação da área de ocupação de cada espécie vegetal analisada, sendo possível identificar espécies com maior resiliência ao dano do que outras.

Figura 6 – Mapa de perda e ganho de riqueza de espécies vegetais no Compartimento 1 da Bacia do Rio Doce.



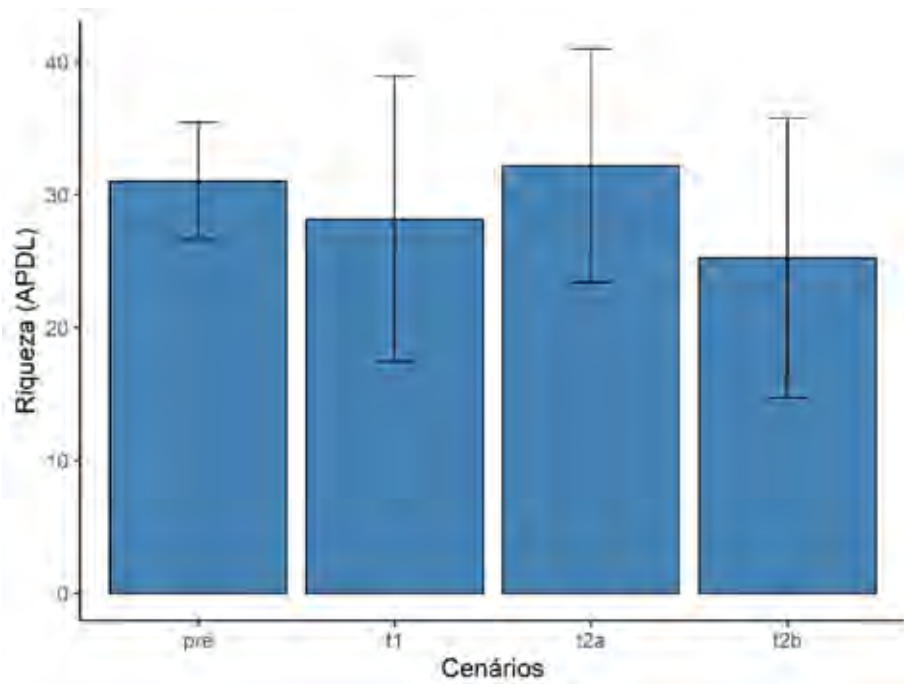
A) Diferença entre cenários T1 (pós-desastre e T0 (pré-desastre); B) Diferença entre cenários T2a (futuro com regeneração natural) e T0 (pré-desastre); C) Diferença entre cenários T2b (futuro com regeneração natural) e T0 (pré-desastre).

RIQUEZA DA FAUNA ENTRE OS CENÁRIOS TEMPORAIS

Comparação temporal da riqueza de fauna na escala da APDL

Os resultados das predições de riqueza (número) de espécies de animais indicam danos (perda de espécies) na APDL no cenário pós-desastre (T1) (Figura 7, Tabela 9). A modificação da paisagem ao longo da APDL no cenário pós-desastre (T1) diminuiu o tamanho dos fragmentos e a conectividade funcional e estrutural da paisagem (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d). Além disso, o desastre pode ter levado à extinção local de espécies nas regiões soterradas. Logo, a região da APDL parece ter perdido espécies animais tanto por ação direta do rejeito, como pela diminuição do tamanho dos fragmentos e da modificação da estrutura da paisagem. Com a diminuição dos tamanhos dos fragmentos e da área funcionalmente conectada, especialmente no cenário T1 (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), muitas espécies perdem potencial de dispersão entre os fragmentos, por sua vez levando à diminuição do número de espécies na paisagem e caracterizando este dano sobre a biodiversidade animal.

Figura 7 – Comparação da riqueza média por píxel (30m x 30m).



($\pm$ desvio-padrão: barras de erros) de espécies de animais nos quatro cenários temporais estudados (T0-pré, T1, T2a e T2b) para a área de passagem e deposição da lama (APDL).

Tabela 9 – Média por píxel (30m x 30m) e intervalos de confiança de riqueza de espécies animais nos cenários temporais da área de passagem e deposição da lama – APDL.

	Número de espécies
T0	31,04 [30,95 – 31,14] ^b
T1	28,18 [27,46 – 28,90] ^c
T2a	32,21 [31,90 – 32,52] ^a
T2b	25,27 [25,08 – 25,46] ^d
p-valor	<0,0001

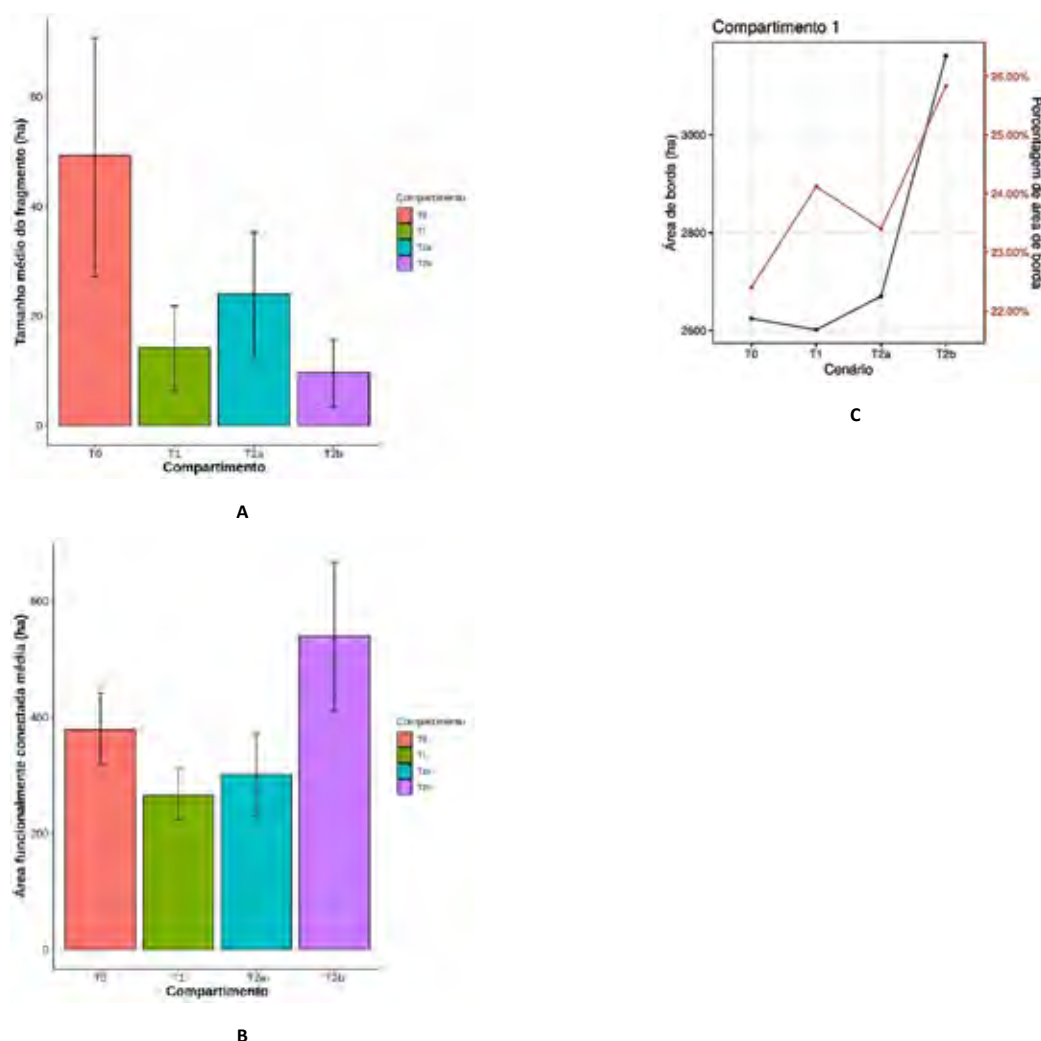
Letras minúsculas indicam a comparação estatística dos intervalos de confiança, sendo que letras diferentes refletem diferenças estatísticas significativas entre os cenários.

O cenário futuro com regeneração natural (T2a) parece ter o potencial para reversão dos danos, visto que o número de espécies, em média, é superior ao observado no cenário pré-desastre (T0). Contudo, o cenário futuro com regeneração natural adicionadas às propostas de mitigação ativa definidas pela Fundação Renova (T2b) parece perpetuar temporalmente o dano, visto que os modelos resultam em predição de menor número de espécies em relação ao cenário pós-desastre (T1) (Figura 7, Tabela 9).

A medida emergencial da Fundação Renova sugere a recuperação priorizando a proximidade de fragmentos pequenos, principalmente na APDL, como forma de reverter os danos da supressão vegetal. Contudo, para a fauna, outras métricas de estrutura da paisagem devem ser levadas em consideração na reversão do dano, principalmente a área funcionalmente conectada entre os fragmentos e o efeito de borda. O cenário T2a, que leva em consideração apenas o modelo de regeneração natural, indica a capacidade da paisagem em aumentar as áreas dos fragmentos e diminuir a proporção de bordas (Figura 8, BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d), além de reestruturar a paisagem e não apenas mitigar a supressão vegetal. Apesar do cenário T2b elevar a área funcionalmente conectada, em especial para animais com capacidade de dispersão inferior à 300 m, ainda assim observa-se aumento da área de borda e menor área dos fragmentos florestais. Desta forma, o cenário T2a parece fornecer melhor condição para a reversão dos danos à fauna.

Ressalta-se, contudo, que aqui foram testados apenas dois cenários futuros. Esses cenários temporais já haviam sido pré-definidos no relatório Brasil (MPF)/LACTEC (2020d) com resultados indicando danos similares aos elencados aqui. Contudo, vários outros modelos ainda são passíveis de serem testados para avaliar a eficiência de diferentes medidas de mitigação na reversão dos danos do rompimento da Barragem na biodiversidade na escala da APDL.

Figura 8 – A) Área média dos fragmentos florestais no Compartimento 1; B) Área média funcionalmente conectada dos fragmentos funcionais no Compartimento 1; C) Área de borda e porcentagem de área de borda no Compartimento 1.



Comparação temporal da riqueza de fauna na escala do Compartimento 1

Os resultados para as predições de riqueza de espécies animais no Compartimento 1 indicam a ocorrência de danos (perda de espécies) no cenário pós-desastre (T1), com número predito de espécies menor que no pré-desastre (T0). As predições futuras demonstram também que os danos não são totalmente reversíveis nestes cenários, em especial no cenário T2b (Figura 9, Tabela 10).

Figura 9 – Comparação da riqueza média por pixel (30m x 30m) ($\pm$ desvio-padrão: barras de erros) de espécies de animais nos quatro cenários temporais estudados (T0-pré, T1, T2a e T2b) para o Compartimento 1.

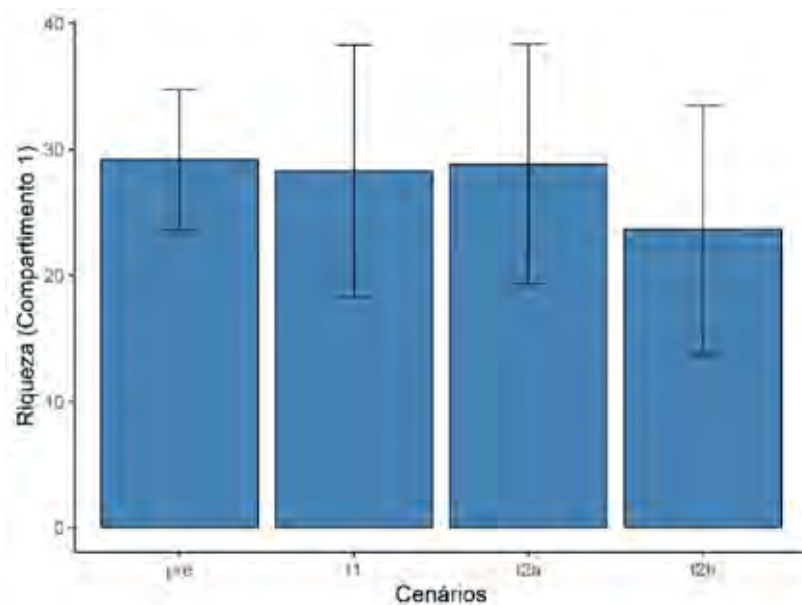


Tabela 10 – Médias por média (30m x 30m) e intervalos de confiança de riqueza de espécies animais nos cenários temporais estudados no Compartimento 1 da Bacia do Rio Doce.

Cenários	Riqueza de Espécies
T0	29,19 [29,17 – 29,20] ^a
T1	28,28 [28,25 – 28,31] ^c
T2a	28,82 [28,79 – 28,85] ^b
T2b	23,61 [23,58 – 23,54] ^d
p-valor	<0,0001

Letras minúsculas indicam a comparação estatística dos intervalos de confiança, sendo que letras diferentes refletem diferenças estatísticas significativas entre os cenários.

A análise espacial das predições de riqueza de espécies animais entre os cenários demonstra que os danos são diferentes ao longo dos subcompartimentos e dependem da área do fragmento (ha). Os cenários para a riqueza de espécies animais podem ser vistos espacializados e em maior detalhe no Apêndice G (Apêndice G – Figuras 5 a 8) deste relatório.

Comparação temporal da riqueza de fauna na escala dos subcompartimentos

Ao analisar a riqueza (número) de espécies de animais no subcompartimento 1 (porção da bacia do Rio Gualaxo do Norte, mais próxima ao local do Rompimento) (Figura 1) observa-se aumento do número de espécies preditas no cenário pós-desastre (T1) (Figura 10), padrão que é dependente do tamanho dos fragmentos (Figura 11 e Tabela 11).

Figura 10 – Comparação da riqueza média de espécies animais por pixel (30m x 30m) ($\pm$ desvio-padrão: barras de erros) nos quatro cenários temporais estudados (T0-pré, T1, T2a e T2b) para os subcompartimentos do Compartimento 1.

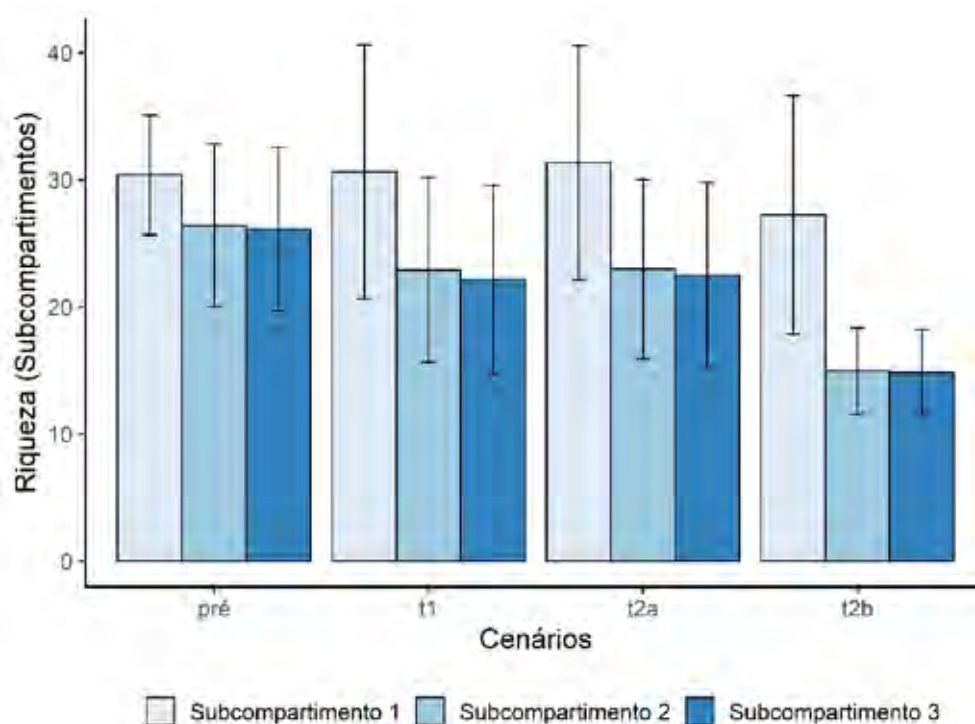
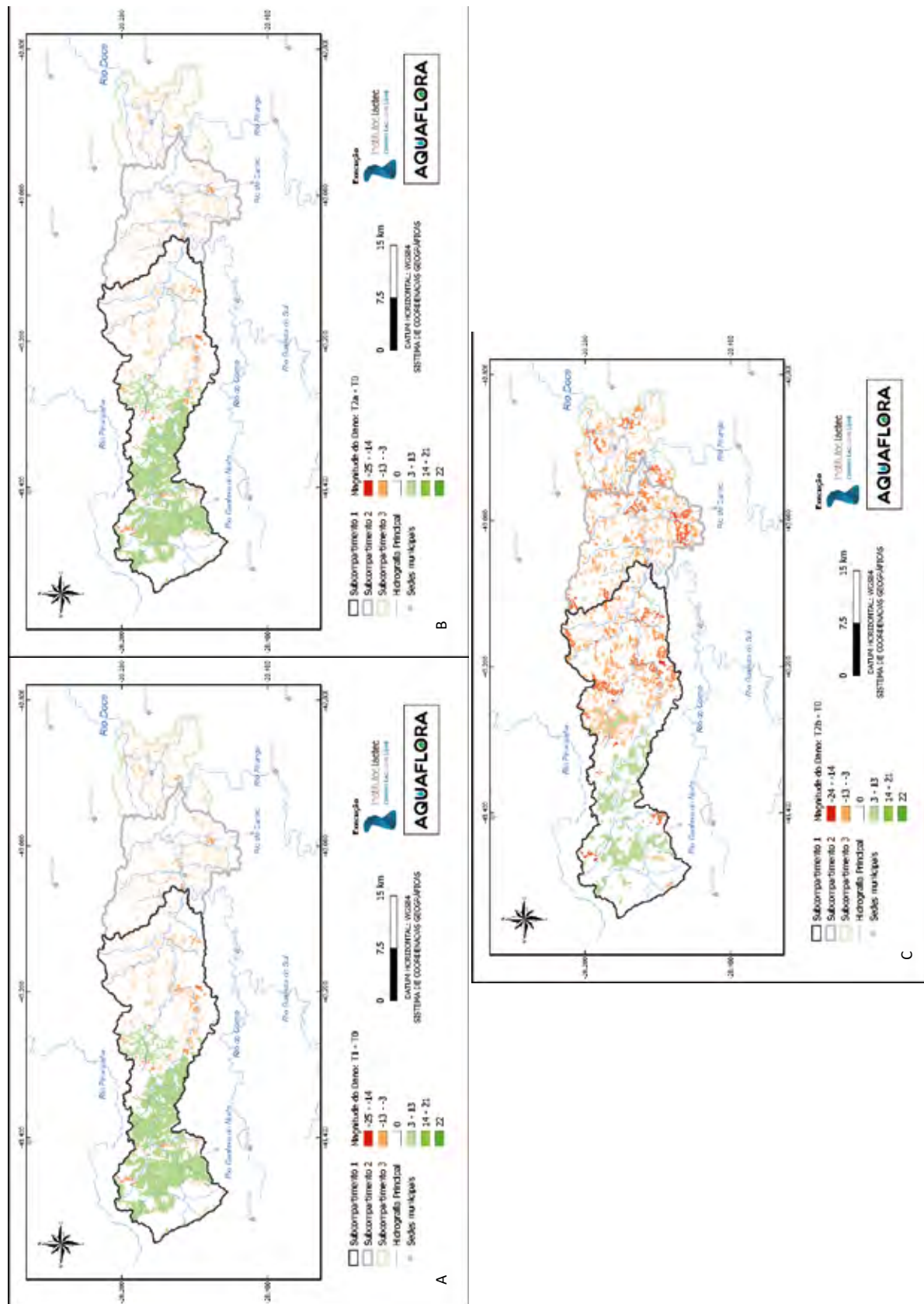


Figura 11 – Mapa de diferença de riqueza de espécies animais no Compartimento 1 da Bacia Rio Doce.



A) Diferença entre cenários T1 (pós-desastre) e T0 (pré-desastre); B) Diferença entre cenários T2a (futuro com regeneração natural) e T0 (pré-desastre); C) Diferença entre cenários T2b (futuro com regeneração após desastre) e T0 (pré-desastre).

Tabela 11 – Médias de riqueza de espécies animais nas diferentes classes de área dos fragmentos florestais do subcompartimento 1 do Compartimento 1, nos cenários pré-desastre (T0), pós-desastre (T1) e cenários futuros com regeneração natural (T2a) e regeneração natural com plantio ativo (T2b).

Classe de Área	Fragmentos			Riqueza			
	Área total (ha)	Área Média	N	T0	T1	T2a	T2b
≤5	743,31	2,86±1,34	260	15,39	12,43	12,41	12,95
6-10	436,77	7,81±1,39	56	17,71	14,67	14,32	13,56
11-50	1433,34	26,37±9,94	54	20,15	16,83	16,38	12,49
51-500	4048,38	198,10±133,86	20	29,49	24,69	25,35	15,62
501-1000	22,14	537,00±0,00	1*	33,00	28,56	28,44	15,46
1001-2500	601,83	1113,00±0,00	1*	35,88	33,43	33,40	21,56
>2500	16013,43	157936±0,00	1*	32,29	36,11	36,25	32,83
Área total no subcomp. 1	23299,20	108614,20	-	30,38 [30,36 – 30,40] ^c	30,63 [30,59 – 30,67] ^b	31,34 [31,30 – 31,37] ^a	27,24 [27,21 – 27,28] ^d

N – estimativa do número de fragmentos. Parte de um grande fragmento que ultrapassa os limites do subcompartimento 1.

Os fragmentos do subcompartimento 1 inferiores a 2500 ha sofreram danos de perda de espécies no cenário pós-desastre (T1) (Tabela 11). O único fragmento maior do que 2500 ha ganhou espécies no cenário pós-desastre (T1) nessa região, fenômeno que promoveu o aumento do valor médio de riqueza de espécies para o subcompartimento como um todo. No cenário pós-desastre (T1), espécies que viviam em fragmentos menores podem ter se dispersado em direção ao fragmento grande, tendo em vista a menor disponibilidade de ambientes na paisagem pela supressão florestal. Considerando que este grande fragmento domina a área florestal da paisagem é, portanto, capaz de receber e manter maior número de espécies, aumentando assim a riqueza média por pixel no cenário T1. Assim, as predições para o cenário pós-desastre (T1) indicam ocorrência de danos por perda de espécies em todos os fragmentos no subcompartimento 1, exceto no maior fragmento florestal da região.

As predições futuras de riqueza de espécies no subcompartimento 1 também são diretamente dependentes do tamanho dos fragmentos. O cenário T2b parece ser mais eficiente na reversão de danos em fragmentos menores que 5 ha, pela mesma lógica identificada para a vegetação: as ações emergenciais propostas pela Fundação Renova têm foco em fragmentos menores e mais próximos da APDL. Logo, nesses fragmentos há aumento de área florestal via restauração ativa somada à regeneração natural, apresentando potencial para aumentar localmente a riqueza de espécies (Tabela 11). No entanto, considerando o recorte geográfico total, não há reversão dos danos ocorridos no cenário T1.

Para fragmentos entre 6 e 2500 ha, o modelo que considera apenas a regeneração natural (T2a) é mais eficiente para reverter os danos, enquanto no cenário T2b o dano é perpetuado temporalmente, visto que as predições de riquezas nesse local são menores do que as para o cenário pós-desastre (T1) (Tabela 11). A maior eficiência na reversão de danos no cenário T2a pode ser explicada pelo tamanho dos fragmentos. Fragmentos maiores têm maior potencial de regeneração, e este aumento em área, e de área funcionalmente conectada, afetam a qualidade dos habitats florestais, incrementando o número de espécies que podem ocupá-los. Embora seja explícito que o cenário T2a apresente melhor potencial de reversão de danos, outros cenários podem ser modelados e testados, especialmente tendo em vista que nenhum dos cenários aqui avaliados (T2a e T2b) parecem ser capazes de reverter completamente os danos à diversidade faunística.

Os cenários futuros do único grande fragmento (superior a 2500 ha) do subcompartimento 1 também apontam que o cenário T2a é o mais eficaz na reversão do dano, uma vez que este fragmento parece manter a riqueza de espécies predita para o cenário pós-desastre (T1). Já no cenário T2b há perda de espécies em comparação ao pós-desastre (T1; Tabela 11). Isso sugere que esse grande fragmento possui alto potencial de regeneração natural, aumentando sua área, sua conectividade e mantendo a riqueza de espécies no futuro.

Em síntese, os fragmentos do subcompartimento 1 sofreram perdas de espécies no cenário pós-desastre (T1), à exceção do único fragmento com área maior superior a 2500 ha. As predições indicam que o cenário futuro com somente regeneração natural (T2a) é mais eficiente para a reversão destes danos, exceto para fragmentos menores que 5 ha, onde o cenário T2b parece ser mais capaz de reverter os danos locais. Contudo, nenhum cenário futuro é capaz de reverter totalmente os danos ocorridos no subcompartimento 1 (Tabela 11), o que levanta a necessidade de serem modelados novos cenários e considerar estes resultados nas ações de manejo da região.

As predições de riqueza (número) de espécies nos subcompartimentos 2 e 3 diferem daqueles verificados no subcompartimento 1. Parece ter ocorrido danos no cenário pós-desastre (T1) independentemente das áreas dos fragmentos (ha), mas ressaltando que nestes subcompartimentos não há fragmentos maiores que 2500 ha. Fragmentos com áreas menores que 5 ha parecem ter um maior potencial de reversão parcial de danos no cenário com regeneração natural e mitigação ativa (T2b). Para os fragmentos entre 6 e 2500 ha de área, o cenário futuro com apenas regeneração natural (T2a) parece ser mais eficiente para reverter os danos (Tabela 12 e Tabela 13). Apesar disso, nenhum dos cenários futuros (T2a e T2b) são capazes de reverter completamente o dano, evidenciando a necessidade da construção de predições levando-se em consideração outros cenários futuros de mitigação.

Tabela 12 – Médias de riqueza de espécies animais por pixel (30m x 30m) nas diferentes classes de área dos fragmentos florestais do subcompartimento 2 do compartimento 1, nos cenários pré-desastre (T0), pós-desastre (T1) e cenários futuros com regeneração natural (T2a) e regeneração natural com plantio ativo (T2b).

Classe de Área	Fragmentos			Riqueza			
	Área total (ha)	Área Média	N	T0	T1	T2a	T2b
≤5	375,30	3,10	121	15,65803	12,84964	12,72470	13,30096
6-10	349,11	7,83	45	17,88038	14,97370	14,56200	13,83398
11-50	1628,10	27,84	58	20,23173	16,98402	16,44273	12,23140
51-500	2858,13	169,48	17	29,07375	25,55500	25,53648	15,67289
501-1000	745,20	591,17	1	33,69118	29,90109	29,80242	16,42065
1001-2500	431,64	1189,00	1*	35,98249	34,52711	34,52711	21,06193
>2500	-	-	-	-	-	-	-
Área total no subcomp. 1	6387,48	232,86		26,41 [26,37 – 26,46]a	22,91 [22,86 – 22,96]b	22,97 [22,92 – 23,02]b	14,96 [14,94 – 14,99]c

N – Estimativa do número de fragmentos. Parte de um grande fragmento que ultrapassa os limites do subcompartimento 2.

Tabela 13 – Médias de riqueza de espécies animais por pixel (30m x 30m) nas diferentes classes de área dos fragmentos florestais do subcompartimento 3 do compartimento 1, nos cenários pré-desastre (T0), pós-desastre (T1) e cenários futuros com regeneração natural (T2a) e regeneração natural com plantio ativo (T2b).

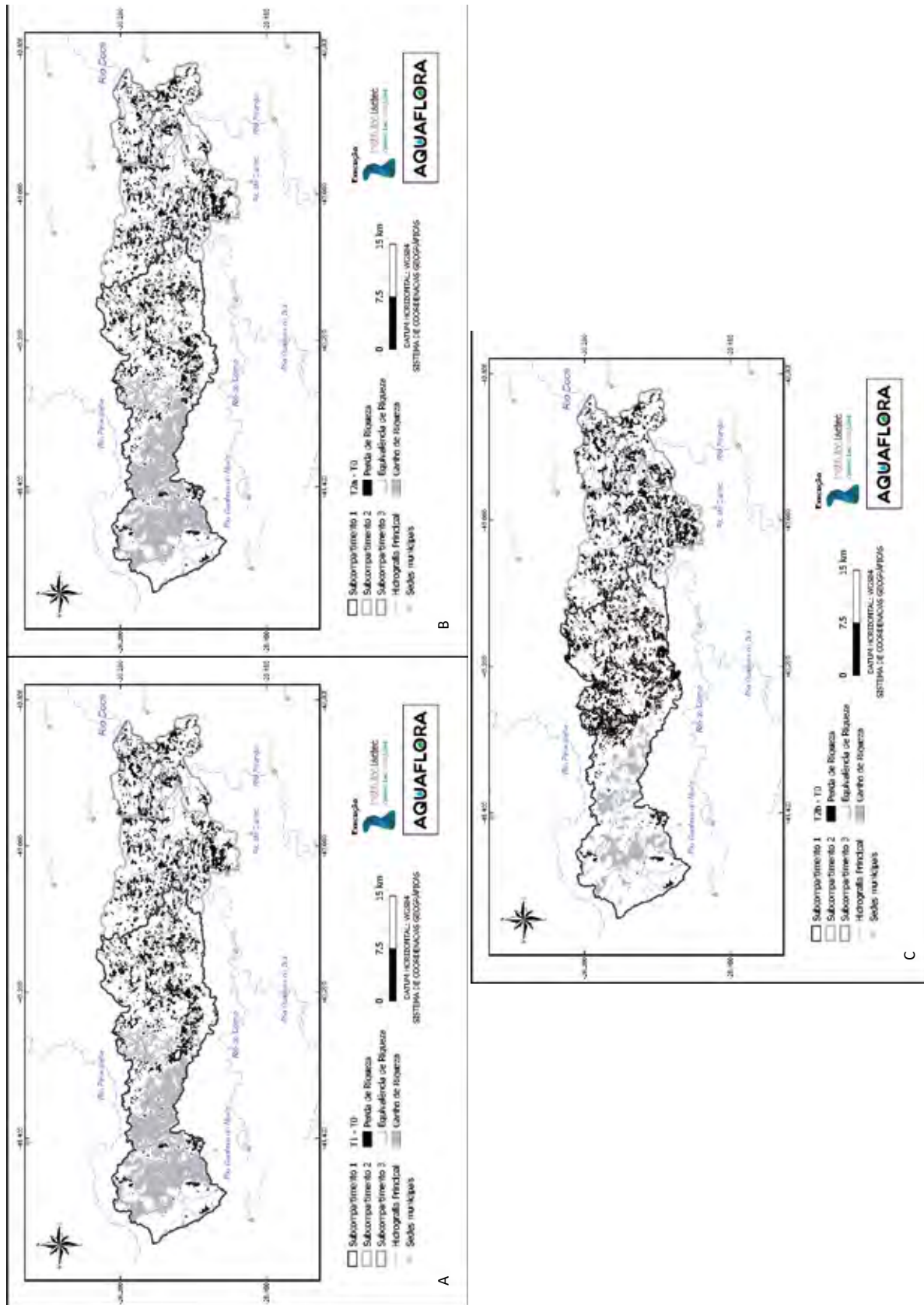
Classe de Área	Fragmentos			Riqueza			
	Área total (ha)	Área Média	N	T0	T1	T2a	T2b
≤5	304,11	2,91	105	15,44037	12,33205	12,29387	13,00503
6-10	148,23	7,89	19	17,30601	14,78871	14,57316	14,47541
11-50	913,41	26,60	34	20,42861	16,64440	16,33422	12,11440
51-500	1844,64	194,45	9	29,75825	25,44633	25,87924	15,37407
501-1000	-	-	-	-	-	-	-
1001-2500	324,90	1189,00	1*	35,93850	34,58504	34,57812	21,68476
>2500	-	-	-	-	-	-	-
Área total no subcomp. 1	3535,29	218,18		26,12 [26,06 – 26,18]a	22,14 [22,06 – 22,21]b	22,51 [22,44 – 22,58]c	14,83 [14,80 – 14,87]d

N – Estimativa do número de fragmentos. Parte de um grande fragmento que ultrapassa os limites do subcompartimento 3.

Conclusão das análises da dinâmica espaço-temporal da riqueza de fauna

As predições de riqueza (número) indicam a ocorrência de danos (perda de espécies) nas espécies animais no cenário pós-desastre (T1). A magnitude desses danos está associada ao tamanho dos fragmentos florestais: há perda de espécies para fragmentos de todas as classes de área (ha) (<5 ha, 6-10 ha, 11-50 ha, 51-500 ha, 501-1000 ha e 1001-2500 ha) no cenário pós-desastre (T1). A única exceção é para um fragmento com área superior a 2500 ha, no subcompartimento 1, cujos modelos indicam ganho de espécies no cenário pós-desastre (T1; Figura 12). Além disso, os danos no cenário pós-desastre (T1) são preditos para todas as escalas espaciais avaliadas (APDL, Compartimento 1 e sub-compartimentos). Isso demonstra que localidades além da APDL também sofreram danos decorrentes do rompimento da Barragem de Fundão.

Conforme modelos dos cenários futuros analisados, as predições também são consistentes em todas as escalas espaciais estudadas. O cenário com regeneração natural e restauração ativa proposto pela Fundação Renova (T2b; Figura 12) parece ser o mais eficiente para reversão parcial dos danos em fragmentos com áreas menores inferiores a 5 ha. No entanto, para fragmentos entre 6 e 2500 ha, o cenário que considera somente a regeneração natural (T2a; Figura 12) é mais eficiente, e apenas nos fragmentos entre 51 e 2500 ha é que se observa a recuperação dos danos preditos em T1. Ressalta-se que nenhum dos cenários futuros estudados são capazes de reverter completamente os danos em comparação ao cenário T0. Com base nisso, sugere-se a necessidade de predições futuras de riqueza de espécies baseadas em outros cenários, além dos aqui estudados. Além disso, análises em campo das predições temporais oriundas dos modelos aqui construídos são fundamentais para testar a magnitude dos danos do rompimento da Barragem de Fundão sobre a biodiversidade animal. Os resultados deste estudo também ressaltam a relevância de reconsiderar as ações de manejo ora em curso com o intuito de aprimorar as condições ambientais à fauna no compartimento 1. Apresentamos no Apêndice G (Apêndice G - Tabela 2) a variação da área de ocupação de cada espécie vegetal analisada, sendo possível identificar espécies com maior resiliência ao dano do que outras.



A) Diferença entre cenários T1 (pós-desastre e T0 (pré-desastre); B) Diferença entre cenários T2a (futuro com regeneração natural) e T0 (pré-desastre); C) Diferença entre cenários T2b (futuro com regeneração natural) e T0 (pré-desastre).

CONCLUSÕES GERAIS

Os resultados destas análises indicam a ocorrência de danos decorrentes do rompimento da Barragem com a diminuição do número de espécies vegetais e animais. Os cenários futuros aqui considerados indicam predições de danos duradouros, não revertidos na maior parte dos casos, seja a partir da regeneração natural de grandes áreas no compartimento 1, ou mesmo associando-se à restauração ativa proposta pela Renova. Os danos do desastre ocorreram tanto de forma direta, pela supressão de vegetação e reduzindo o número de espécies de plantas e de animais na APDL, quanto indireta, via diminuição do tamanho dos fragmentos remanescentes, da área funcionalmente conectada e pelo aumento da área de borda no compartimento 1. Assim, o rompimento da barragem levou a novas perdas de espécies animais e vegetais em áreas distantes da APDL (em todos os subcompartimentos do Compartimento 1), sendo que a magnitude do dano depende do tamanho dos fragmentos florestais. Logo, os resultados indicam a diminuição da riqueza (número) de espécies de plantas e animais em localidades externas à APDL.

Por meio da avaliação das predições aqui apresentadas, há indicativos que os cenários futuros não são capazes de reverter os danos à biodiversidade terrestre, independente da escala espacial estudada. Contudo, no conjunto das avaliações, o cenário que considera apenas a regeneração natural (T2a) parece ser mais eficiente – em comparação ao cenário T2b – para diminuir os efeitos dos danos em áreas distantes da APDL, em fragmentos maiores que 5 ha. Para os fragmentos pequenos (menores que 5 ha), no entanto, o cenário T2b apresenta maior eficiência na reversão dos danos, mesmo assim não havendo indícios de atingir patamares de riqueza pré-desastre.

Com base nos danos sofridos, na reversão incompleta dos danos nos cenários futuros estudados e na magnitude dos danos em regiões além da área diretamente afetada (APDL), propõe-se a necessidade de medidas urgentes de compensação nos subcompartimentos 1, 2 e 3 do Compartimento 1 da Bacia do Rio Doce. Além disso, a elaboração de predições baseadas em outros cenários futuros e do teste das predições em amostragens em campo, são também necessárias.

DINÂMICA TEMPORAL DA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES EM DIFERENTES COMUNIDADES DE FAUNA TERRESTRE NAS PROXIMIDADES DE RIOS AFETADOS, AO LONGO DA BACIA DO RIO DOCE

Os impactos antrópicos sobre os ambientes naturais têm causado inúmeros danos sobre a biodiversidade (SINGH; WALKER, 2006). Diante de impactos múltiplos, como o ocorrido no dia 05 de novembro de 2015, quando a Barragem de Fundão (Mariana-MG), pertencente à Samarco Minerações S/A, se rompeu e liberou aproximadamente 55 milhões de m³ de rejeitos de mineração em áreas naturais adjacentes, é necessária a investigação dos efeitos potenciais deste dano ambiental sobre a biodiversidade ao longo do tempo. Quando um habitat sofre danos, algumas espécies podem ser localmente extintas, enquanto outras podem se beneficiar das novas condições ambientais e, portanto, se estabelecem. Dessa forma, ao longo do tempo, comunidades biológicas sofrem modificações naturais na composição de espécies, porém, tal modificação pode ser também uma resposta a danos provocados em seus habitats. Logo, o estudo da dinâmica temporal da composição de espécies em uma comunidade pode trazer detalhes importantes da variação natural, bem como a magnitude de efeitos dos danos sobre a biodiversidade.

A alteração da paisagem, geralmente relacionada à perda, à fragmentação e à modificação de habitats florestais e de outros ambientes naturais tem sido elencada como um dos principais agentes de perda de biodiversidade em cenários pós-distúrbios ambientais. Dessa forma, avaliações relativas ao efeito antrópico - ligadas à modificação da paisagem pelo ser humano - sobre a dinâmica temporal da composição das comunidades biológicas são de fundamental importância como forma de gerar subsídios teóricos que possibilitem a proposição de medidas de manejo e recuperação, ou compensação, de ambientes naturais, bem como a manutenção e melhoria da qualidade da vida humana, dependente de serviços ecossistêmicos originados pela biodiversidade.

Nesse contexto, diferentes abordagens ecológicas de inferência dos efeitos dos danos do rompimento da barragem sobre a biodiversidade local já foram realizadas pelos Institutos Lactec (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d). Contudo, tais inferências ainda não foram capazes de verificar uma possível associação entre o desastre e a modificação na dinâmica temporal das comunidades faunísticas, tampouco entender como se comportaram as comunidades de animais em cenários temporais pós-desastre. Logo, quantificar as alterações temporais na dinâmica das comunidades da fauna terrestre em locais com alterações ambientais decorrentes do desastre é um tema interessante a ser estudado, no contexto do diagnóstico conduzido pelos Institutos Lactec. Para isso, se torna imprescindível o levantamento da ocorrência de espécies de diferentes grupos indicadores, visto que cada grupo taxonômico possui sensibilidade diferente aos danos causados (CULLEN JR. et al. 2003).

Sendo assim, temos o objetivo geral de estudar a dinâmica temporal da composição de comunidades de diferentes grupos taxonômicos, submetidas a monitoramento de fauna ao longo de 19 meses em diferentes Unidades Amostrais ao longo da Bacia do rio Doce. Como objetivos específicos temos:

- a) inferir a existência e magnitude do efeito dos danos ambientais em grupos taxonômicos sensíveis; e
- b) verificar se estes efeitos perduram até o término das amostragens em campo (Junho/2020).

As investigações sobre a magnitude dos efeitos dos danos decorrentes do desastre sobre alterações temporais na dinâmica da composição de espécies são fundamentais, pois permitem propor medidas efetivas de conservação e também possibilitam a garantia da qualidade de vida e do bem-estar do ser humano no que tange à oferta de serviços ecossistêmicos. Sendo assim, no presente estudo elencamos as seguintes perguntas direcionadoras:

- (i) Como a composição de espécies, de diferentes táxons, mudou ao longo do tempo em diferentes comunidades que vivem nas proximidades dos rios afetados, após o desastre?
- (ii) Quais grupos taxonômicos tiveram dados amostrais suficientes para permitir a análise da composição de espécies ao longo do tempo?
- (iii) Qual(is) local(is) ao longo dos rios afetados sofreram maiores modificações na dinâmica da composição de espécies?
- (iv) Os efeitos dos danos do rompimento da barragem de Fundão sobre a dinâmica temporal da composição de espécies de fauna continuam a ser identificados até o período atual?

METODOLOGIA

Levantamento das ocorrências de espécies nas comunidades ao longo do tempo

Para testar os possíveis efeitos dos danos do rompimento da Barragem de Fundão sobre a dinâmica temporal da composição das espécies das comunidades, foram realizadas campanhas de amostragem de fauna de seis grupos taxonômicos: i) avifauna; ii) entomofauna; iii) herpetofauna; iv) mastofauna (grandes mamíferos); v) mastofauna (pequenos mamíferos) e vi) quiropteroфаuna, em seis Unidades Amostrais (UA), espacializadas ao longo dos rios Gualaxo do Norte e Doce (Figura 1).

Figura 1 – Delimitação geográfica das seis Unidades Amostrais (UA) ao longo da Bacia do rio Doce.



As UAs 1 e 2 foram estabelecidas no Compartimento 1, as UAs 3 e 4 no Compartimento 2, e as UAs 5 e 6, no Compartimento 3 da Bacia do rio Doce (Figura 1), conforme divisão em compartimentos estabelecida pelos Institutos Lactec (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d). A distribuição espacial das UAs refletiu a intensidade dos danos do rompimento da barragem, uma vez que as alterações ambientais foram mais intensas na região entre o local do desastre e a UHE Risoleta Neves (Compartimento 1), com danos menos evidentes à medida que o rio Doce se aproxima de sua foz, em virtude dos efeitos de diluição e de contenção mecânica da onda de sedimentos pela vegetação ripária e pela barragem da referida usina (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d). As UAs do Compartimento 1 (UA1 e UA2) foram estabelecidas no município de Mariana, no estado de Minas Gerais, em propriedades sob responsabilidade da Samarco, mas também incluindo algumas áreas de terceiros. As UA3 e UA4 foram instaladas em Unidades de Conservação da região: a UA3 foi instalada no interior e arredores do Parque Estadual do rio Doce (PERD), enquanto a UA4 foi estabelecida em partes da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Macedônia. Por fim, no Compartimento 3, as unidades amostrais (UA5 e UA6) incluem também duas Unidades de Conservação: a FLONA de Goytacazes e a REBIO de Comboios, respectivamente, mas abarcam ainda áreas particulares ao longo do rio Doce, ambas já no estado do Espírito Santo, no município de Linhares (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d).

Dentro de cada Unidade Amostral (UA) foram estabelecidos três Sítios Amostrais (SA) denominados de: sítios Controle (C), sítios Tratamento 1 (TRAT1) e sítio Tratamento 2 (TRAT2). Neste desenho de amostragem, os sítios Controle de cada UA representam as condições e dinâmicas ambientais naturais pré-desastre, sendo áreas naturais distantes da área de passagem e deposição da lama (APDL), portanto, presumivelmente livres de efeitos do desastre. Os sítios de Tratamentos (TRAT1 e TRAT2), dentro de cada Unidade Amostral, foram alocados em distâncias pre-definidas a partir da margem dos rios afetados. O SA de Tratamento 1 foi alocado a até 200 metros de distância da margem dos rios e pode ser considerado como o sítio com maior possibilidade de apresentar efeitos dos danos do desastre. O sítio Tratamento 2 foi alocado entre 300 e 600 metros de distância da margem dos rios e é considerado como um local de efeitos menos intensos, se existentes. Logo, o sítio Controle foi considerado como linha-base do estudo, ao passo que os sítios Tratamento (TRAT1 e TRAT2) remetem a diferentes magnitudes de efeito dos danos decorrentes do desastre.

Análise da dinâmica temporal da composição de espécies ao longo de Unidades Amostrais na bacia do Rio Doce

Uma das formas de comparar a dinâmica das diferenças da composição de espécies (dissimilaridade) entre duas comunidades, ou de uma comunidade ao longo do tempo, é a partir do cálculo do índice de diversidade beta (β). De acordo com MAGURRAN (2004), diversidade beta (β) é a mudança de espécies ao longo de um gradiente ambiental, o qual pode ser espacial ou temporal. Para mensurar a dinâmica temporal da composição de espécies (beta diversidade temporal) foram utilizados somente os dados derivados de métodos padronizados de monitoramento para cada grupo: i) Pontos de escuta para avifauna; ii) Armadilhas fotográfica para grandes mamíferos; e iii) Redes de neblina para quiroptero-fauna. Dados de ocorrência baseado em outros métodos de captura foram excluídos das análises.

A mudança da composição de espécies ao longo do tempo nos Sítios Amostrais de cada Unidade Amostrai foi calculada a partir dos respectivos índices de beta diversidade de Sorensen, que compara duas comunidades entre si por meio da Eq.1:

$$\beta_{sor} = \frac{(b + c)}{(2a + b + c)} \quad (\text{Eq.1})$$

Em que “a” é o número de espécies registradas em ambas as comunidades, “b” é o número de espécies exclusivas de uma das comunidades, e “c” é o número de espécies exclusivas da outra comunidade sob comparação. Para comparar a composição de espécie ao longo do tempo, assume-se que as amostragens em cada uma das Campanhas (de 1 a 7) são analisadas como comunidades independentes. Logo, foram comparadas as amostras de cada Campanha ao longo dos meses (t_n), sempre em relação à primeira Campanha de cada Sítio Amostrai, de modo a se obter uma medida de variação de composição ao longo do tempo e do gradiente geográfico.

Pela mesma lógica do índice beta de diversidade de Sorensen (Eq.1), “a” é o número de espécies que foram encontradas nas duas Campanhas comparadas, “b” é o número de espécies que foram encontradas exclusivamente no primeiro período de tempo amostrado (t_1) e “c” o número de espécies exclusivas no momento amostral t_n . Logo, a comparação foi feita par a par entre as seis Campanhas amostrais sempre em relação à primeira Campanha, o que resulta em seis valores de diversidade beta ao longo do tempo. Valores de diversidade beta próximos a 1 indicam grande mudança na composição de espécie entre o t_n e t_1 , ou seja, as comunidades biológicas de um mesmo sítio amostral diferem totalmente entre si. Por outro lado, valores próximos a 0 indicam pequenas diferenças de composição, ou seja, comunidades que variam pouco suas espécies ao longo do tempo. Espera-se que os sítios Tratamento (TRAT 1 e TRAT2) apresentem valores altos de diversidade beta ao longo do tempo, devido à maior rotatividade de espécies nos ambientes alterados (tanto por colonizações temporais ou emigrações mais frequentes, como por serem ambientes usados como passagem por muitas espécies). Espera-se também que os valores de diversidade beta no TRAT1 seja maior que no TRAT2, visto que o TRAT1 são locais que possivelmente tenham sofrido maiores efeitos dos danos do rompimento da Barragem e, portanto, tenham maior rotatividade de espécies e ainda não tenham se tornado ambiente estável. Os sítios Controle, por serem ambientes estáveis, onde encontram-se estabelecidos territórios fixos de várias espécies, e que parecem não ter sofrido efeitos do dano do rompimento, deverão ter valores de diversidade beta menores. Os cálculos foram realizados com o pacote ‘betapart’ (BASELGA; ORME, 2012) do software estatístico R.

Análise de consistência de dados

As amostragens de espécies de cada grupo taxonômico foram realizadas entre junho de 2018 e junho de 2020. Embora o desastre tenha ocorrido em novembro de 2015, as amostragens foram iniciadas apenas em Junho/Agosto de 2018 em função de atrasos de autorizações de coleta e problemas logísticos. Logo, existe uma lacuna nos dados das amostragens da fauna entre o período novembro/2015 - junho/2018. Por esse motivo, foi possível analisar apenas o espaço temporal entre o período de junho de 2018 e junho de 2020. No total, foram realizadas sete campanhas de amostragem de fauna em cada um dos Sítios Amostrais de cada uma das seis Unidade Amostrais, com intervalos de aproximadamente

3 meses. As Tabelas 1 a 6 sintetizam quais os Sítios Amostrais e as Unidades Amostrais foram avaliadas ao longo do tempo, em relação aos diferentes grupos taxonômicos estudados, lembrando que foram avaliados apenas os dados de ocorrência de espécies baseados métodos padronizados de captura (ver seção anterior).

Ao analisar as amostragens de pequenos mamíferos pode-se observar a existência de algumas lacunas de informação de captura de espécimes (Tabela 1). Vários Sítios Amostrais, em diferentes ocasiões, não apresentaram espécimes capturados, fato que por si só já impossibilita o estudo da dinâmica temporal da composição de espécies com técnicas quantitativas. Esta impossibilidade ocorre visto que não existiram coletas em alguns sítios, sejam eles locais com maiores ou menores potencialidades de efeito dos danos do desastre, impedindo a comparação com precisão e acurácia. Além disso, muito sítios amostrados não obtiveram êxito na captura de espécimes, não havendo, portanto, registros na planilha de composição de espécies. Ambas as situações não são diferenciadas pelas técnicas analíticas disponíveis, acarretando problemas de interpretação dos resultados.

Tabela 1 – Amostragens de mastofauna (pequenos mamíferos) ao longo do tempo (C – Campanhas) nas Unidades Amostrais (UA) e Sítios Amostrais (SA) analisados. Os Sítios Amostrais destacados (X) apresentam espécimes capturados. Células em branco indicam que os SA não foram amostrados ou as amostragens não resultaram na captura de espécimes naquela ocasião.

UA	SA	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
UA1	C	X	X	X	X	X	X	X
	TRAT1		X			X	X	
	TRAT2		X			X		
UA2	C	X	X	X	X	X	X	X
	TRAT1	X	X	X	X		X	X
	TRAT2	X	X	X	X	X		X
UA3	C		X	X	X	X		
	TRAT1		X	X	X	X		
	TRAT2		X	X	X	X		
UA4	C		X	X	X	X	X	
	TRAT1		X	X	X	X	X	
	TRAT2		X	X	X	X	X	
UA5	C	X		X	X	X	X	
	TRAT1	X	X		X		X	
	TRAT2	X	X	X	X	X		
UA6	C	X		X				
	TRAT1		X	X		X		
	TRAT2		X				X	