

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO” CAMPUS
DE BOTUCATU**

CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ZOOLOGIA

DISSERTAÇÃO

**Efeito da poluição de uma megalópole
sobre o zooplâncton e a contaminação por
microplásticos no médio rio Tietê (SP)**

Gabriel Mariano Silva

Orientador: Marcos Gomes Nogueira

BOTUCATU/SP

Fevereiro/2023

S586e Silva, Gabriel Mariano
Efeito da poluição de uma megalópole sobre o zooplâncton e a
contaminação por microplásticos no médio rio Tietê (SP) / Gabriel
Mariano Silva. -- Botucatu, 2023
78 f. : il., tabs., fotos, mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Instituto de Biociências, Botucatu
Orientador: Marcos Gomes Nogueira

1. Limnologia. 2. Plâncton. 3. Zooplâncton. 4. Biologia aquatica. 5.
Plásticos. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de
Biociências, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

Efeito da poluição de uma megalópole sobre o zooplâncton e a contaminação por microplásticos no médio rio Tietê (SP)

Gabriel Mariano Silva

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus de Botucatu, como parte dos Requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências Biológicas (Zoologia)

Orientador: Marcos Gomes Nogueira

Botucatu/SP
2023

Agradecimentos

Agradeço a todos que participaram dessa caminhada em minha vida, desde o momento que entrei para a graduação e pós-graduação de Ciências Biológicas até o presente momento.

Ao Marcos, pela orientação, amizade e oportunidades proporcionadas desde o primeiro momento que pisei em seu laboratório para pedir estágio;

À Ana Júlia, por estar trilhando a vida comigo há muitos anos;

Ao Pedro, por ser meu companheiro desde a primeira semana da graduação;

À minhas amigas de laboratório Camila e Rafaela, por estarem sempre ao meu lado nos últimos anos e auxiliarem imensamente com essa dissertação;

Aos meus outros colegas de laboratório, Sávio, Bruna e Eduardo que, mesmo não participando ativamente de minha pesquisa, estiveram presentes em meu dia a dia;

A todos amigos que fiz nessa jornada em Botucatu: Juan, Igor, Renata, Lurian, Jennyfer, Natascha e Érika, quais levarei para toda a vida;

À minha mãe, Yandeara, e meu irmão, Matheus, por, mesmo distantes, sempre terem acreditado em mim;

Aos servidores da UNESP, por todo auxílio e serviços prestados;

Aos integrantes das bancas examinadoras de minha qualificação e defesa de dissertação, Paula Nunes Coelho, Gilmar Perbiche Neves e Eliana Aparecida Panarelli, por todas as críticas e sugestões;

À CAPES, pela bolsa concedida (Processo número 88887.482693/2020-00).

Apresentação

As ações antrópicas são as maiores responsáveis pela perda da biodiversidade a nível global na atualidade, o que mostra que precisamos tomar medidas para evitar e mitigar esses acontecimentos que na maioria dos casos são, infelizmente, irreversíveis (WWF 2018). As civilizações humanas primordiais surgiram e se desenvolveram no entorno de rios, em diversos locais do mundo. Hoje em dia, contudo, observamos a perda funcional de diversos desses cursos aquáticos que foram tão importantes ao longo da história da humanidade. As poluições orgânica e inorgânica representam uma ameaça para a biota dos rios e demais organismos terrestres que dependem deles, direta ou indiretamente (United Nations Environment 2006; Xiong et al. 2019; Shen et al. 2021). Tendo isso em mente, essa dissertação, dividida em dois capítulos¹ apresentados na forma de artigos científicos, traz à tona a situação dessas contaminações no rio Tietê, e como isso afeta suas comunidades biológicas, mais especificamente a zooplanctônica. Esse é um dos rios mais importantes do Brasil e, infelizmente, um dos mais poluídos.

¹ Em Anexo trabalho desenvolvido de forma concomitante sobre a contaminação de microplásticos na coluna d'água e sedimentos do rio Tietê e ambientes aquáticos adjacentes (submetido para publicação em *Environmental Pollution*).

Sumário

Capítulo 1	6
Resumo	7
1. Introdução	8
2. Material e Métodos	9
3. Resultados	13
4. Discussão	28
5. Conclusão	31
6. Referências bibliográficas	31
Capítulo 2	36
Resumo	37
1. Introdução	38
2. Material e Métodos	39
3. Resultados	44
4. Discussão	50
5. Conclusão	53
6. Referências bibliográficas	54
Anexo	58

Capítulo 1

**Como a poluição proveniente da megalópole
de São Paulo afeta o zooplâncton no trecho
médio do rio Tietê?**

Resumo

A poluição é uma consequência das diversas atividades que nós, seres humanos, realizamos no dia a dia. Grande parte dela é incorporada aos rios, muitas vezes sem o tratamento adequado. De um modo geral, os efeitos da eutrofização já são bem conhecidos, mas os impactos da poluição extrema sobre a biota aquática ainda precisam ser melhor dimensionados. O zooplâncton, foco do estudo, é um grupo biológico que está diretamente ligado a qualidade das águas e é de suma importância para a manutenção de ambientes saudáveis. Esse estudo teve por objetivo avaliar os efeitos da poluição do rio Tietê, altamente impactado pelos despejos domésticos e industriais da região metropolitana de São Paulo, sobre as condições limnológicas e a estruturação da comunidade zooplanctônica. Além do rio Tietê, amostrou-se uma lagoa lateral de seu próprio curso e um tributário sem influência de centros urbanos, para fins comparativos. Amostragens foram realizadas em dois períodos (final do chuvoso e seco). A qualidade da água mostrou-se muito diferente entre esses três ambientes. Os valores médios das concentrações de nitrogênio e fósforo no rio Tietê foram, respectivamente, 30 e 60 vezes mais elevados que no tributário no período seco. Na lagoa, a concentração de clorofila *a* chega a ser 550 vezes maior. Ao todo foram encontrados 66 táxons, sendo 8 espécies de Copepoda, 16 espécies de Cladocera e 41 espécies de Rotifera. A lagoa teve a maior abundância e o tributário a maior riqueza, enquanto o rio Tietê esteve num intermediário entre os dois ambientes. Esse estudo mostra a importância da manutenção da qualidade da água para a conservação da biodiversidade em ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave: Cladocera, Copepoda, Rotifera, limnologia, qualidade de água

1. Introdução

A água é fundamental para a vida como a conhecemos. Nossa sociedade é diretamente dependente dela para atividades domésticas, agrícolas e industriais (Buckeridge e Ribeiro 2018). Mesmo assim, as políticas de preservação desse recurso não têm se mostrado completamente eficientes, principalmente considerando a produção e destinação de resíduos líquidos e sólidos (SNS 2021; ABRELPE 2022). Ainda que a instalação e operação de estações de tratamento possam remover consideráveis cargas de matéria orgânica e compostos minerais (Gralhóz e Nogueira 2006), contaminantes emergentes, como antibióticos presentes em efluentes domésticos e hospitalares, podem persistir e atingir os mananciais de abastecimento, podendo ser consumidos por humanos ou animais silvestres e domésticos, o que pode acarretar em problemas fisiológicos ou na evolução de bactérias patogênicas resistentes (Rodriguez-Mozaz et al. 2015).

Um dos maiores problemas antrópicos relacionados aos rios é o aumento da concentração de nutrientes na água, principalmente de nitrogênio e fósforo, provenientes do despejo de efluentes urbanos e da agropecuária. A eutrofização promove o desenvolvimento dos produtores primários, o que pode acarretar no crescimento excessivo de algas, cianobactérias, macrófitas aquáticas e um consequente desequilíbrio da estrutura e funcionamento ecológico dos cursos d'água (Carpenter et al. 1998; Smith 2003).

O plâncton é componente fundamental da biota aquática, interferindo diretamente nos processos de funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Esses organismos desempenham um papel importante na cadeia alimentar, transferindo massa e energia dos produtores e consumidores primários para níveis tróficos superiores, bem como respondendo rapidamente a alterações ambientais (Odum 2004; Roche e Rocha 2005; Nogueira et al. 2008, 2010; Tundisi e Matsumura-Tundisi 2008).

A poluição interage de maneira negativa com o zooplâncton, alterando sua distribuição e diversidade. Altas taxas de nitrogênio, fósforo e mudanças no pH da água são associadas a uma diminuição do número total de espécies nos habitats, onde geralmente dominam táxons mais resistentes a mudanças físico-químicas. Microcrustáceos podem ser muito afetados em ambientes poluídos, enquanto alguns

protozoários ciliados e rotíferos não são tão impactados com essas alterações devido a sua maior resistência (Du et al. 2014; de Melo et al. 2017; Xiong et al. 2019; Shen et al. 2021). Karpowicz et al. (2020), estudando sistemas lacustres, apontam que o deplecionamento de oxigênio reduz a biomassa geral do zooplâncton e causa uma mudança na composição de espécies, favorecendo aquelas que têm tamanho reduzido.

Lagoas laterais são ambientes com alta produtividade biológica, onde estão presentes muitas espécies de plantas e animais. Sua hidrodinâmica é complexa e diferente quando comparada a do corpo lótico principal, permitindo que diferentes processos ecológicos ocorram, tal como o recrutamento inicial de várias espécies de peixes. Também têm um papel crucial nos ciclos dos nutrientes nos ambientes aquáticos. Portanto, as lagoas são importantes habitats para a manutenção da biodiversidade regional dos ecossistemas fluviais (Mitsch 1996; Panarelli et al. 2003; Baumgartner et al. 2004; Ferrareze e Nogueira 2013).

Muitas espécies do zooplâncton são consideradas bioindicadoras, ou seja, sua presença e abundância pode dizer muito a respeito da qualidade da água de um local (Perbiche-Neves et al. 2016; Jurczak et al. 2019). Sabendo disso, esse trabalho teve como principal objetivo avaliar e comparar a estrutura do zooplâncton (Rotifera, Cladocera e Copepoda) entre três ambientes de uma mesma bacia hidrográfica com condições contrastantes de qualidade da água, a fim de entender como a poluição pode induzir mudanças nas comunidades. Esperamos uma maior riqueza de espécies quão menos poluído for o ambiente. Quanto à densidade, espera-se que os ambientes mais eutrofizados possuam um maior número de indivíduos, principalmente os que possuam águas lânticas.

2. Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na bacia Hidrográfica do Médio Tietê, que se localiza no centro-sudeste do estado de São Paulo. Sua extensão compreende o trecho do rio Tietê desde a barragem de Rasgão, a montante, até a barragem de Barra Bonita, a jusante (IPT 2008). O rio Tietê é o principal rio que corta e recebe os dejetos da região

metropolitana de São Paulo, atualmente com mais de 22 milhões de habitantes. Somente na cidade de São Paulo, 10,85% do esgoto gerado não é coletado nem tratado, enquanto 21,86% apesar de ser coletado não é tratado. O principal destino de todo esse material é a bacia do Tietê (ANA, 2013).

A situação atual da presença de resíduos sólidos na região do estudo é bem preocupante. Lixo de diversas origens pode ser encontrado flutuando no rio e em suas margens. Em alguns locais, é possível até mesmo observar resíduos antigos que foram sedimentados ao longo dos anos no solo (Figura 1).



Figura 1. Rio Tietê em seu trecho médio. A, C e D- Nota-se muitos resíduos plásticos flutuando ao longo do curso do rio. B – Lixo “sedimentado” na margem do rio. Fotos A e C: Bruna Quirici Urbanski, 2019. Foto B: Marcos Gomes Nogueira, 2016. Foto D: Gabriel Mariano, 2021

Locais e períodos de amostragem

As amostragens foram realizadas em dois períodos: final do chuvoso e seco (Figura 2), nos meses de abril e agosto de 2021, respectivamente, a fim de discriminar os efeitos da sazonalidade, sobretudo do regime de chuvas, nos ambientes de estudo.

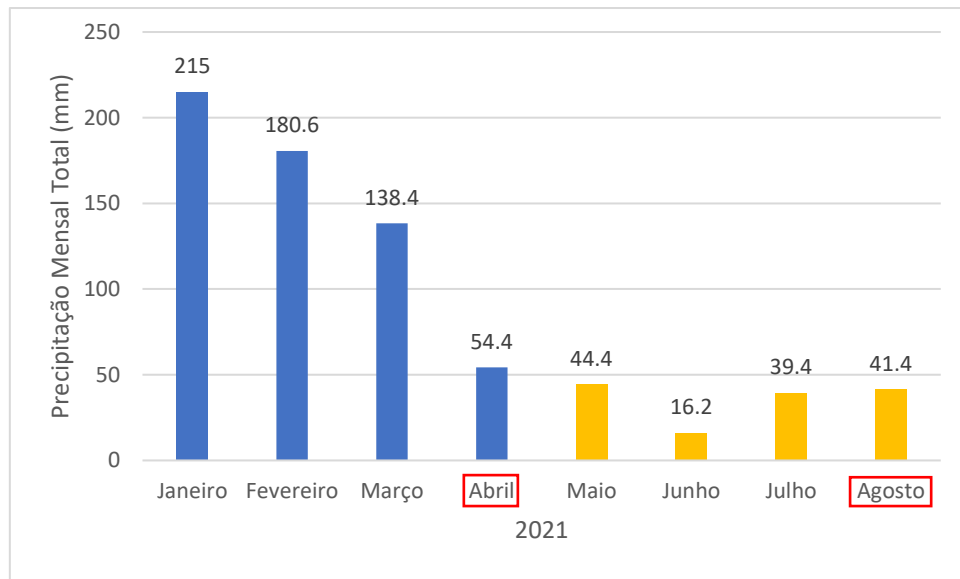


Figura 2. Precipitação mensal na cidade de São Paulo nos meses da coleta (destacados) e nos três meses anteriores (Estação A701 São Paulo – Mirante) (<https://bdmep.inmet.gov.br>, acesso em 21/02/2023). O acumulado no período adotado como chuvoso foi de 588,4 mm, enquanto no seco foi de 141,4 mm.

Foram estipulados transectos longitudinais de aproximadamente um quilômetro em três ambientes: rio do Peixe ($22^{\circ}49'32.35''\text{S}$, $48^{\circ}5'34.85''\text{O}$), um pequeno mas importante tributário da região; rio Tietê ($22^{\circ}47'37.56''\text{S}$, $48^{\circ}7'14.99''\text{O}$) em seu curso principal na altura da cidade de Anhembi/SP (sem sua influência) e em uma de suas lagoas laterais ($22^{\circ}47'41.79''\text{S}$, $48^{\circ}6'24.02''\text{O}$) (Figura 3). Essa região fica a cerca de 160 km da capital, seguindo o curso do rio são 350 km.

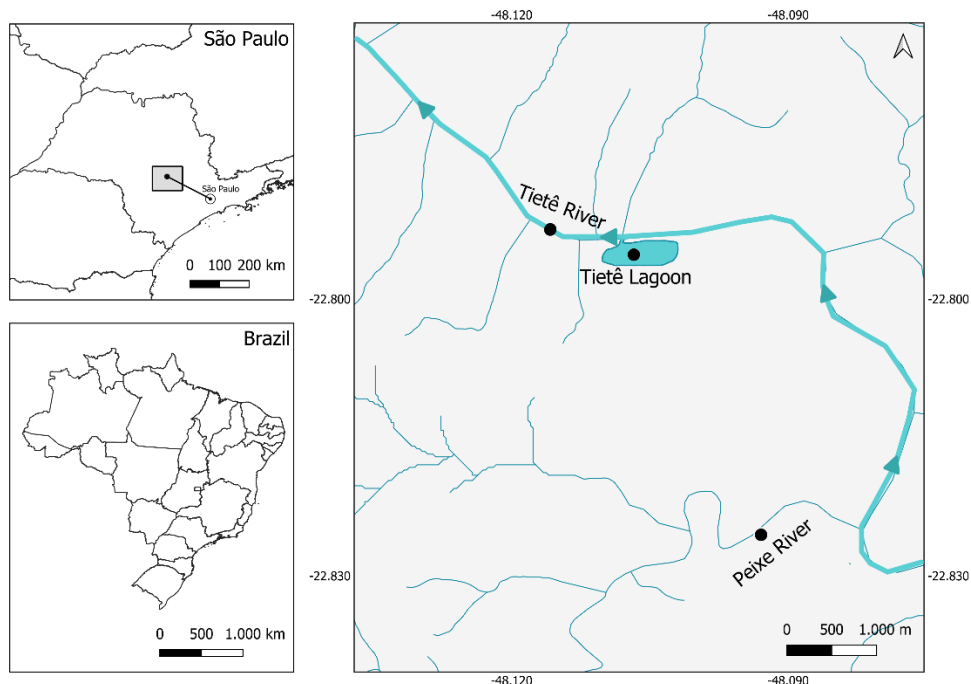


Figura 3. Mapa da área de estudo com os três locais de amostragem. A distância entre os pontos do Tietê e do Peixe é inferior a 5 km.

Variáveis ambientais

Foram medidos *in situ* os parâmetros físico-químicos da água, com uma sonda multiparâmetros HORIBA modelo U-52, em 7 pontos de cada transecto. Foram determinados perfis completos da coluna, com leituras feitas a cada metro de profundidade, para a temperatura (°C), pH, potencial de oxido redução (mV), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido (mg/L e % saturação) e sólidos totais dissolvidos (g/L). Também foram medidas a profundidade (m) (sonar Speedtech) e a transparência da água (m) com disco de Secchi. Amostras de água foram coletadas para análise da concentração de nutrientes – nitrogênio total (mg/L) e fósforo total (mg/L), clorofila *a* ($\mu\text{g}/\text{L}$), demanda bioquímica de oxigênio (mg/L), sólidos totais (mg/L) e coliformes termotolerantes (NPM/100ml). A partir dessas métricas foi calculado o Índice de Estado Trófico modificado para regiões tropicais/subtropicais (Mercante e Tucci-Moura 1999) e o Índice de Qualidade da Água (CETESB 2016). As determinações de DBO e coliformes termotolerantes foram feitas em laboratório externo (Controle Analítico Análises Técnicas LTDA).

Amostragem e análise do zooplâncton

O zooplâncton foi coletado em 3 pontos de cada transecto. Foram realizados arrastos verticais nos rios, devido a maior profundidade, e arrasto horizontal na lagoa, cuja coluna não passava de um metro e meio. Foi utilizada uma rede cônica de 68 μm de abertura de malha. As amostras foram imediatamente fixadas com formol logo após a coleta (concentração final na amostra de formol 4%).

Os rotíferos e os microcrustáceos (Cladocera e Copepoda; Crustacea) foram analisados sob lupa (Zeiss Discovery.V20) e microscópio (Zeiss Standard 20). A identificação, a nível de gênero/espécie, foi realizada com auxílio de bibliografia especializada (Koste 1978; Reid 1985; Elmoor-Loureiro 1997; da Silva 2003; Perbiche-Neves et al. 2015; Sousa e Elmoor-Loureiro 2019; Suárez-Morales et al. 2020). Os Bdelloidea (Eurotatoria, Rotifera) foram tratados a nível de Classe e os Chydoridae (Anomopoda, Crustacea) a nível de Família. Os estágios juvenis de Copepoda (náuplios e copepoditos) foram identificados somente ao nível de ordem.

Através de sub-amostragens foram contados, no mínimo, 50 organismos por amostra, em cubetas de acrílico sob lupa e em câmara de Sedgewick-Rafter sob

microscópio óptico, sempre que possível, ao menor nível taxonômico. Para obter a densidade de indivíduos foi utilizada uma extrapolação baseada no volume total coletado por amostra, através de cálculo baseado na distância do arrasto da rede na água. Assim, obteve-se a densidade de espécimes por metro cúbico.

Uma análise dos componentes principais (ACP) foi feita a fim de discriminar as diferenças limnológicas entre os pontos estudados. Os ambientes foram caracterizados com 3 pontos de cada local/período para incluir as variáveis DBO e coliformes termotolerantes. Testes comparativos (teste t, Kruskal-Wallis, ANOVA e Mann-Whitney) foram utilizados para comprovar as relações e diferenças entre os locais de estudos e os períodos, tanto para as variáveis limnológicas quanto para a densidade de indivíduos. Análises de diversidade (Shannon, Simpson e Equitabilidade de Pielou) também foram feitas para comparar as assembleias zooplânctônicas entre os ambientes estudados. Um escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) foi feito para separar os agrupamentos de espécies em suas localidades. Uma análise de redundância canônica baseada em distância (dbRDA) também foi feita para verificar como as variáveis ambientais influenciam na distribuição e abundância do zooplâncton (RStudio).

3. Resultados

Variáveis ambientais

A análise dos componentes principais (ACP) mostra uma clara separação dos ambientes estudados (a explicação do CP 1 foi de 62% e a do CP 2 foi de 21,9%, somando 83,9%). O efeito da sazonalidade também foi evidenciado, mesmo que em menor magnitude (Figura 4).

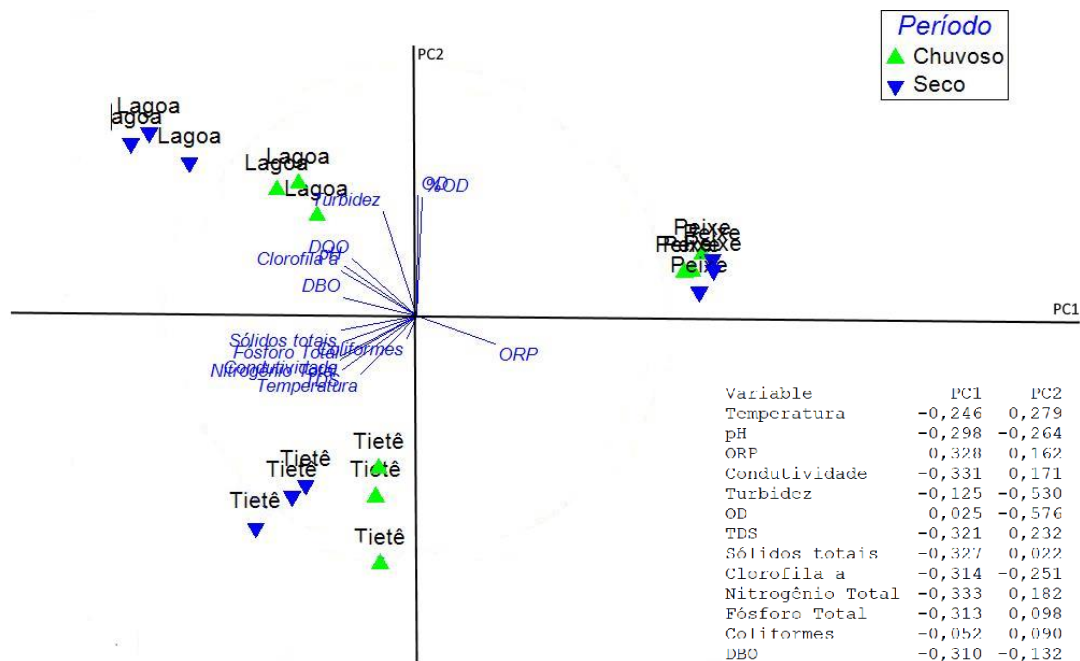


Figura 4. Resultados da análise de componentes principais realizada com dados limnológicos medidos no rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal) durante os períodos de abril e agosto.

Foram testadas (ANOVA e Kruskal-Wallis, Student-Newman-Keuls *post hoc*) as interações entre as variáveis utilizadas na ACP, confirmando que os três ambientes são diferentes entre si. A única variável que não diferiu ($p > 0,05$) entre os três pontos, em ambos períodos, foi a concentração de coliformes totais (Tabela 1).

Tabela 1. Valores (média e desvio padrão entre os pontos) das variáveis limnológicas medidas no rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal) durante os períodos de abril e agosto.

	Abril				Agosto			
	Lagoa	Peixe	Tietê	Diferença estatística	Lagoa	Peixe	Tietê	Diferença estatística
Temperatura (°C)	22,94 ± 0,13	21,34 ± 0,13	23,86 ± 0,08	P <0,001	23,22 ± 0,36	22,34 ± 1,22	23,45 ± 0,24	P = 0,003
pH	9,33 ± 0,13	6,14 ± 0,25	7,31 ± 0,11	P <0,001	9,89 ± 0,166	6,85 ± 0,26	7,65 ± 0,16	P <0,001
ORP (mV)	196,76 ± 10,07	326,38 ± 14,22	232,83 ± 8,38	P <0,001	168,52 ± 9,56	310,73 ± 18,56	239,90 ± 8,51	P <0,001
Condutividade (mS/cm)	364,69 ± 5,13	42,11 ± 0,56	490,45 ± 1,65	P <0,001	450,77 ± 8,80	63,99 ± 0,45	622,34 ± 2,04	P <0,001
Turbidez (NTU)	74,42 ± 5,28	39,32 ± 1,20	13,79 ± 1,66	P <0,001	190,90 ± 26,12	29,67 ± 10,60	21,64 ± 7,37	P <0,001
OD (mg/L)	9,28 ± 1,20	5,57 ± 0,90	0,73 ± 1,66	P <0,001	12,61 ± 2,07	5,54 ± 0,56	0,57 ± 0,07	P <0,001
Sólidos totais (mg/L)	267,43 ± 16,74	112,43 ± 7,16	257,50 ± 37,35	P <0,001	371,29 ± 9,78	39,50 ± 5	310,50 ± 9,49	P <0,001
Clorofila a (µg/L)	423,67 ± 28,92	3,17 ± 0,51	25,51 ± 1,81	P <0,001	818,08 ± 56,03	1,48 ± 0,24	28,95 ± 6,40	P <0,001
Nitrogênio Total (mg/L)	6,25 ± 1,11	0,65 ± 0,10	11,39 ± 1,99	P <0,001	11,84 ± 2,76	0,59 ± 0,05	17,67 ± 2,65	P <0,001
Fósforo Total (mg/L)	0,54 ± 0,05	0,06 ± 0,01	0,73 ± 0,03	P <0,001	1,72 ± 0,39	0,03 ± 0,01	1,84 ± 0,44	P <0,001
Coliformes (NMP/100 ml)	187,33 ± 262,43	136,67 ± 30,55	129,33 ± 87,17	P = 0,892	19,27 ± 7,07	1,80 ± 0	54,93 ± 68,58	P = 0,318
DBO (mg/L)	17,33 ± 3,05	8,00 ± 1	8,33 ± 1,52	P = 0,002	37,33 ± 3,21	2,00 ± 0	21,67 ± 3,05	P <0,001

Testes feitos comparando os dois períodos também confirmaram o que foi apresentado na ACP: a limnologia é diferente ao longo do tempo para a maioria das variáveis analisadas, mesmo que essas mudanças sejam moderadas. Para o rio do Peixe, três variáveis não apresentaram diferença ao longo do tempo, para o rio Tietê, três também e pra a lagoa, duas.

A Tabela 2 mostra os resultados da aplicação do índice de estado trófico e do índice de qualidade de água. A condição d'água na lagoa é um pouco melhor no período de abril, mas ainda assim são classificados como ambientes hipereutróficos.

Tabela 2. Índice de Estado Trófico (IET) e Índice de Qualidade de Água (IQA) calculados para o rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal) durante os períodos de abril e agosto.

Período	Local	IET	Classificação	IQA	Classificação
Abril	Peixe	56,95	Mesotrófico	66,69	Boa
	Lagoa	80,47	Hipereutrófico	53,35	Boa
	Tietê	72,49	Hipereutrófico	43,31	Regular
Agosto	Peixe	51,73	Oligotrófico	82,22	Ótima
	Lagoa	85,60	Hipereutrófico	51,45	Boa
	Tietê	75,39	Hipereutrófico	37,41	Regular

Legenda IET ■ Ultraoligotrófico ■ Oligotrófico ■ Mesotrófico ■ Eutrófico ■ Supereutrófico ■ Hipereutrófico

Legenda IQA ■ Ótima ■ Boa ■ Regular ■ Ruim ■ Péssima

Comunidade de zooplâncton

Foram encontrados, ao todo, 66 táxons (Figura 5), sendo 8 espécies de Copepoda; 16 espécies de Cladocera e 41 espécies de Rotifera (Tabela 3).

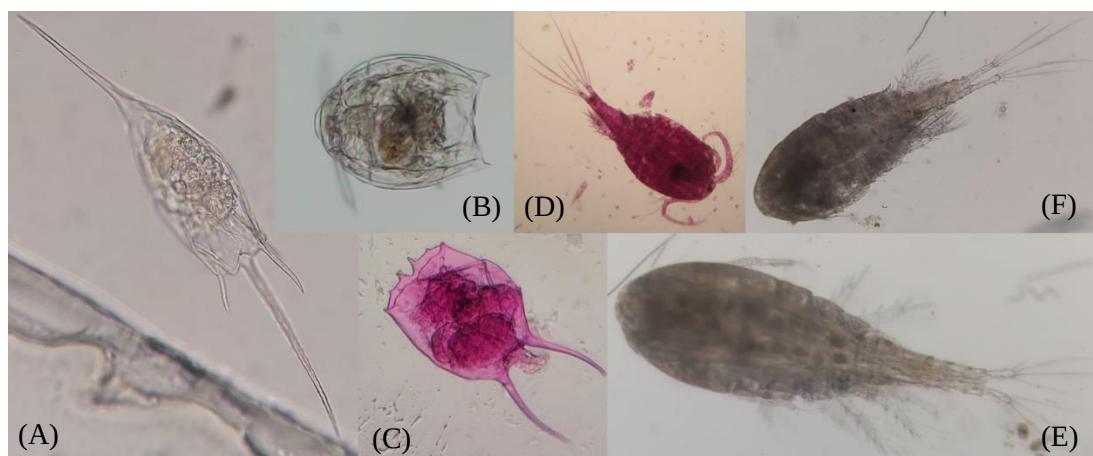


Figura 5. Algumas espécies encontradas no estudo. A – *Kellicotia bostoniensis*. B – *Lecane curvicornis*. C – *Brachionus caudatus*. D – *Mesocyclops ogunnus*. E – *Thermocyclops decipiens*. F – *Acanthocyclops robustus*.

Tabela 3. Lista de espécies do zooplâncton encontradas rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal) durante os períodos de abril e agosto. Presença (x) ou ausência (-) nos ambientes de estudo.

Táxon	Abril			Agosto		
	Lagoa	Peixe	Tietê	Lagoa	Peixe	Tietê
Copepoda						
Calanoida						
Náuplio Calanoida	X	X	X	-	-	-
Copepodito Calanoida	X	X	X	-	-	-
<i>Notodiaptomus cearensis</i> (Wright S., 1936)	X	X	X	-	-	-
<i>Notodiaptomus henseni</i> (Dahl F., 1894)	X	-	-	-	-	-
Cyclopoida						
Náuplio Cyclopoida	X	X	X	X	X	X
Copepodito Cyclopoida	X	X	X	X	X	X
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars G.O., 1863)	X	-	X	X	-	X
<i>Mesocyclops ogunnus</i> Onabamiro, 1957	-	-	-	-	X	X
<i>Metacyclops mendocinus</i> (Wierzejski, 1892)	X	-	-	X	-	X
<i>Paracyclops</i> cf. <i>fimbriatus fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	-	X	-	-	-	-
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	X	-	X	-	-	-
<i>Thermocyclops inversus</i> (Kiefer, 1936)	-	X	-	-	-	-
Cladocera						
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904	X	-	X	X	-	X
<i>Bosmina freyi</i> De Melo & Hebert, 1994	-	X	X	-	-	-
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	-	X	-	-	-	-
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars (1885) fa rigaudi	X	-	X	-	-	-
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F. Müller, 1785)	-	-	-	-	X	-
<i>Ceriodaphnia richardii</i> Richard, 1894	-	-	-	-	X	-
Chydoridae Stebbing, 1902	-	X	-	-	X	X
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korínek, 1981	-	-	-	-	X	-
<i>Diaphanosoma brevireme</i> Sars, 1901	-	X	-	-	-	-
<i>Diaphanosoma fluviatile</i> Hansen, 1899	X	-	X	-	-	-

<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975	X	X	X	-	-	-
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	-	X	-	-	-	-
<i>Macrothrix flabelligera</i> Smirnov, 1992	-	-	-	-	X	-
<i>Macrothrix squamosa</i> Sars, 1901	-	X	-	-	-	-
<i>Macrothrix paulensis</i> (Sars, 1900)	-	X	-	-	-	-
<i>Moina minuta</i> Hansen, 1899	X	X	X	X	-	X
<i>Pseudosida ramosa</i> (Daday, 1904)	-	X	-	-	-	-
Rotifera						
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	-	-	X	-	-	-
<i>Asplanchna sieboldii</i> (Leydig, 1854)	-	-	X	-	-	-
<i>Bdelloida</i> Hudson, 1884	-	X	X	-	X	X
<i>Beauchampiella eudactylota</i> (Gosse, 1886)	-	X	-	-	-	-
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	-	X	X	X	X	X
<i>Brachionus bidentata</i> Anderson, 1889	-	-	-	-	-	X
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	X	-	X	-	-	X
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	-	-	-	-	-	X
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898	-	X	X	-	-	-
<i>Brachionus havanaensis</i> Rousselet, 1911	-	-	X	-	-	-
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	X	X	X	-	-	X
<i>Colurella geophila</i> Donner, 1951	-	X	-	-	-	-
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	-	X	-	-	X	-
<i>Euchlanis dilatata luksiana</i> Hauer, 1930	-	X	-	-	-	-
<i>Euchlanis triqueta</i> Ehrenberg, 1838	-	X	-	-	X	-
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	-	X	-	-	-	-
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	-	X	X	-	-	X
<i>Hexarthra intermedia brasiliensis</i> (Hauer, 1953)	-	X	X	-	-	X
<i>Kellicotia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	-	X	-	-	-	-
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	-	X	-	-	-	-

<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	X	-	X	-	-	X
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	-	X	X	-	X	X
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	-	X	-	-	-	-
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	-	X	-	-	X	-
<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)	-	X	-	-	X	-
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	-	X	-	-	X	-
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	-	-	X	-	-	X
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830)	-	X	-	-	-	-
<i>Lepadella ovalis</i> (Müller, 1786)	-	X	-	-	X	-
<i>Macrochaetus collinsi</i> (Gosse, 1867)	-	-	-	-	X	-
<i>Monommata</i> sp. Bartsch, 1870	-	X	-	-	-	-
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	-	X	-	-	X	-
<i>Plationus patulus</i> (Müller, 1786)	-	X	-	-	X	-
<i>Platylabus quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	-	X	X	-	-	X
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	-	X	-	X	-	X
<i>Sinanthrina spinosa</i> (Thorpe, 1893)	-	X	-	-	-	-
<i>Testudinella mucronata haueriensis</i> Gillard, 1967	-	X	-	-	-	-
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	-	X	-	-	X	X
<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	-	-	-	-	X	-
<i>Trichocerca tigris</i> (Müller, 1786)	-	-	-	-	X	-
<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	-	X	-	-	X	-

Somente os estágios larvais e juvenis de Cyclopoida foram encontrados em todos os locais. *Brachionus angularis* foi o rotífero mais encontrado e entre os cladóceros *Moina minuta* esteve presente em quase todas as amostras.

Densidades muito mais elevadas foram obtidas na lagoa, sobretudo no período seco, com mais de 950 mil ind./m³ (Figura 6). A lagoa pode ter mais de 20 vezes a abundância encontrada no rio Tietê e mil vezes a do rio do Peixe. Os três ambientes são diferentes entre si, considerando a abundância, em ambos períodos (Kruskal-Wallis, SNK post-hoc; $p < 0,05$). Quando comparado o mesmo ambiente entre abril e agosto, o rio

Tietê e o rio do Peixe não apresentaram mudanças significativas, enquanto a lagoa se mostrou diferente (teste t; $p < 0,05$).

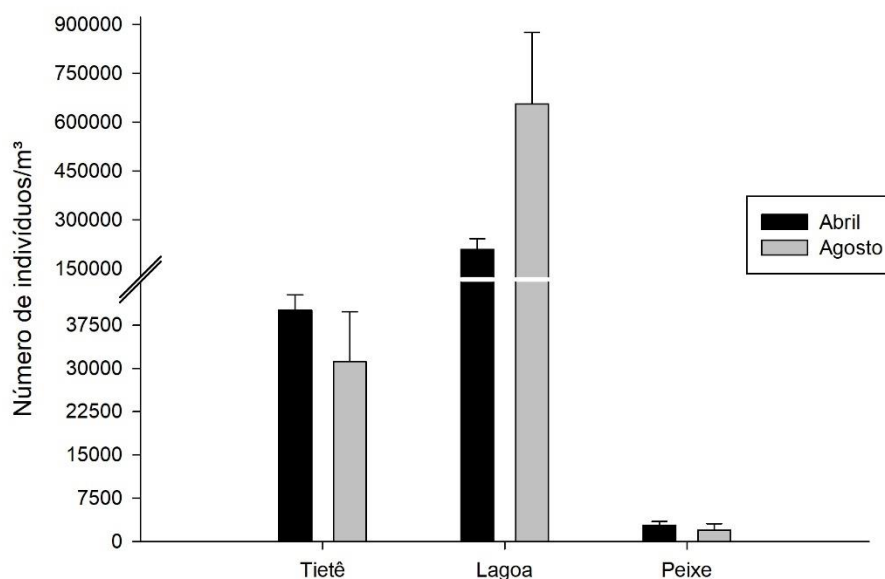


Figura 6. Abundância do zooplâncton, com média (e desvio-padrão), no rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal) durante os períodos de abril e agosto.

Em contrapartida ao que mostra a abundância, a maior riqueza foi encontrada no rio do Peixe (Figura 7). A menor riqueza encontrada foi na lagoa em agosto, chegando a 4 spp., enquanto a maior foi no Peixe em abril com 30 spp. As riquezas também foram diferentes entre todos os pontos em ambos os períodos ($p < 0,05$). O rio Tietê não teve mudança na riqueza entre os dois períodos, enquanto na lagoa e no rio do Peixe ocorreram mudanças significativas ($p < 0,05$).

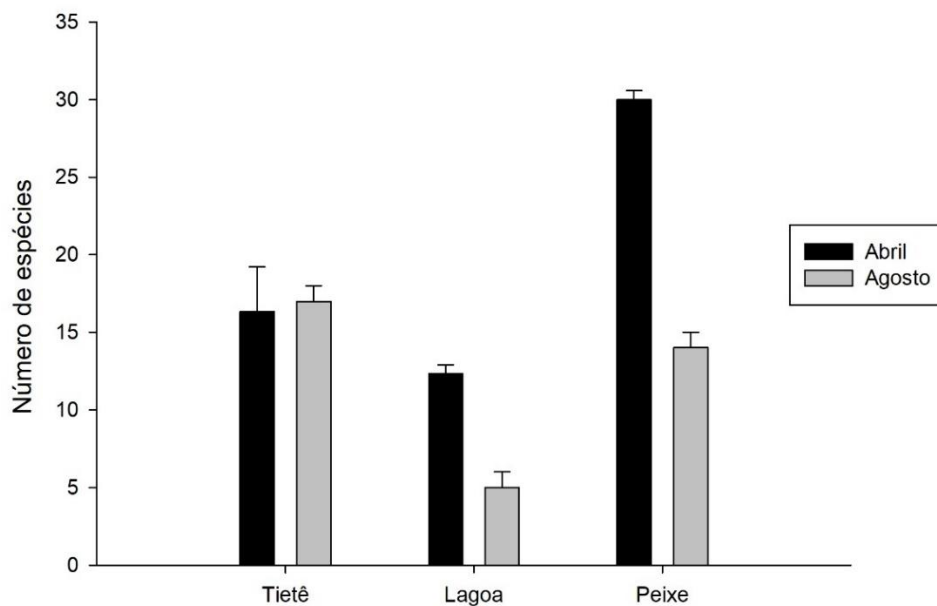


Figura 7. Riqueza do zooplâncton, média (e desvio-padrão), no rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal) durante os períodos de abril e agosto.

Os maiores resultados para diversidade foram no rio do Peixe no mês de abril. A diversidade de Shannon, em abril, foi significativamente maior no Peixe ($p < 0,05$) e não apresentou diferença estatística entre o rio Tietê e a lagoa (ANOVA, Holm-Sidak *post hoc*, $p = 0,566$). Em agosto, a diversidade foi estatisticamente diferente entre os três pontos ($p < 0,05$). O índice de Simpson seguiu o mesmo padrão no fim do período chuvoso, com apenas o Peixe diferindo dos demais pontos ($p < 0,05$). No período seco Peixe e lagoa diferiram entre si ($p < 0,05$). Para a equitabilidade de Pielou o rio do Peixe difere do Tietê e da lagoa em ambos períodos ($p < 0,05$). Os valores dos índices de diversidade são apresentados na Tabela 6.

Comparando os períodos, o rio Tietê se manteve igual ao longo do tempo para padrão da lagoa se repete e a diversidade de Shannon também aumenta significativamente os três índices (teste t, $p > 0,05$). Na lagoa, a diversidade de Simpson e a equitabilidade de Pielou também não apresentaram diferenças, enquanto o índice de Shannon foi maior em abril ($p < 0,05$). Para o Peixe, o mesmo em abril ($p < 0,05$).

Tabela 4. Índices de diversidades do zooplâncton, média (e desvio-padrão), no rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal) durante os períodos de abril e agosto.

	Equitabilidade de Pielou	Shannon	Simpson (1- λ)	Equitabilidade de Pielou	Shannon	Simpson (1- λ)
	Abril			Agosto		
Tietê	0,56 ($\pm 0,03$)	2,26 ($\pm 0,15$)	0,72 ($\pm 0,03$)	0,61 ($\pm 0,02$)	2,48 ($\pm 0,08$)	0,74 (± 0)
Lagoa	0,60 ($\pm 0,09$)	2,15 ($\pm 0,29$)	0,67 ($\pm 0,06$)	0,60 ($\pm 0,08$)	1,40 ($\pm 0,34$)	0,51 ($\pm 0,15$)
Peixe	0,88 ($\pm 0,03$)	4,31 ($\pm 0,18$)	0,93 $\pm$ 0,01	0,86 ($\pm 0,03$)	3,25 ($\pm 0,08$)	0,87 ($\pm 0,01$)

Todos os grupos principais do zooplâncton estiveram presentes nos três locais em ambos períodos. No rio Tietê, tanto em abril quanto em agosto, os microcrustáceos, principalmente cladóceros, apresentaram baixa abundância relativa (Figura 8).

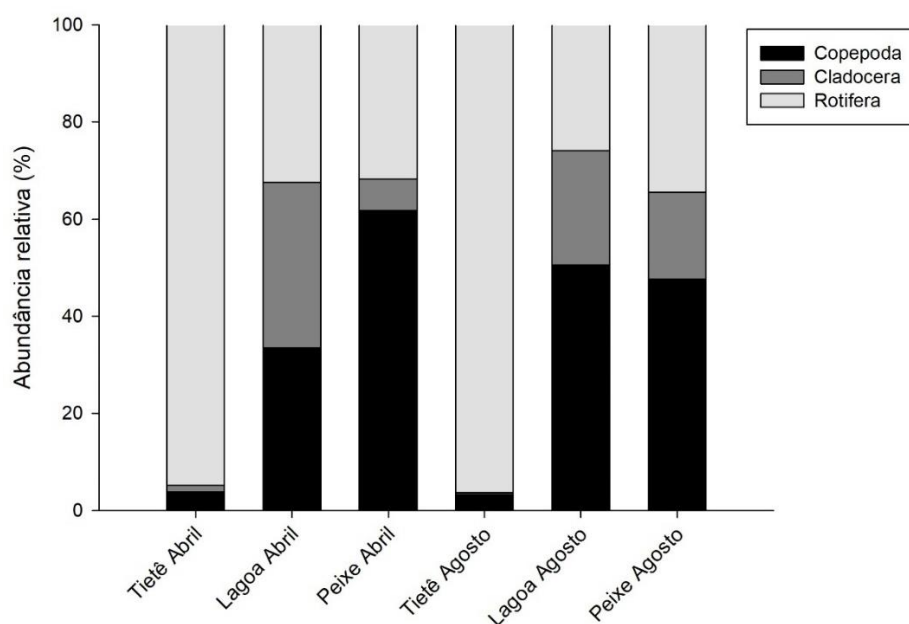


Figura 8. Abundância relativa entre os principais grupos do zooplâncton no rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal) durante os períodos de abril e agosto.

Dentre os copépodes houve dominância da ordem Cyclopoida em todos os locais e períodos (Figura 9). Em agosto não foi encontrado nenhum Calanoida em qualquer fase do desenvolvimento.

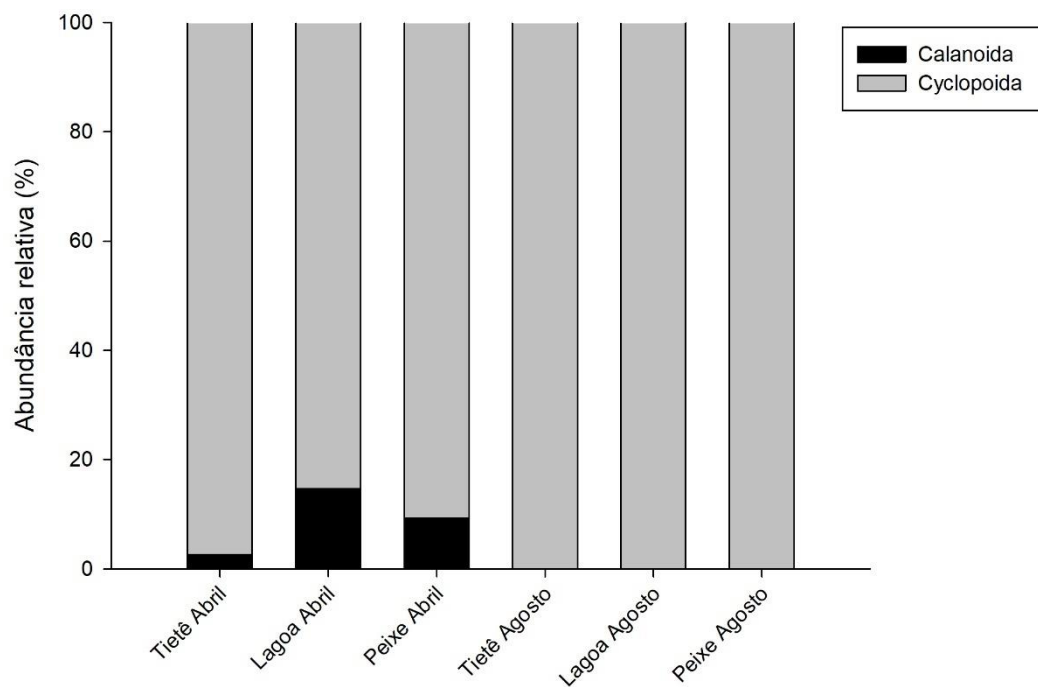


Figura 9. Abundância relativa das ordens de Copepoda Calanoida e Cyclopoida no rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal) durante os períodos de abril e agosto.

Para Copepoda, as proporções de adultos, copepoditos e fase larval seguem um padrão, onde os náuplios representam a maioria dos indivíduos em quase todas as situações estudadas (Figura 10). Indivíduos adultos não representaram a maioria em nenhuma situação.

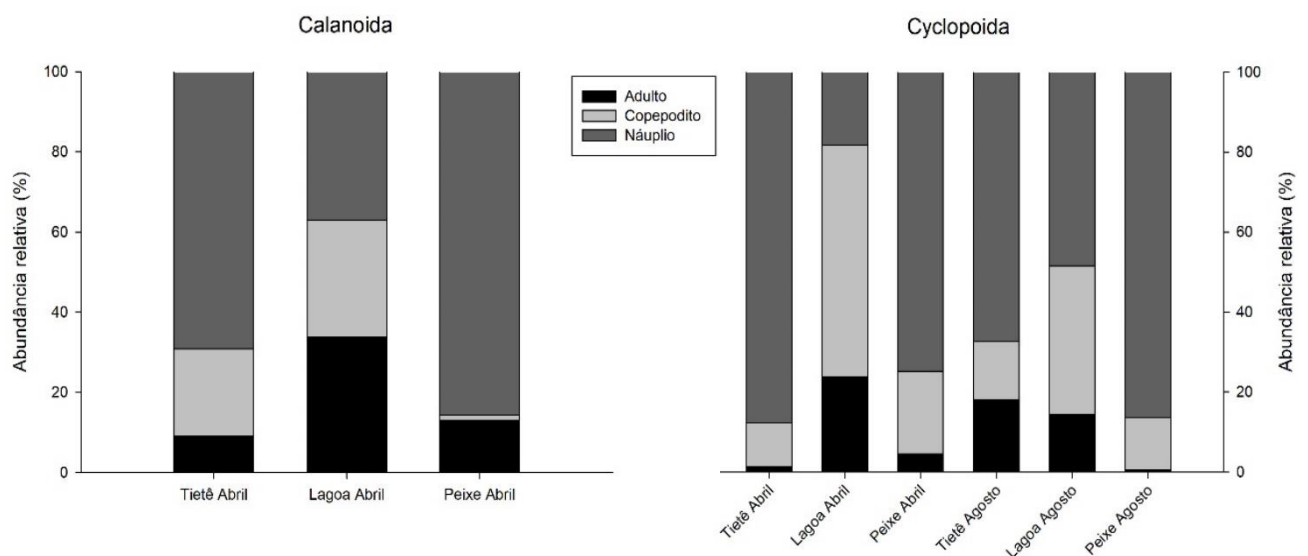


Figura 10. Abundância relativa entre as distintas fases de desenvolvimento das ordens de Copepoda Calanoida e Cyclopoida no rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal) durante os períodos de abril e agosto.

Para as famílias de Cladocera os dados variaram bastante entre os pontos (Figura 11). Bosminidae e Moinidae são parte importante da estruturação da comunidade, com alta diversidade e abundância. Sididae não estiveram presentes em agosto. O rio do Peixe no período seco não conta com a presença das famílias que ocorreram no final do período chuvoso: Bosminidae e Moinidae, quais foram substituídas por Chydoridae e Daphniidae.

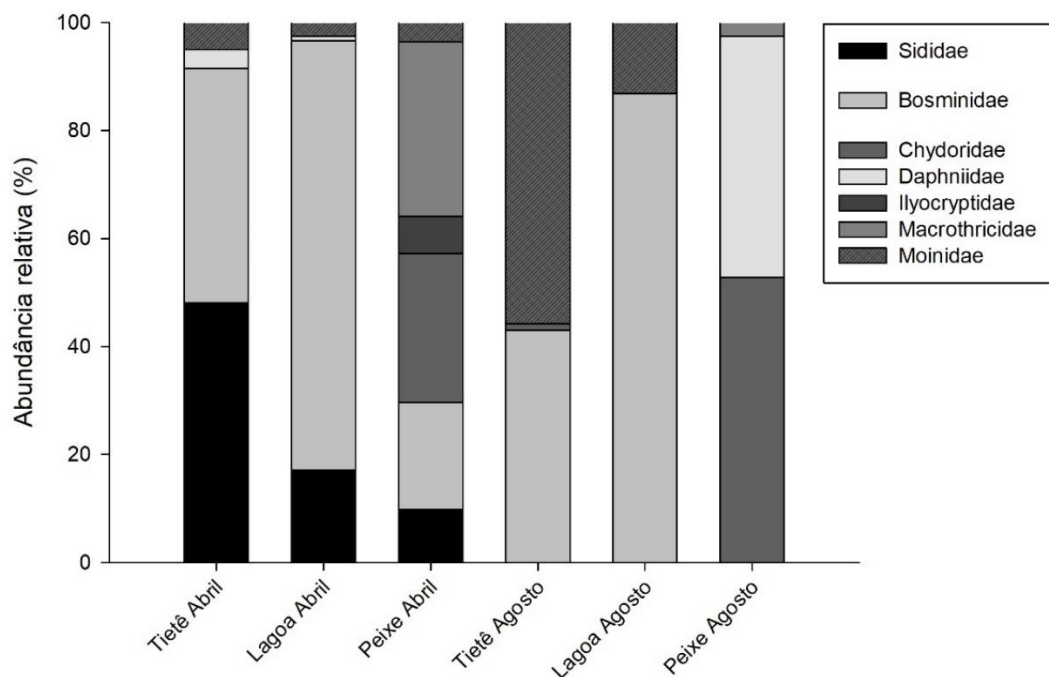


Figura 11. Abundância relativa das famílias de Cladocera no rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal) durante os períodos de abril e agosto.

Foram encontradas 14 famílias de Rotifera (Figura 12), porém na lagoa, apenas os Brachionidae estiveram presentes. A maior variedade de famílias ocorreu no rio do Peixe.

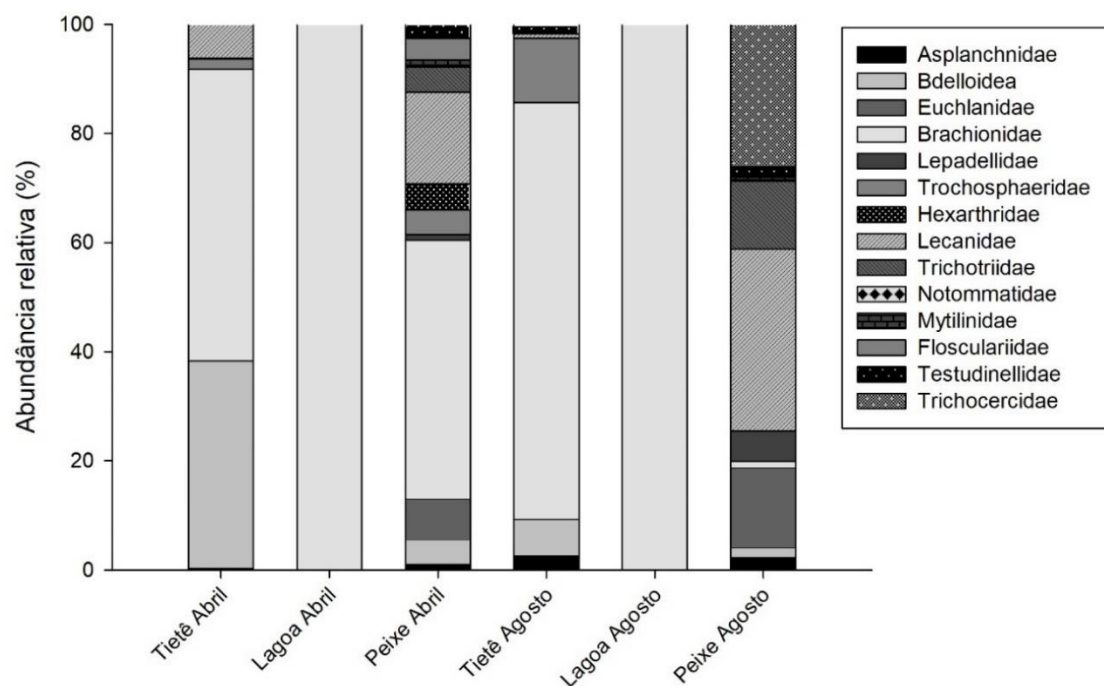


Figura 12. Abundância relativa das famílias de Rotífera no rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal) durante os períodos de abril e agosto.

Um escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) feito com as espécies mais frequentes (1% ou mais de representatividade da abundância total) mostra como elas se agrupam (Figura 13). A fauna da lagoa e do rio do Peixe são diferentes, enquanto o rio Tietê possui características intermediárias.

Uma análise de redundância canônica baseada em distância (dbRDA) também foi realizada com as espécies mais frequentes, a fim de evidenciar como as variáveis limnológicas influenciam na distribuição das diferentes espécies da comunidade ($r^2 = 1,00$) (Figura 14).

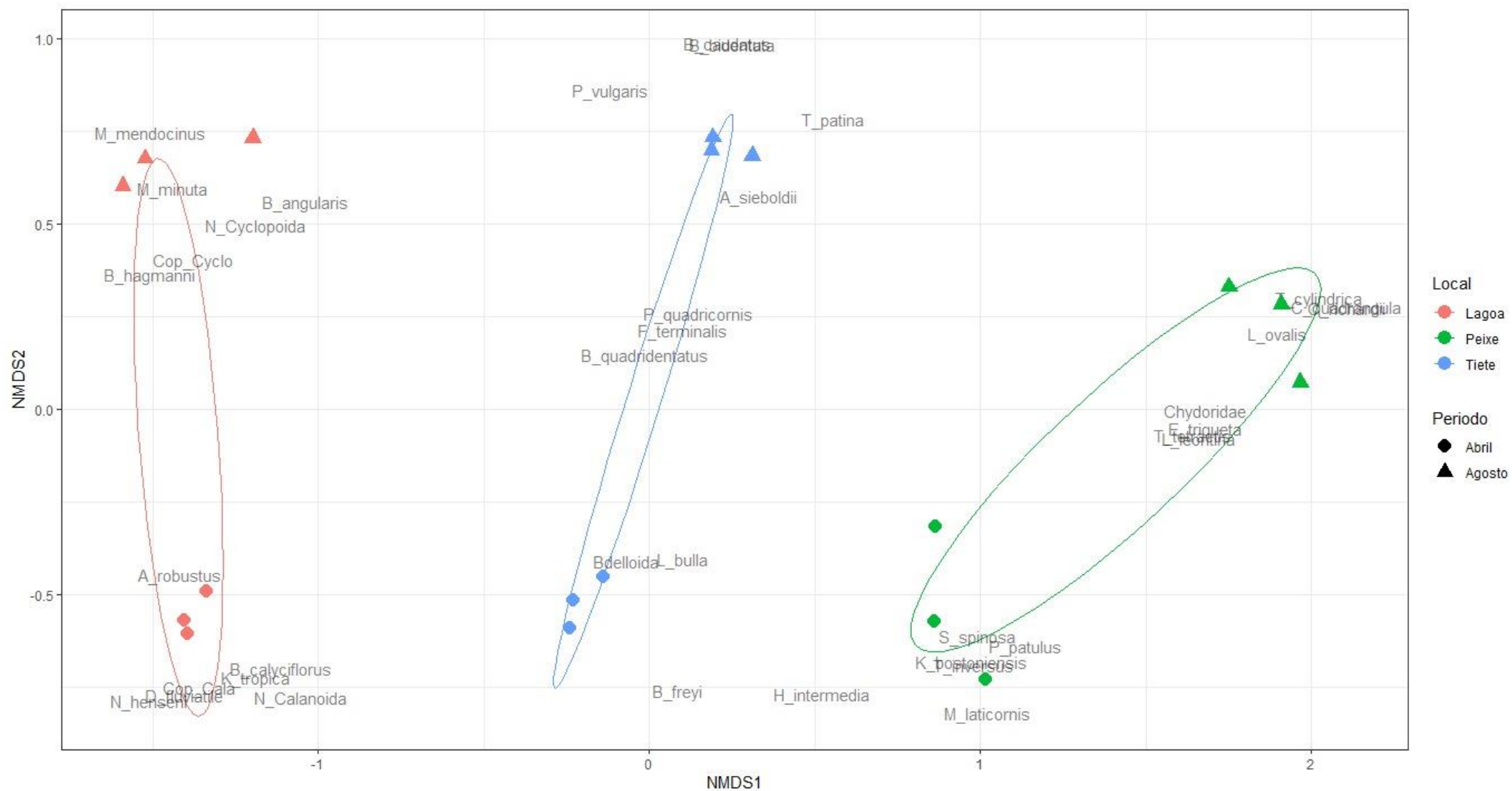


Figura 13. Escalonamento multidimensional não-métrico feito com as espécies mais abundantes no zooplâncton no rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal) durante os períodos de abril e agosto.

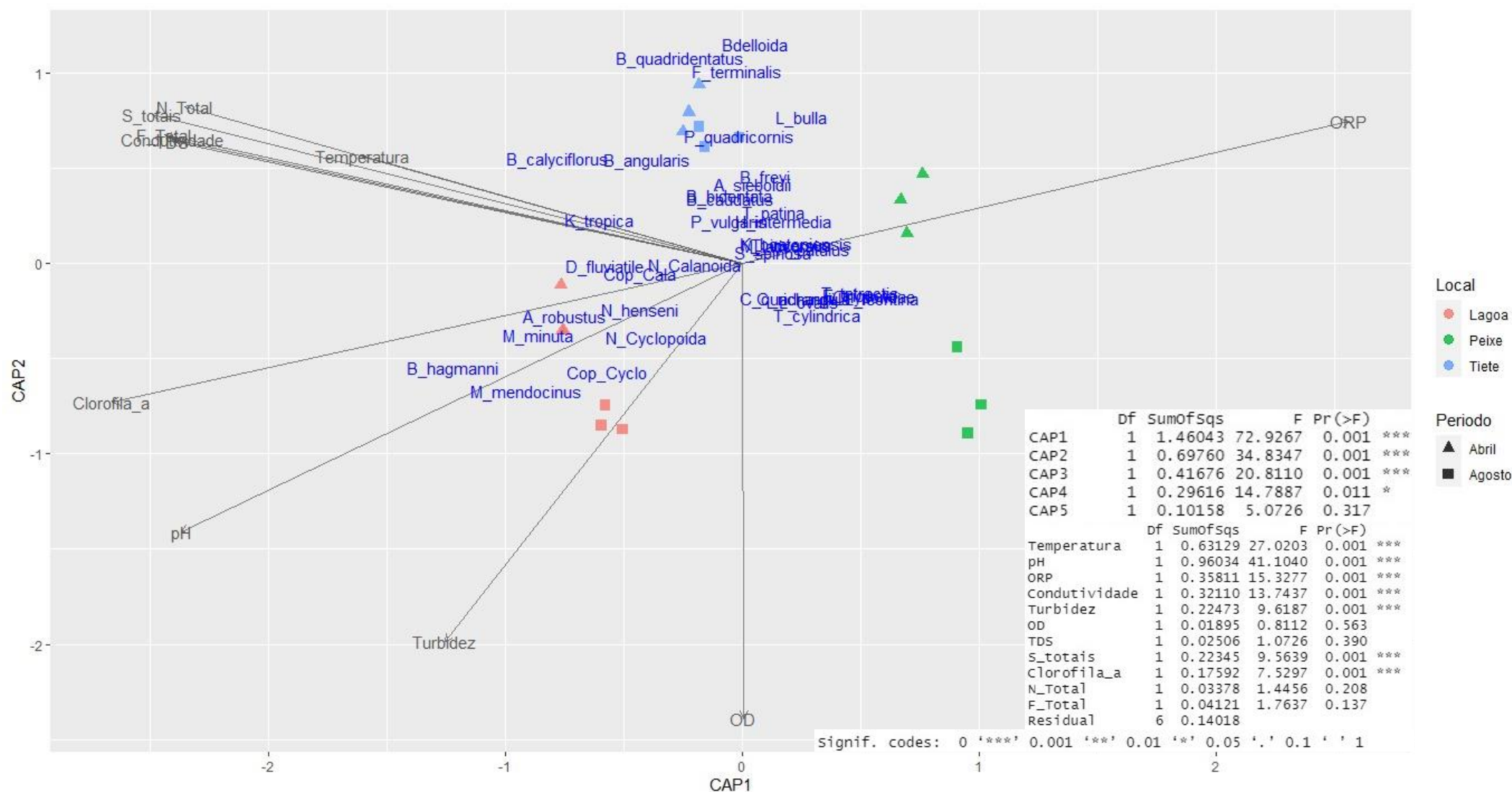


Figura 14. Relação da distribuição do zooplâncton com as variáveis ambientais análise de redundância canônica baseada em distância (dbRDA) no rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal) durante os períodos de abril e agosto.

4. Discussão

Segundo a CETESB (2016), os corpos d'água podem ser classificados quanto à sua qualidade e seu estado trófico. O rio Tietê e a lagoa marginal mostraram-se hipereutróficos nos dois períodos, ou seja, a produtividade primária é altíssima devido aos elevados níveis de nutrientes. O rio do Peixe é mesotrófico no período de abril e oligotrófico em agosto. Quanto à qualidade da água, a do rio do Peixe é classificada como boa no fim do período chuvoso e como ótima no seco, a da lagoa como boa nos dois períodos e a do rio Tietê é regular em ambos os períodos. Esse último fato se deve, muito provavelmente, à baixa concentração de coliformes termotolerantes encontrados nesses ambientes, uma vez que essa métrica tem um peso importante no índice de qualidade d'água.

A clara diferença entre os parâmetros estudados era esperada: um que recebe imensas cargas de efluentes de uma megalópole do porte de São Paulo possuia números tão alarmantes para as principais variáveis indicadoras de eutrofização/poluição. A oxidação biológica é tão intensa que a concentração de oxigênio na água é sempre próxima de zero no rio Tietê, mesmo na superfície (Diaz, 2001). Esse é um ambiente extremo, e qualquer espécie que viva nele tem que ser altamente tolerante. Contudo, isso acontece apenas nas camadas mais profundas, nas superficiais, onde o oxigênio não é tão baixo, essas mudanças não foram observadas por eles. No rio Tietê a concentração de oxigênio tende a zero logo nos primeiros centímetros da coluna da água. É preciso mais estudos sobre como as comunidades que ali vivem são afetadas por esse fator e quais são suas respostas a ele.

Esse é o primeiro estudo realizado no rio do Peixe e em uma lagoa lateral do rio Tietê após sua passagem pela cidade de São Paulo, por isso nenhum dado anterior está disponível para esses ambientes. Poucos estudos foram realizados no corpo lótico do rio Tietê, a grande maioria ocorreu em seus reservatórios. Matsumura-Tundisi e Tundisi (2005) realizaram um estudo ao longo de 1 ano no rio Tietê em uma região próxima, entre 1985 e 1986, no qual a condutividade não ultrapassou 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e o oxigênio na superfície nunca foi inferior a 4 mg/L ao longo dos 12 meses. Em nosso estudo encontramos valores de condutividade mais de duas vezes maiores e o oxigênio não ultrapassou 4 mg/L em nenhum ponto a nenhuma profundidade. Essas comparações

indicam uma piora da qualidade da água ao longo dos anos, que provavelmente se refletem em outros aspectos do ecossistema, como a biodiversidade.

A lagoa é influenciada pelo rio Tietê e por isso compartilha de suas altas taxas de nutrientes. Entretanto, é um ambiente lântico de baixa profundidade, o que possibilita o crescimento exacerbado de algas e cianobactérias. Isso é evidenciado pela altíssima concentração de clorofila *a* (400 ~ 800 µg/L). Por maior que seja a atividade biológica decompositora, os ventos e a alta produtividade primária mantêm os níveis de oxigênios elevados, o que muda bastante o quadro em relação ao rio Tietê. Eventos como *blooms* de cianobactérias podem ocorrer em locais assim (eutrofizados) e causar eventos de mortandade de diversas espécies que dependem desse sistema, como aves e peixes (Nagy et al. 2002; Mancini et al. 2010).

No rio do Peixe não foi observado nenhum indicativo de contaminação por poluentes urbanos, uma vez que em sua montante a maior parte das atividades é agrícola. Foram obtidos valores de condutividade e concentração de nutrientes esperados para um rio não eutrofizado. Essas características podem ser de suma importância para a manutenção do ecossistema da bacia do médio Tietê, uma vez que tributários tem papel crítico para a regulação da biodiversidade em sistemas como esse (Milner et al. 2019; Vasconcelos et al. 2021).

Poucos estudos foram realizados nos trechos lóticos do rio Tietê. Matsumura-Tundisi e Tundisi (2005), estudando o zooplâncton durante a década de 80, em um ponto próximo de se tornar lântico no reservatório de Barra Bonita, encontraram, ao longo de 12 meses, uma riqueza de 59 espécies. Zaganini et al. (2011) realizaram coletas no mesmo trecho que o estudado neste trabalho, logo após a desembocadura do rio do Peixe, durante 10 meses entre 2007 e 2008. Nesse estudo, foram encontradas 24 espécies no total e uma abundância máxima por táxon de 950 ind./m³. Entre os gêneros encontrados nesses estudos pode-se notar que os dominantes de Cladocera (*Bosmina* e *Diaphanosoma*) se mantiveram, enquanto para Calanoida houve uma mudança da única espécie encontrada de *Notodiaptomus iheringi* para *Notodiaptomus cearensis*. Entre os Cyclopoida, *Thermocyclops decipiens* e *Metacyclops mendocinus* ainda estão presentes, enquanto *Acanthocyclops robustus*, uma espécie relacionada a ambientes eutrofizados, foi encontrada pela primeira vez no trecho lótico.

Os organismos do zooplâncton são conhecidos por serem ótimos bioindicadores (Ejsmont-Karabin 2012; Perbiche-Neves et al. 2016, 2021). *Acanthocyclops robustus*, *Metacyclops mendocinus* e *Thermocyclops decipiens* são presenças comuns em reservatórios eutrofizados no estado de São Paulo, o que é corroborado por este trabalho. *Thermocyclops inversus* no entanto é relacionado com uma alta condutividade, o que não se aplicou a nosso estudo, uma vez que ele só foi encontrado no rio do Peixe. Mudanças na hidrodinâmica entre os ambientes estudados podem acabar selecionando diferentes espécies. Dentro dos Rotífera a presença e alta abundância de *Brachionus calyciflorus* é observada desde os primeiros estudos no rio Tietê, agora ocorrendo juntamente com altas densidades de *Brachionus angularis* e *B. quadridentatus*. Essa presença é preocupante, uma vez que esta espécie é relacionada com ambientes poluídos (Gao et al. 2021). Um gênero de Rotífera com altas abundâncias encontrado em todos os trabalhos citados anteriormente no rio Tietê foi *Conochilus* Ehrenberg, 1834, o qual não esteve presente em nosso estudo.

As variáveis que mais se relacionaram com as espécies *Brachionus calyciflorus*, *B. angularis*, *B. quadridentatus*, *Keratella tropica*, *Filinia terminalis* e Bdelloida encontradas no rio Tietê e/ou na lagoa foram temperatura, condutividade e sólidos totais. A clorofila, a turbidez e o pH foram as principais variáveis que afetaram a distribuição de *Bosmina hagmanni*, *Metacyclops mendocinus*, *Moina minuta* e *Acanthocyclops robustus*. A única variável que indicou significância para as espécies encontradas no rio do Peixe, principalmente de Rotífera, foi ORP. Essas espécies muito provavelmente não tem uma grande tolerância à poluição, por isso se limitam a esse ambiente. A riqueza taxonômica no rio do Peixe indica um ambiente saudável, onde diferentes e exclusivos grupos de rotíferos, cladóceros e copépodes enriquecem a composição local. O rio Tietê também apresentou uma alta diversidade de espécies, apesar da baixa qualidade da água, com oxigênio quase inexistente e nutrientes elevados. Para fins de comparação entre ambientes lênticos acessórios a rios, Ferrareze e Nogueira (2011) encontraram muitas espécies de hábitos litorâneos em lagoas laterais no rio Paranapanema, um ambiente historicamente oligotrófico. Entretanto, macrófitas não estão presentes nessa lagoa do Tietê, o que pode reduzir os nichos a serem explorados e, consequentemente, a riqueza local (Coelho e Henry 2022).

5. Conclusão

A poluição oriunda de um dos maiores centros urbanos do mundo fica evidenciada mesmo a mais de 300 quilômetros de distância. Os níveis elevados de métricas importantes que definem a qualidade da água no Médio Rio Tietê, bem como a dominância de espécies tolerantes à degradação, deixam claro os impactos das atividades humanas sobre os sistemas naturais. Uma vez que a urbanização e a população humana devem continuar crescendo nas próximas décadas, a manutenção da biodiversidade e a proteção de áreas ainda não tão afetadas se faz essencial cada dia mais. Para isso, novas políticas e ações são necessárias. Precisamos de mais estudos nessa temática para que possamos manter “vivas” e funcionais nossas águas continentais.

6. Referências bibliográficas

- ABRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública). 2022. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil.
- Agência Nacional de Águas, 2013. Atlas Esgotos. Acesso em 20/02/2023 <http://atlasesgotos.ana.gov.br>
- Baumgartner G, Nakatani K, Gomes LC, Bialetzki A, Sanches PV, Makrakis MC. 2004. Identification of spawning sites and natural nurseries of fishes in the upper Paraná River, Brazil. *Environ Biol Fishes*. 71:115–125.
- Buckeridge M, Ribeiro WC. 2018. Livro Branco da Água: A crise hídrica na Região Metropolitana de São Paulo em 2013-2015: Origens, impactos e soluções. São Paulo: Instituto de Estudos Avancados, 2018. 175 p.
- Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howarth RW, Sharpley AN, Smith VH. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol Appl*. 8:559–568.
- CETESB. 2016. Apêndice D: Índices de Qualidade das Águas. 1–31 p.
- Coelho PN, Henry R. 2022. Is the littoral zone taxonomically and functionally more diverse? Investigating the rotifer community of a tropical shallow lake. *Limnology*. 23:429–440.
- da Silva WM. 2003. Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustácea) de água doce do

- estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética. São Carlos : UFSCar, 2003. 154 p.
- de Melo RRR, Coelho PN, dos Santos-Wisniewski MJ, Wisniewski C, Magalhães CS. 2017. Morphological abnormalities in cladocerans related to eutrophication of a tropical reservoir. *J Limnol.* 76:94–102.
- Diaz, R. J. (2001). Overview of Hypoxia around the World. *Journal of Environment Quality*, 30(2), 275.
- Du X, Feng W, Li W, Ye S, Liu J, Zhang T, Li Z. 2014. Response of rotifer community to environmental changes in five shallow lakes in the middle reach of Changjiang River, China. *Chinese J Oceanol Limnol.* 32:1083–1091.
- Ejsmont-Karabin J. 2012. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: Rotifer trophic state index. *Polish J Ecol.* 60:339–350.
- Elmoor-Loureiro LMA. 1997. Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil. Brasilia Universa. 156 p.
- Ferrareze M, Nogueira M. 2013. Phytoplankton assemblages in lateral lagoons of a large tropical reservoir. *Brazilian J Biol.* 73:163–171.
- Ferrareze M, Nogueira MG. 2011. Importância das lagoas laterais para as assembléias zooplanctônicas (cladocera e copepoda) em um reservatório tropical de grande porte. *Oecologia Aust.* 15:522–536.
- Gao Y, Lai Z, Wang C, Li H, Mai Y. 2021. Population characteristics of brachionus calyciflorus and their potential application for evaluating river health in the pearl river delta, China. *Water (Switzerland).* 13(6), 749.
- Gralhóz G, Nogueira MG. 2006. Eutrofização e contaminação crônica de um riacho de cuesta (Córrego Cintra) e avaliação do sistema de tratamento de esgotos. Eutrofização na América do Sul: causas, consequências e tecnologias para gerenciamento e controle. p. 531.
- Jurczak T, Wojtal-Frankiewicz A, Frankiewicz P, Kaczkowski Z, Oleksińska Z, Bednarek A, Zalewski M. 2019. Comprehensive approach to restoring urban recreational reservoirs. Part 2 – Use of zooplankton as indicators for the ecological quality assessment. *Sci Total Environ.* 653:1623–1640.
- Karpowicz M, Ejsmont-Karabin J, Kozłowska J, Feniova I, Działowski AR. 2020. Zooplankton community responses to oxygen stress. *Water (Switzerland).* 12:1–20.

- Koste W. 1978. Rotatoria: die Rädertiere Mitteleuropas : Überordnung Monogononta: ein Bestimmungswerk. 2nd ed. Berlin: Gebrüder Borntraeger. 476 p.
- Mancini M, Rodriguez C, Bagnis G, Liendo A, Prosperi C, Bonansea M, Tundisi JG. 2010. Cyanobacterial bloom and animal mass mortality in a reservoir from Central Argentina. *Brazilian J Biol.* 70:841–845.
- Matsumura-Tundisi T, Tundisi JG. 2005. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia.* 542:367–378.
- Mercante CTJ, Tucci-Moura A. 1999. Comparação entre os índices de Carlson e Carlson modificado aplicado a dois ambientes. *Acta Limnol Bras.* 11:1-14.
- Milner VS, Yarnell SM, Peek RA. 2019. The ecological importance of unregulated tributaries to macroinvertebrate diversity and community composition in a regulated river. *Hydrobiologia.* 829:291–305.
- Mitsch WJ. 1996. Managing the world's wetlands — Preserving and enhancing their ecological functions. *SIL Proceedings.* 26:139–147.
- Nagy GJ, Gómez-Erache M, López CH, Perdomo AC. 2002. Distribution patterns of nutrients and symptoms of eutrophication in the Rio de la Plata River Estuary System. *Hydrobiologia.* 475–476:125–139.
- Nogueira M, Ferrareze M, Moreira M, Gouvêa R. 2010. Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical - subtropical river (SE, Brazil). *Brazilian J Biol.* 70:781–793.
- Nogueira MG, Oliveira PCR, De Britto YT. 2008. Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE Brazil). *Limnetica.* 27:151–170.
- Odum EP. 2004. Fundamentos de ecologia - 7ªed. RiMa. 927 p.
- Panarelli, EA, Casanova, SMC, Nogueira, MG, Mitsuka, P, Henry, R. 2003. A comunidade zooplanctônica ao longo de gradientes longitudinais no rio Paranapanema/represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil). Raoul Henry. (Org.). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos.* 1ed. São Carlos: RiMa, p. 129-160.
- Perbiche-Neves G, Boxshall GA, Previattelli D, Nogueira MG, da Rocha CEF. 2015. Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America). *Zookeys.* 111:1–111.
- Perbiche-Neves G, Pomari J, Serafim-Júnior M, Nogueira MG. 2021. Cyclopoid copepods

- as indicators of trophic level in South American reservoirs: A new perspective at species level based on a wide spatial-temporal scale. *Ecol Indic.* 127:107744.
- Perbiche-Neves G, Saito VS, Previattelli D, Da Rocha CEF, Nogueira MG. 2016. Cyclopoid copepods as bioindicators of eutrophication in reservoirs: Do patterns hold for large spatial extents? *Ecol Indic.* 70:340–347.
- Puskic PS, Lavers JL, Bond AL. 2020. A critical review of harm associated with plastic ingestion on vertebrates. *Sci Total Environ.* 743:140666.
- Reid JW. 1985. Chave de identificação para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Copepoda, Crustacea). *Bolm Zool. Univ. S. Paulo.* p. 17–143.
- Roche K, Rocha O. 2005. Ecologia trófica de peixes (como ênfase na planctivoria em ambientes lênticos de água doce no Brasil). 146 p.
- Rodriguez-Mozaz S, Chamorro S, Marti E, Huerta B, Gros M, Sànchez-Melsió A, Borrego CM, Barceló D, Balcázar JL. 2015. Occurrence of antibiotics and antibiotic resistance genes in hospital and urban wastewaters and their impact on the receiving river. *Water Res.* 69:234–242.
- Secretaria Nacional de Saneamento - SNS, 2021. Panorama do Saneamento Básico no Brasil 2021. Secretaria Nacional de Saneamento do Ministério do Desenvolvimento Regional. – Brasília/ DF.
- Setälä O, Fleming-Lehtinen V, Lehtiniemi M. 2014. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environ Pollut.* 185:77–83.
- Shen J, Qin G, Yu R, Zhao Y, Yang J, An S, Liu R, Leng X, Wan Y. 2021. Urbanization has changed the distribution pattern of zooplankton species diversity and the structure of functional groups. *Ecol Indic.* 120:106944.
- Smith VH. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environ Sci Pollut Res.* 10:126–139.
- Sousa FDR, Elmoor-Loureiro LMA. 2019. Identification key for the Brazilian species and subspecies of the family Ilyocryptidae (Crustacea, Branchiopoda, Anomopoda). *Pap Avulsos Zool.* 59:0–4.
- Suárez-Morales E, Gutiérrez-Aguirre MA, Gómez S, Perbiche-Neves G, Previattelli D, dos Santos-Silva EN, da Rocha CEF, Mercado-Salas NF, Marques TM, Cruz-Quintana Y, Santana-Piñeros AM. 2020. Class Copepoda. Thorp Covich's Freshw Invertebr Vol 5

- Keys to Neotrop Antarct Fauna. 663–796.
- Tundisi JG, Matsumura-Tundisi T. 2008. Limnologia. Oficina de Textos. 632 p.
- United Nations Environment P. 2006. Coastal and freshwater ecosystems. Water, a Shar Responsib. 159–196.
- Vasconcelos LP, Alves DC, da Câmara LF, Hahn L. 2021. Dams in the Amazon: The importance of maintaining free-flowing tributaries for fish reproduction. Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst. 31:1106–1116.
- WWF. 2018. Living Planet Report - 2018: Aiming Higher. Grooten, M. and Almond, R.E.A.(Eds). WWF, Gland, Switzerland.
- Xiong W, Ni P, Chen Y, Gao Y, Li S, Zhan A. 2019. Biological consequences of environmental pollution in running water ecosystems: A case study in zooplankton. Environ Pollut. 252:1483–1490.
- Zaganini RL, Perbiche-Neves G, Naliato DA de O, Carvalho ED. 2011. Baixa diversidade de zooplâncton na desembocadura de uma represa eutrófica (SP, Brasil): reflexo da poluição? Estud Biol. 32:17–24.

Capítulo 2

A contaminação por microplásticos na água do médio rio Tietê e sua potencial ingestão pelo zooplâncton

Resumo

O descarte irregular de plástico é um grave distúrbio ambiental da atualidade. Por ano, milhões de toneladas desse material são irregularmente descartadas e vão parar em rios e oceanos. Dentro dessa problemática existe um tema que exige uma atenção ainda maior: os microplásticos (MPs), que compreendem polímeros particulados com tamanho inferior a 5 milímetros. Eles representam uma ameaça a biodiversidade e por isso é muito importante compreender melhor como se distribuem nos ambientes e como interagem com a biota. Para tal, foram realizadas coletas de água e de indivíduos do zooplâncton em dois períodos (final da época chuvosa e época seca) e em três ambientes contrastantes de uma mesma bacia hidrográfica que recebe toda a poluição da região metropolitana da cidade de São Paulo, uma das maiores megalópoles do mundo. Um dos pontos foi no próprio rio Tietê, outro em uma lagoa lateral no rio e o último no rio do Peixe, um tributário que não está sobre influência de nenhum centro urbano. Em relação ao zooplâncton, foi feita uma triagem individual em que se separou 30 exemplares de cada um dos grupos de animais mais abundantes e de maior porte – adultos do cladócero *Diaphanosoma* e de copépodes Cyclopoida e Calanoida para verificar se ocorre ingestão de partículas. Microplástico foi encontrado em todas as amostras de água analisadas. As concentrações variam de 35 partículas/m³ no rio do Peixe até 814 partículas/m³ no Tietê. A maior parte dos MPs encontrados corresponde a frações menores, entre 0,053 e 0,250 mm, e a “cor” predominante é a transparente para todos os ambientes. Quanto à forma, mais de 80% de todas as partículas foram fibras. Sazonalmente, a quantidade de MPs nos ambientes mais contaminados (rio Tietê e sua lagoa marginal) foi no período de abril, apesar da diferença em relação ao período de agosto não ter sido estatisticamente significativa. No rio do Peixe observou-se o inverso, embora as diferenças tenham sido menores. Quanto a ingestão de microplásticos pelo zooplâncton nenhuma partícula foi encontrada em nenhum animal, provavelmente pelo baixo do número de espécies e indivíduos analisados.

Palavras-chave: poluição, Cladocera, Copepoda

1. Introdução

Em 2022 foram gerados no Brasil mais de 81 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, dos quais 29,7 milhões foram descartados em locais inadequados, como lixões, colocando em risco as populações e o meio ambiente (ABRELPE 2022). Um dos materiais que mais chama a atenção quando pensamos no descarte inadequado é o plástico. Esses polímeros, que se popularizaram após a Segunda Guerra Mundial, mudaram o modo de vida das pessoas e a sociedade como um todo. Estima-se que desde 1950 tenham sido produzidos 8,9 bilhões de toneladas de plástico, dos quais 6,3 bilhões já estão fora de circulação e foram descartados (Geyer et al. 2017). Lebreton et al. (2017) estimam que entre 1,15 e 2,41 milhões de toneladas de lixo plástico entram anualmente nos oceanos através dos rios. Murphy et al. (2016) e Estahbanati e Fahrenfeld (2016) mostraram que estações de tratamento de esgoto também não evitam que parte do lixo plástico urbano chegue aos corpos d'água, principalmente quando se trata de microplástico.

Microplástico (MP) é o material representado por partículas de tamanho inferior a 5 milímetros, oriundas tanto de material base (*pellets*) utilizado na confecção de produtos diversos, quanto da fragmentação de polímeros maiores por efeitos da radiação ultravioleta, oxidação e abrasão mecânica (Betts 2008; Barnes et al. 2009). Os efeitos fisiológicos de sua ingestão e da contaminação dos ecossistemas ainda são, em grande parte, desconhecidos. Contudo, sabe-se que os microplásticos tem potencial de agregar os chamados poluentes orgânicos persistentes (POPs), devido à sua característica hidrofóbica, podendo ser um meio de entrada desses poluentes na cadeia alimentar, que por sua vez podem ser bioacumulados e apresentar riscos à saúde dos seres vivos (Andrady 2011; Faure et al. 2015; Zhang et al. 2019).

Em Bangladesh, Hossain et al. (2020) encontraram microplásticos no trato digestivo de duas espécies de camarões marinhos utilizados para alimentação humana, situação que também ocorre com vertebrados aquáticos, como peixes de água doce e salgada amplamente pescados e comercializados para o consumo no Brasil (Miranda e de Carvalho-Souza 2016; Urbanski et al. 2020).

Um outro importante grupo biológico que pode ser afetado pela ingestão de microplástico é o zooplâncton. Esses organismos microscópicos vivem nos corpos

aquáticos e são fundamentais para o bom funcionamento ecossistêmico, uma vez que são elo essencial nas bases das teias tróficas (Tundisi and Matsumura-Tundisi 2008). Recentemente, tem se descoberto muito a respeito da interação dos polímeros com o zooplâncton no ambiente marinho (Moore et al. 2001; Setälä, Fleming-Lehtinen, e Lehtiniemi, 2014; Frias, Otero, e Sobral, 2014; Desforges, Galbraith, e Ross, 2015; Pazos, Bauer, e Gómez, 2018; Canniff e Hoang, 2018; Sun et al. 2018; Md Amin et al. 2020). A ingestão de microplásticos pelo zooplâncton já foi provada (Cole et al. 2013; Frydkjær et al. 2017) e causa problemas que podem afetar sua sobrevivência, como a diminuição das taxas de filtração e, conseqüentemente, a biomassa adquirida pela alimentação (Cole et al. 2015). Rotíferos, por exemplo, podem ter seus ciclos de vida prejudicados pela presença de microplásticos no ambiente (Sun et al. 2019).

Por tais motivos, esse estudo teve como objetivos avaliar o grau de contaminação por microplásticos no ambiente e a ingestão desse material pelo zooplâncton. Os locais de estudo foram o rio Tietê, conhecido por ser um dos mais poluídos do país, e dois outros ambientes associados: um tributário sem influência de áreas urbanas/industriais e uma lagoa lateral ao próprio rio Tietê, que pode funcionar como um depósito de MPs devido a sua conexão limitada com o canal do rio. Pelo histórico de contaminação, espera-se que a concentração e variedade de partículas seja maior no rio Tietê e em sua lagoa do que no tributário. A ingestão de microplástico pelos organismos do zooplâncton, em concordância com a hipótese anterior, também deve ser maior no rio principal.

2. Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na bacia Hidrográfica do Médio Tietê, que se localiza no centro-sudeste do estado de São Paulo. Sua extensão compreende o trecho do rio Tietê desde a barragem de Rasgão, a montante, até a barragem de Barra Bonita, a jusante (IPT 2008). O rio Tietê é o principal rio que corta e recebe os dejetos da região metropolitana de São Paulo, atualmente com mais de 22 milhões de habitantes. Somente na cidade de São Paulo, 10,85% do esgoto gerado não é coletado nem tratado,

enquanto 21,86% apesar de ser coletado não é tratado. O principal destino de todo esse material é a bacia do Tietê (ANA, 2013).

A situação atual da presença de resíduos sólidos na região do estudo é bem preocupante. Lixo de diversas origens pode ser encontrado flutuando no rio e em suas margens. Em alguns locais, é possível até mesmo observar resíduos antigos que foram sedimentados ao longo dos anos no solo (Figura 1).

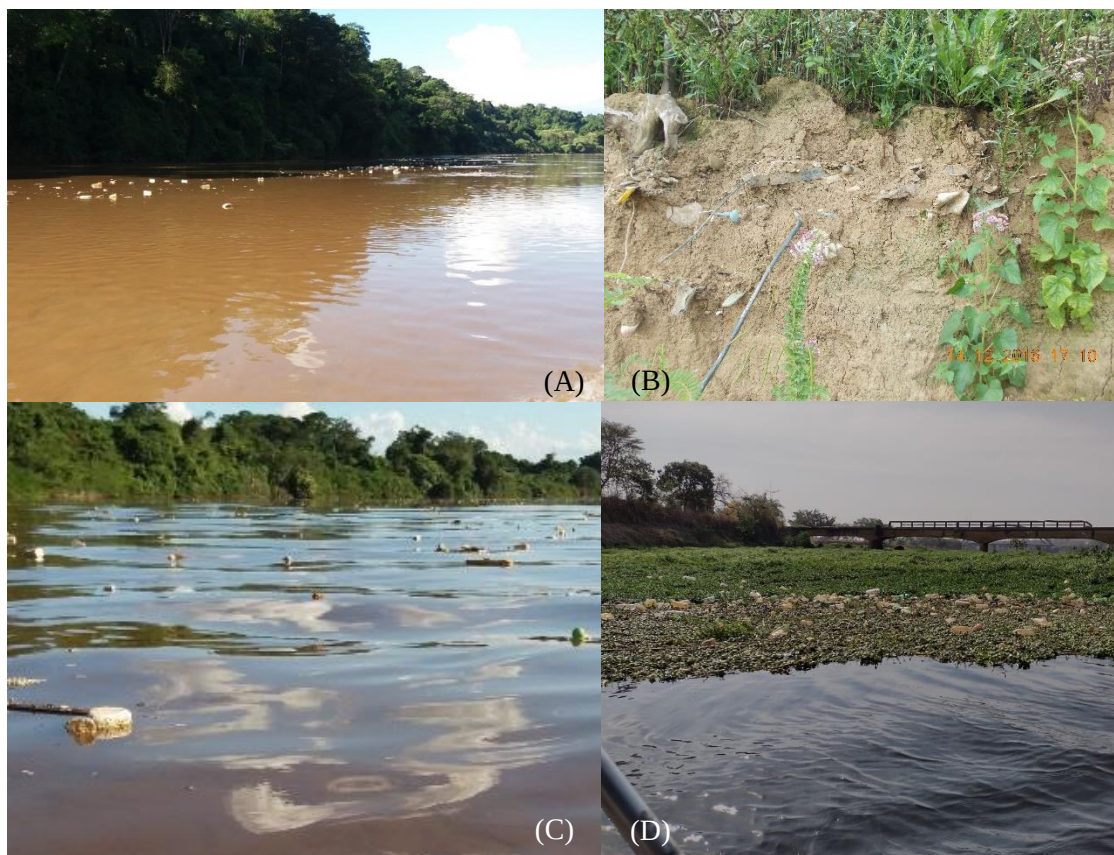


Figura 1. Rio Tietê em seu trecho médio. A e C - Nota-se muitos resíduos plásticos flutuando ao longo do curso do rio. B – Lixo “sedimentado” na margem do rio. Fotos A e C: Bruna Quirici Urbanski, 2019. Foto B: Marcos Gomes Nogueira, 2016.

Locais e períodos de amostragem

As amostragens foram realizadas em dois períodos: final do chuvoso e seco (Figura 2), nos meses de abril e agosto de 2021, respectivamente, a fim de discriminar os efeitos da sazonalidade, sobretudo do regime de chuvas, nos ambientes de estudo.

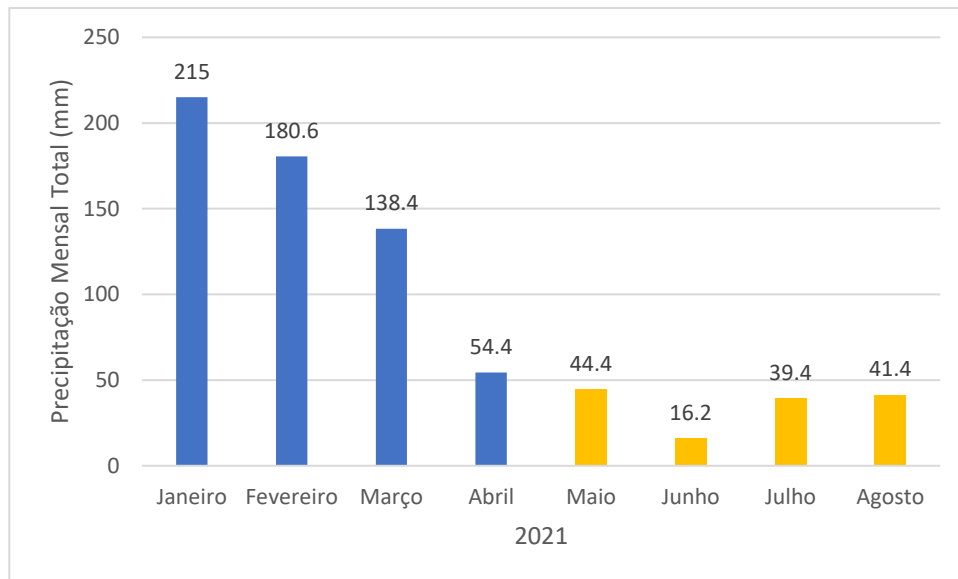


Figura 2. Precipitação mensal na cidade de São Paulo nos meses da coleta e nos três meses anteriores (Estação A701 São Paulo – Mirante) (<https://bdmep.inmet.gov.br>). O acumulado no período adotado como chuvoso foi de 588,4 mm, enquanto no seco foi de 141,4 mm.

Foram estipulados transectos longitudinais de aproximadamente um quilômetro em três ambientes: rio do Peixe ($22^{\circ}49'32.35''\text{S}$, $48^{\circ}5'34.85''\text{O}$), um pequeno mas importante tributário da região; rio Tietê ($22^{\circ}47'37.56''\text{S}$, $48^{\circ}7'14.99''\text{O}$) em seu curso principal na altura da cidade de Anhembi/SP (sem sua influência) e em uma de suas lagoas laterais ($22^{\circ}47'41.79''\text{S}$, $48^{\circ}6'24.02''\text{O}$) (Figura 3). Essa região fica a cerca de 160 km da capital, seguindo o curso do rio são 350 km.

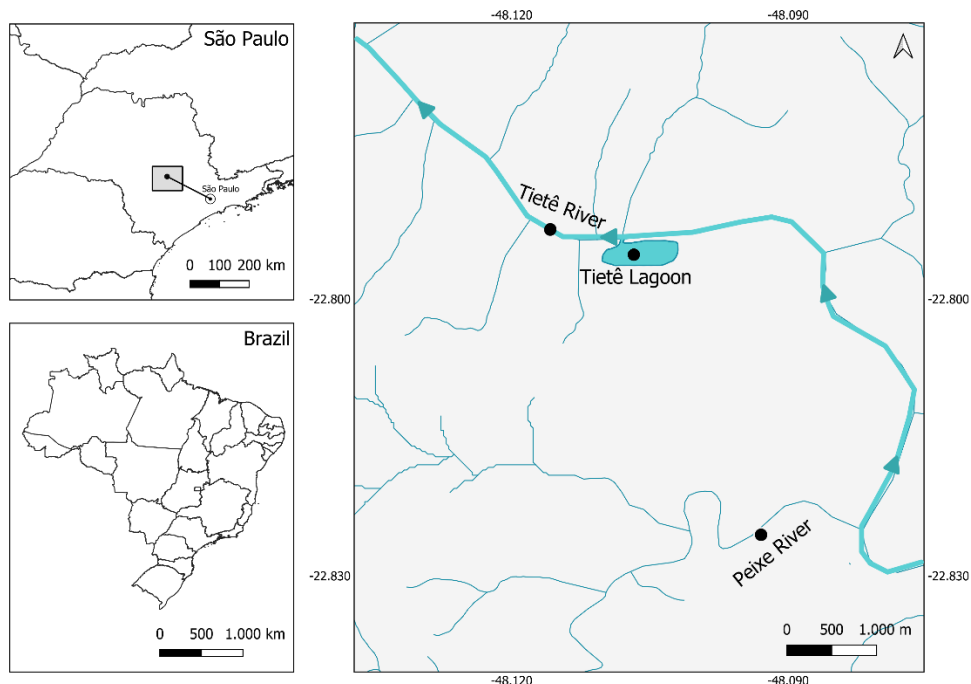


Figura 15. Mapa da área de estudo com os três locais de amostragem. A distância entre os pontos do Tietê e do Peixe é inferior a 5 km.

Amostragem e análise do microplástico na água

As amostragens dos microplásticos em suspensão na coluna d'água foram feitas utilizando redes para coleta de plâncton com 68 µm de abertura de malha, por arrastos verticais e horizontais, abrangendo um amplo espectro de tamanho de partículas. Essas coletas foram feitas em 3 pontos distintos dentro dos transectos estabelecidos. As amostras foram acondicionadas em potes de vidro e fixadas com formol (4%) para cessar a atividade biológica e, posteriormente, em laboratório, passaram por 3 etapas: 1) separação das substâncias particuladas por tamanho, 2) filtração/digestão da matéria orgânica e 3) caracterização do microplástico sob lupa (cor e forma)(Zeiss Discovery V20).

Na primeira fase as amostras foram filtradas por uma série de 5 peneiras de metal para separação das partículas pelos seguintes tamanhos: 5 mm; 1 mm; 0,5 mm; 0,25 mm e 0,053 mm. Qualquer material maior que 5 mm foi descartado. O que restou nas peneiras foi realocado em potes de vidro com o mínimo volume possível de água.

Devido as altas quantidades de matéria orgânica presentes nas amostras, após a separação física elas foram submetidas a um processo de digestão orgânica em uma solução de 20ml de H₂O₂ (30%) com 20ml de Fe(II) 0,05 M, por 30 minutos a 70 °C em uma chapa aquecedora. Com a digestão completa, pouca matéria orgânica restou nas amostras. Os microplásticos foram então analisados e caracterizados sob lupa (Zeiss Discovery 20) quanto à suas cores (transparente, azul, preto, branco, vermelho, rosa, verde, marrom, amarelo, laranja, cinza, multicolorido e roxo) e formas (fibras, fragmentos ou pellets) (Hidalgo-Ruz et al. 2012; Marine Debris Program 2015; Li et al. 2018).

Quanto ao tamanho, os MPs foram separados em 4 grupos, de acordo com a peneira em que foram retidos. O intervalo de tamanhos do grupo 1 é $1 \geq MP < 5$ mm, do grupo 2 é $0,5 \geq MP < 1$ mm, do grupo 3 é $0,25 \geq MP < 0,5$ mm e de $0,053 \geq MP < 0,25$ mm para o grupo 4.

Amostragem e análise da ingestão de microplástico pelo zooplâncton

Simultaneamente à amostragem dos microplásticos foram coletadas amostras de água para a análise da interação MP - zooplâncton. Foram feitos arrastos verticais e horizontais com rede cônica de 68 µm de abertura de malha para a obtenção de amostras e a fixação foi com formol (4%). Em laboratório, diversas dessas amostras coletadas foram integralizadas com a finalidade de agrupar o maior número de indivíduos possível, resultando em uma amostra composta por local.

Para analisar a ingestão de microplásticos foram selecionados táxons de maior abundância e tamanho. Esse estudo da ingestão de MP pelo zooplâncton foi realizado apenas no rio Tietê e na lagoa, visto que no rio do Peixe não foram encontrados indivíduos suficientes que se encaixavam nesses requerimentos. Entre Cladocera, devido à grande abundância e maior tamanho de corpo, o gênero selecionado foi *Diaphanosoma* Fischer, 1850. Seguindo os mesmos critérios, indivíduos copépodes adultos das ordens Calanoida e Cyclopoida foram selecionados, sem diferenciar entre as possíveis espécies (*Notodiaptomus henseni* (Dahl F., 1894) e *N. cearensis* (Wright S., 1936) para Calanoida, *Acanthocyclops robustus* (Sars G.O., 1863), *Metacyclops mendocinus* (Wierzejski, 1892) e *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929) para Cyclopoida). O único período estudado foi o final do chuvoso, mês de abril, pois *Diaphanosoma* e Calanoida não foram encontrados no período seco. Rotíferos não fizeram parte do estudo devido ao seu tamanho reduzido e as dificuldades/limitações metodológicas envolvidas na visualização de possíveis microplásticos por eles ingeridos.

Foram selecionados, individualmente com pinças metálicas de ponta fina ou pipetas Pasteur, 18 indivíduos de Calanoida, 30 de Cyclopoida e 30 de *Diaphanosoma* do rio Tietê. Para a lagoa, foram separados 30 indivíduos para cada um dos três grupos. Cada lote de indivíduos co-específicos, por ambiente (rio/lagoa), foi isolado em uma placa de Petri limpa e recoberta por outra placa de Petri. Foi realizado um processo de digestão (solução KOH 10% aquecida a 50 °C por 1 hora) para eliminar toda a matéria orgânica de origem animal, restando apenas o exoesqueleto de quitina transparente, o conteúdo estomacal vegetal e partículas inorgânicas, como microplástico. O produto final dessa digestão foi examinado sob lupa (Prata et al. 2019).

Diversas medidas preventivas contra a contaminação das amostras por MPs residuais no laboratório onde foram conduzidas as análises foram tomadas, em todas as etapas do processo. Papel alumínio foi utilizado para evitar que os potes de vidro fossem

expostos ao ar durante as digestões; a peneiração foi realizada o mais rápido possível e sempre utilizando uma tampa metálica para diminuir o tempo de exposição; durante as análises em lupa, sempre que possível, a placa de Petri (parte inferior) onde era realizadas as contagens permanecia tampada (parte superior), evitando ao máximo qualquer deposição (ar, vestimentas) que pudesse ocorrer.

Devido ao caráter mais descritivo deste trabalho, o Microsoft Excel e o software SigmaPlot 11 foram utilizados para confeccionar os gráficos e obter valores como médias e desvios padrão. Para as análises comparativas, foram utilizados Teste t, Kruskal-Wallis, ANOVA e Mann-Whitney (Software Sigma Plot 11).

3. Resultados

Microplásticos na água

Os microplásticos foram encontrados em todas as 18 amostras analisadas (Figura 3), totalizando 1859 partículas. No rio Tietê, as concentrações de MPs no período de abril e agosto foram, respectivamente, 500,67 ($\pm 273,7$) partículas/m³ e 107,9 ($\pm 61,34$) partículas/m³. Para a lagoa, respectivamente nos mesmos períodos, foram 220,06 ($\pm 124,46$) partículas/m³ e 186,27 ($\pm 38,81$) partículas/m³. No rio do Peixe foram 92,99 ($\pm 74,29$) partículas/m³ e 228 ($\pm 45,36$) partículas/m³. Nota-se que para o rio Tietê e para a lagoa encontrou-se uma média maior de partículas no fim do período chuvoso comparado ao período seco, situação que se inverte no rio do Peixe. Em nenhum ponto a concentração foi menor que 30 partículas/m³.

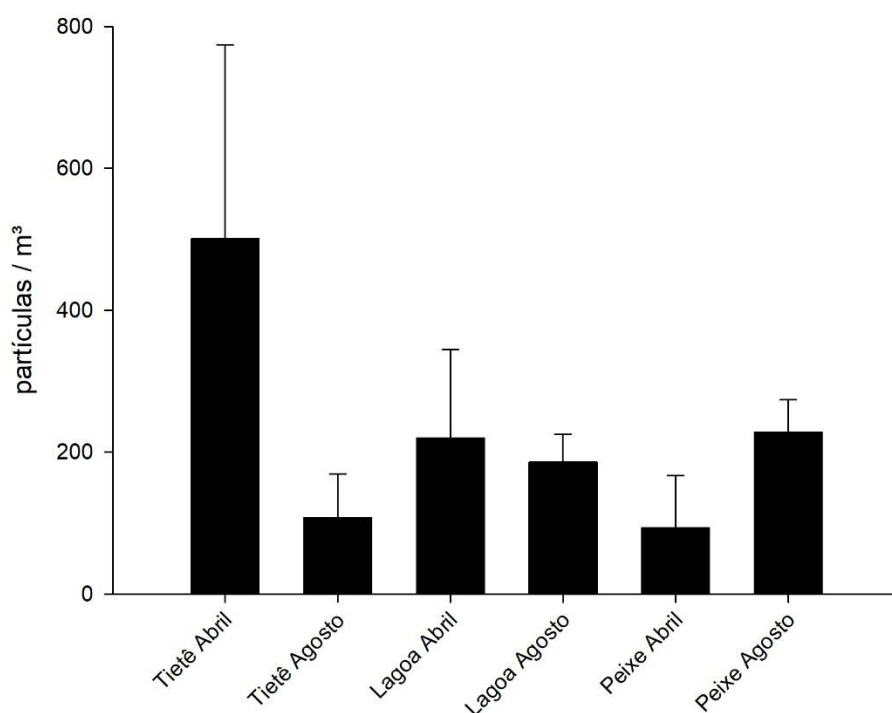


Figura 3. Concentrações de microplásticos (valores médios e desvios padrão) no rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal), durante os períodos de abril e agosto.

Apesar das médias no fim do período chuvoso serem maiores, não houve diferença estatística em relação ao período seco. Em abril o rio Tietê apresentou uma maior quantidade de partículas do que o rio do Peixe ($p = 0,005$), enquanto a lagoa não teve valores significativamente diferentes dos outros ambientes. Para o período seco, não houve diferença estatística entre os três ambientes.

Dos MPs totais, 1544 foram fibras, 232 fragmentos e 83 pellets (Figura 4). A proporção da forma de MPs em abril foi de 84% de fibras, 10% de fragmentos e 5% de pellets. Para agosto obtivemos 81% de fibras, 16% de fragmentos e 2% para pellets.

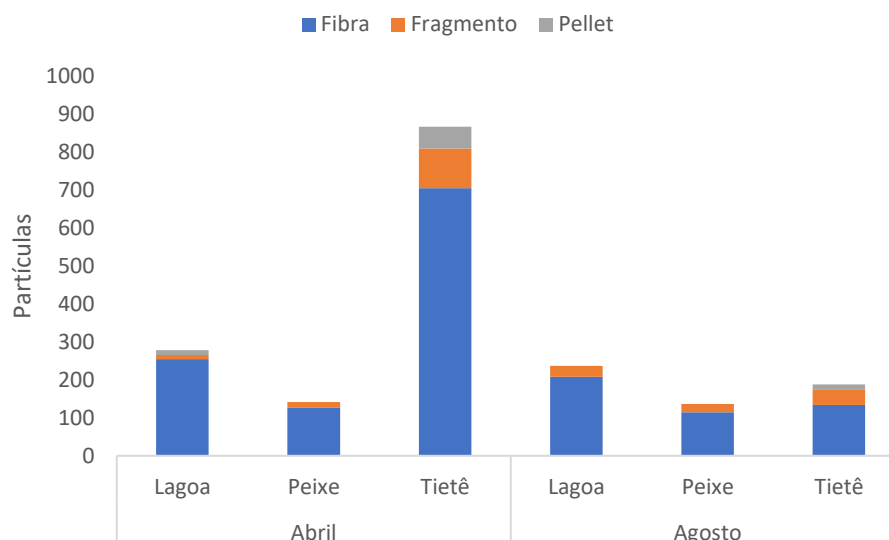


Figura 4. Distribuição das formas de microplásticos no rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal), durante os períodos de abril e agosto.

Quanto ao tamanho, os MPs foram separados em 4 grupos, de acordo com a peneira em que foram retidos. Dentre os 1859 plásticos encontrados, 971 estavam entre 0,053 mm e 0,25 mm; 593 entre 0,25 mm e 0,5 mm; 252 entre 0,5 mm e 1 mm e 43 eram maiores que 1 mm e menores que 5 mm (Tabela 1). Na maioria dos pontos quanto menor o tamanho, maior o número de MPs.

Tabela 1. Quantidade de partículas plásticas na coluna d'água, por intervalo de tamanho, no rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal), durante os períodos de abril e agosto.

	Intervalos (mm)	Abril	Agosto
Lagoa	≥0,053	134	95
	≥0,25	94	118
	≥0,5	41	23
	≥1	11	1
Peixe	≥0,053	103	77
	≥0,25	39	39
	≥0,5	7	19
	≥1	0	2
Tietê	≥0,053	428	134
	≥0,25	259	44
	≥0,5	151	11
	≥1	29	0

Foram encontrados microplásticos de diversas cores, 13 no total (Tabela 2). A mais abundante foi a transparente, com 1149 partículas, seguida da cor azul com 292 e

da preta com 139. A “cor” multicolorida foi considerada para aqueles MPs que tem mais de uma cor compondo a partícula.

Tabela 5. Distribuição da quantidade de partículas plásticas na coluna d’água, por cor, no rio Tietê e ambientes associados (tributário e lagoa marginal), durante os períodos de abril e agosto.

Cor/Local	Abril			Agosto		
	Lagoa	Peixe	Tietê	Lagoa	Peixe	Tietê
amarelo	3	0	3	1	1	2
azul	65	19	135	29	24	20
branco	6	2	54	22	18	13
cinza	0	3	3	1	0	0
multicolorido	0	0	3	0	0	1
laranja	3	0	2	1	0	1
marrom	3	0	11	5	1	0
preto	25	3	72	10	14	15
rosa	5	1	17	2	2	4
roxo	1	0	3	0	0	0
transparente	152	113	527	159	72	126
verde	7	3	11	6	1	2
vermelho	10	5	26	1	4	5

Na Figura 5 são mostradas algumas imagens que exemplificam a contaminação por microplásticos encontrada nos ambientes estudados.

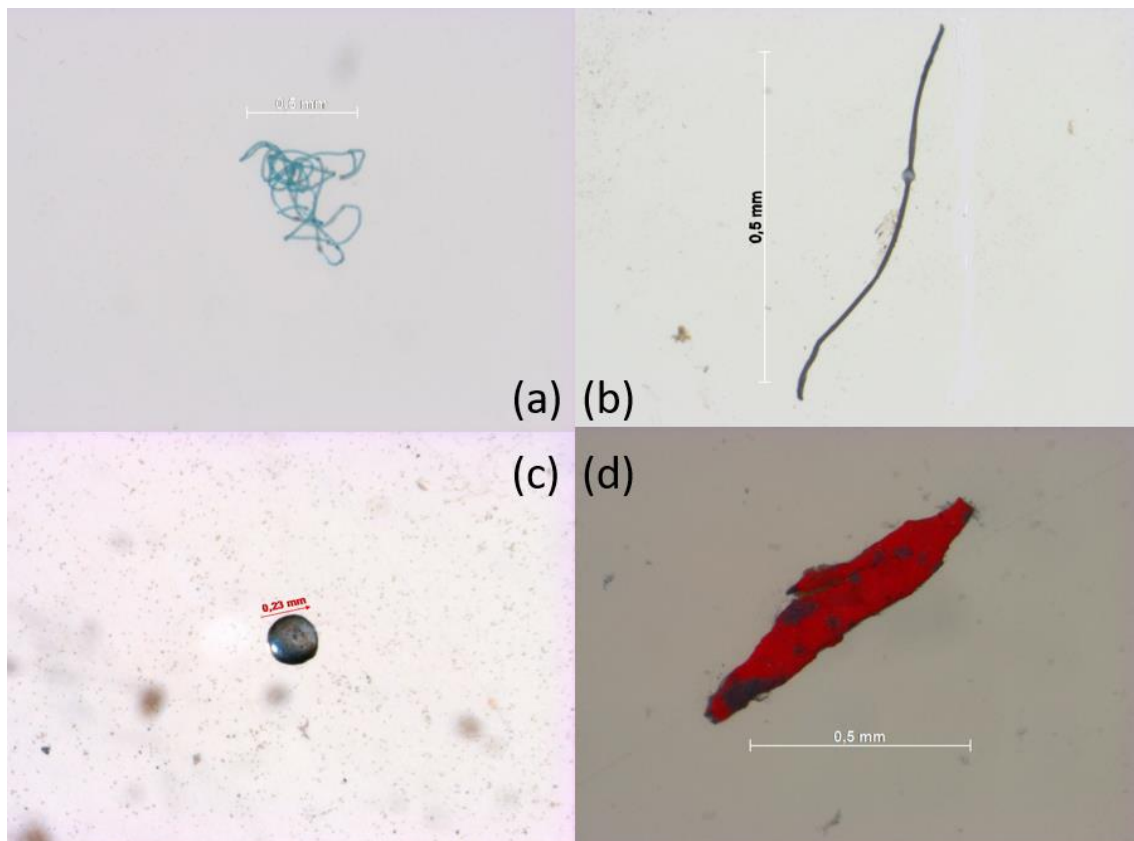


Figura 5. Diferentes tipos microplásticos encontrados. a – Emaranhado de fibras azuis. Como é muito difícil separá-las, é considerado um único plástico. b – Fibra preta. Nota-se o amassado no meio feito para confirmar que realmente é de origem inorgânica, partículas orgânicas se partem facilmente ao contato. c – Pellet transparente, a cor mais comum encontrada. Facilmente distinguíveis pelo formato esférico quase perfeito. d – Fragmento vermelho. Dependendo do material também amassam ao contato. É muito raro encontrar partículas naturais que tenham cores tão vividas, por isso chamam a atenção e são facilmente identificáveis.

Ingestão de microplásticos por microcrustáceos

Após passarem pelo processo digestivo restou muito pouco ou nenhum tecido dentro dos animais, atestando a eficiência do método. Como as membranas dos seus tratores digestivos também são dissolvidas, os restos de alimento que eles continham muitas vezes ficam soltos dentro do exoesqueleto, que se mantém intacto na grande maioria dos casos, sendo que não é possível remover qualquer material que esteja dentro sem rompê-lo. Por isso, é seguro afirmar que caso houvessem partículas plásticas elas não sairiam de dentro dos corpos e seriam visíveis pela transparência do exoesqueleto (Figura 6).

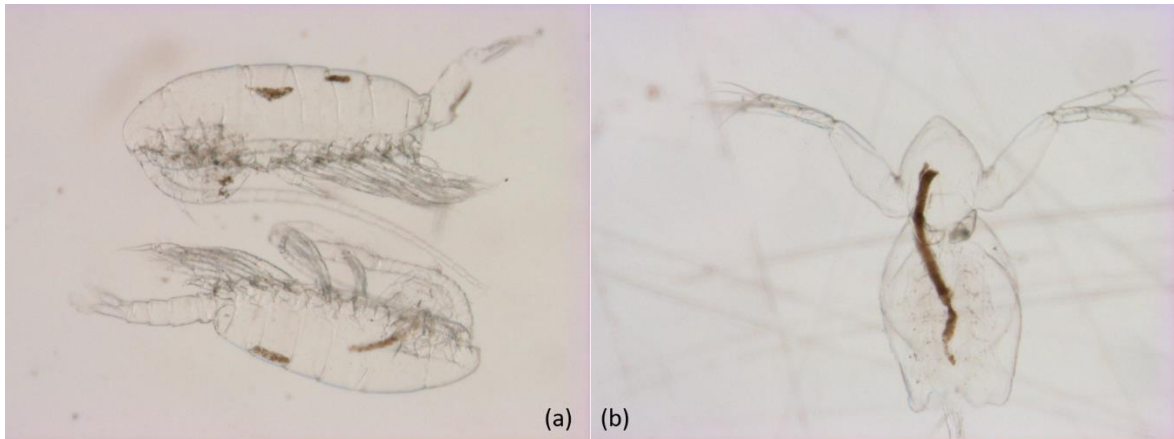


Figura 6. Representantes do zooplâncton após a digestão com hidróxido de potássio. a - Copepódes Calanoida com restos de material vegetal em seu interior, já não mais contidos dentro do intestino. b - *Diaphanosoma* com restos alimentares ainda no formato do intestino.

Nenhuma partícula plástica foi encontrada dentro dos animais. Algumas bolhas de ar formadas na digestão podem aparecer (Figura 7.a) e serem confundidas com microesferas plásticas, mas não seguem o mesmo padrão (brilho, maleabilidade, densidade) que partículas plásticas. Dentro de alguns Cylopoida foi possível observar mástax de rotíferos predados, que também podem ser confundidos (Figura 7.b). Um item suspeito (tipo fibra) foi encontrado dentro de um Calanoida, mas após verificação viu-se que não se tratava de um microplástico (Figura 7.c e d). Portanto, nenhum material colorido foi encontrado dentro dos animais, e os poucos que pareciam plásticos foram testados e não puderam ser confirmados como tal.

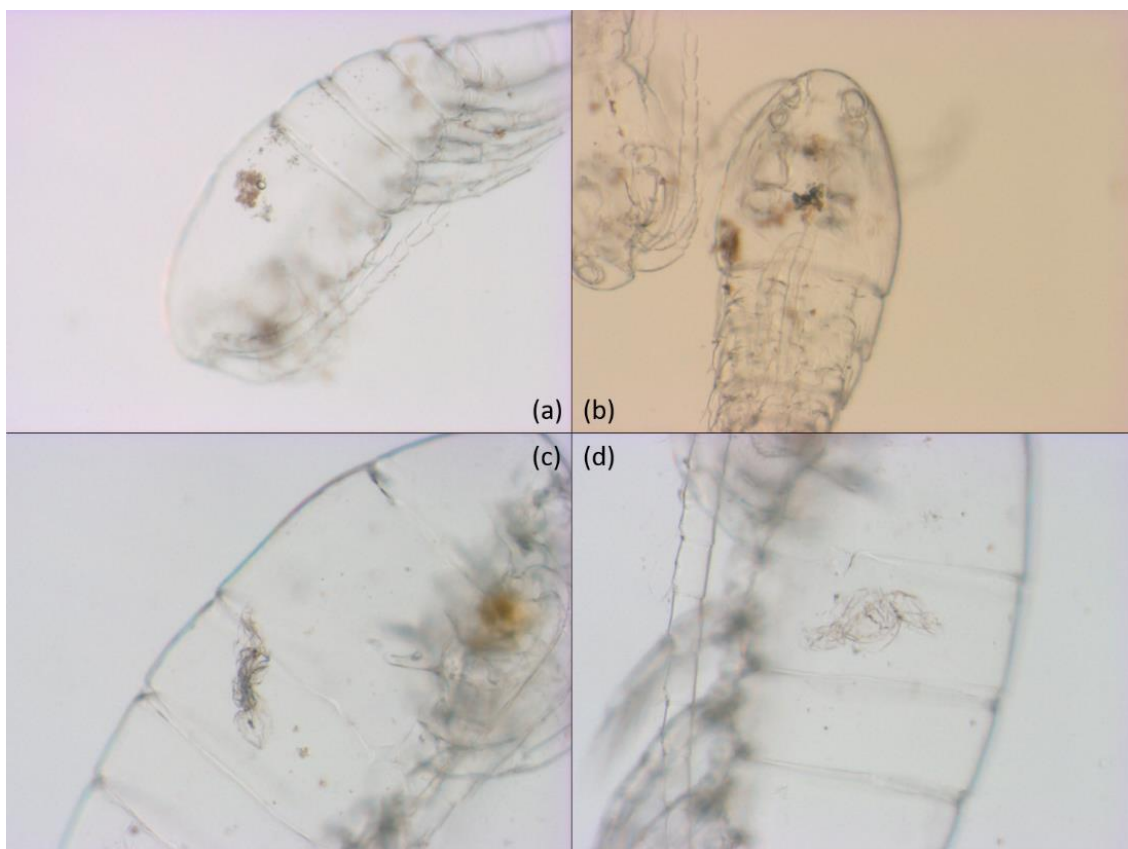


Figura 7. a – Bolha de ar dentro de um Calanoida. b – Mástax no interior de um Cyclopoida. c e d –Material parecido com plástico encontrado dentro de um Calanoida.

4. Discussão

As densidades médias de MPs encontradas nesse trecho da bacia do rio Tietê podem ser tidas como elevadas quando comparada a outros estudos, principalmente levando em consideração que a amostra foi avaliada integralmente e o limite inferior de tamanho para análise foi de apenas 53 μm . Dikareva e Simon (2019) encontraram entre 17 e 303 p/m^3 em diversos rios na Nova Zelândia. Rowley et al. (2020) encontraram entre 14 e 25 p/m^3 no rio Tâmsa, Reino Unido. Wong et al. (2020) trabalharam no rio Tamsui, em Taiwan, e encontraram concentrações variando entre 5 e 100 p/m^3 .

Os dados também chamam a atenção para o alto número de partículas no rio do Peixe, principalmente por ser um tributário que não recebe efluente urbano, se equivalendo e até ultrapassando à quantidade de MPs encontrados no rio Tietê no período de agosto. Uma importante atividade realizada nesse ambiente é a pesca profissional com redes, feitas de nylon, potencialmente contribuindo para a elevada quantidade de MPs encontrados. Nos maioria dos meses anteriores à coleta realizada em abril a pesca é proibida, fato que pode ter diminuído bastante o uso de redes no rio

nesse período. Em agosto a pesca já está aberta por alguns meses, o que pode acabar contribuindo para aumentar a concentração de MPs. Durante a coleta do período seco o fluxo do rio diminuiu bastante, ele se estreitou e ficou mais raso, o que pode ter levado a uma concentração das partículas em seu leito. Por ser uma região afastada e de difícil acesso podem existir descartes irregulares de lixo (pescadores, ranchos de lazer e comunidades rurais) diretamente no rio, o que contribuiria para aumentar a contaminação. Dikareva e Simon (2019) mostraram uma situação parecida ocorrendo na Nova Zelândia. A quantidade de microplásticos nos rios tributários na região de Auckland era tão grande quanto às dos rios principais. Esses dados indicam que rios de pequeno e médio porte também precisam ser estudados, a fim de entender melhor sua contribuição para o quadro geral da contaminação inorgânica dos corpos aquáticos.

No rio Tietê a situação é oposta, um maior número de partículas foi encontrado no fim do período chuvoso. Isso pode ser explicado pelo regime das chuvas, que promovem um aumento do escoamento superficial na metrópole paulistana, fazendo com que todo lixo que se acumulou durante o período seco seja incorporado ao rio. Esse efeito seria mais perceptível do que o aumento do volume de água no rio e, consequente, diluição de partículas, já que o lixo produzido na capital se acumula ao longo de períodos sem chuva, por exemplo nas ruas ou galerias de esgoto. Wong et al. (2020) corroboram esse resultado com um estudo em uma região industrializada de Taiwan, onde a precipitação foi positivamente correlacionada com a quantidade de microplásticos encontrados na bacia do rio Tamsui. Esse processo não pôde ser observado no rio do Peixe pois em sua montante não existe nenhum centro urbano, apenas pequenos bairros, por isso, o efeito diluidor da água da chuva sobre a quantidade de microplásticos prevalece.

Na lagoa marginal, o número de partículas se manteve estável entre os dois períodos. A conexão completa dela com o rio Tietê só ocorre em picos de cheias. A conexão, apesar de perene, se resumia durante o período de estudo a uma pequena e estreita passagem (Figura 8). A única atividade antrópica que ocorre dentro e nos entornos da lagoa é a pesca, então a entrada e saída de microplásticos do sistema fica mais à mercê de uma grande cheia do rio que possa aumentar a conexão com o rio Tietê. Como esse evento não ocorreu entre as coletas realizadas, é seguro dizer que não houve um grande aporte de partículas que já não estivessem presentes. As mudanças ficaram

dependentes da degradação dos plásticos que já existiam e de outros processos internos, como o revolvimento do fundo e a sedimentação.



Figura 8. Pequena conexão que liga o rio Tietê à lagoa lateral.

Como era esperado, a maior quantidade de microplásticos está no intervalo $0,053 \geq MP < 0,25$ mm. A degradação constante que as partículas sofrem as fragmentam e isso tende a aumentar exponencialmente a quantidade de plásticos (Barnes et al. 2009). Apesar das dificuldades metodológicas associadas ao exame visual das partículas de pequeno tamanho, elas não podem ser ignoradas, uma vez que quanto menor a partícula maiores as chances dela ser incorporada passivamente ou ativamente nas teias tróficas, o que pode causar impactos ambientais ainda desconhecidos (Cole et al. 2015; Sun et al. 2019).

A forma mais encontrada em todos os locais foi a fibra, seguindo a tendência observada na maioria dos artigos publicados. Não foram encontrados *pellets* no rio do Peixe, o que confirma a ausência de qualquer atividade industrial na região estudada (Chen et al. 2021). Quanto às cores, a grande maioria dos MPs encontrados é transparente. Contudo, isso só se aplica às fibras e aos *pellets*, quase nenhum fragmento transparente foi encontrado. Nesse caso, os mais comuns foram os azuis, pretos e brancos.

As possibilidades de prever a composição química específica de um plástico baseado em sua cor e formato é muito baixa (Dikareva and Simon 2019), por isso, no presente estudo, não serão feitas considerações nesse sentido. Para isso são necessárias técnicas específicas, como a espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) e a espectroscopia Raman (Prata et al. 2019). Realizar esses estudos é altamente recomendável pois, uma vez descoberta a composição química do microplástico predominante, é possível encontrar a origem da contaminação, principalmente quando se fala de sistemas menores. Sabendo a origem, é possível tomar medidas que diminuam a entrada dos plásticos direto da fonte, como incentivar descarte adequado de lixo e expandir programas de reciclagem.

A hipótese de ingestão passiva ou ativa pelos organismos do zooplâncton *in situ* foi refutada, pelo menos pra esse estudo. Entretanto, ela já foi provada em outros trabalhos, apesar do grande enfoque ser em ambientes marinhos (Desforges et al. 2015; Sun et al. 2018; Md Amin et al. 2020; Botterell et al. 2022). A quantidade de partículas ingeridas encontradas costuma ser muito pequena e é necessário utilizar um grande número de animais para obter resultados positivos. Aytan et al. (2022) encontraram apenas 9 microplásticos após investigarem 1065 espécimes de Copepoda. O baixo número de indivíduos estipulado para esse estudo (30 animais) pode ser um dos motivos de nada ter sido encontrado. A alta disponibilidade de alimento nos ambientes estudados também pode acabar por afetar a ingestão de microplástico, pois em um local com mais algas a chance de um organismo encontrar e efetivamente se alimentar de uma partícula plástica é menor (Cheng et al. 2020). Em alguns casos elas até mesmo podem crescer e desenvolver sobre os MPs, essa interação ocorre em poucos tipos de algas (Canniff e Hoang 2018).

Mesmo não tendo encontrado evidências da ingestão de microplásticos pelo zooplâncton em nosso estudo, não é possível afirmar que copépodes e cladóceros de água doce não consomem esse tipo de material. Outros estudos utilizando mais animais, mais espécies e diferentes métodos de detecção podem evidenciar essa interação que já foi observada em outros ambientes.

5. Conclusão

O rio do Peixe é um bom exemplo de que mesmo as regiões mais isoladas, tipicamente rurais, não estão livres da contaminação por microplásticos. Por isso, estudos precisam levar em consideração lugares que, a princípio, não aparentam estar tão contaminados, pois talvez esses sejam os locais que mais sofrerão as consequências e que também necessitem de planos de manejo. A contaminação da lagoa se deve muito à contínua abrasividade da região (ventos e insolação em toda a coluna d'água devido à baixa profundidade e alta atividade biológica). São necessários que mais estudos sejam realizados em locais deste tipo para entender como o microplástico pode afetar toda a comunidade biológica que depende da lagoa para sua manutenção. Finalmente, a contaminação por microplásticos no rio Tietê, ao contrário do esperado, não foge aos padrões observados em vários rios do mundo. Talvez a distância de mais de 300 quilômetros entre a cidade de São Paulo e o local das amostragens possa ser um fator determinante para a contaminação não fosse excessivamente elevada, visto que ainda se sabe pouco sobre como os microplásticos se comportam em relação à hidrodinâmica. Apesar disso, a quantidade de MPs no rio Tietê não pode ser ignorada e medidas tem que ser tomadas para controlar o descarte inadequado de plástico na natureza. Os testes realizados para a verificação de ingestão de microplásticos pelo zooplâncton não foram conclusivos, provavelmente pelo baixo do número de espécies e indivíduos analisados.

6. Referências bibliográficas

- ABRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública). 2022. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2022. Panor dos Resíduos Sólidos no Bras.
- Andrady AL. 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar Pollut Bull.* 62:1596–1605.
- Aytan U, Esensoy FB, Senturk Y. 2022. Microplastic ingestion and egestion by copepods in the Black Sea. *Sci Total Environ.* 806:150921.
- Barnes DKA, Galgani F, Thompson RC, Barlaz M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos Trans R Soc B Biol Sci.* 364:1985–1998.
- Betts K. 2008. Why small plastic particles may pose a big problem in the oceans. *Environ*

- Sci Technol. 42:8996.
- Botterell ZLR, Bergmann M, Hildebrandt N, Krumpen T, Steinke M, Thompson RC, Lindeque PK. 2022. Microplastic ingestion in zooplankton from the Fram Strait in the Arctic. *Sci Total Environ.* 831:154886.
- Canniff PM, Hoang TC. 2018. Microplastic ingestion by *Daphnia magna* and its enhancement on algal growth. *Sci Total Environ.* 633:500–507.
- Chen J, Wang W, Liu H, Xu X, Xia J. 2021. A review on the occurrence, distribution, characteristics, and analysis methods of microplastic pollution in ecosystems. *Environ Pollut Bioavailab.* 33:227–246.
- Cheng Y, Wang J, Yi X, Li L, Liu X, Ru S. 2020. Low microalgae availability increases the ingestion rates and potential effects of microplastics on marine copepod *Pseudodiaptomus annandalei*. *Mar Pollut Bull.* 152:110919.
- Cole M, Lindeque P, Fileman E, Halsband C, Galloway TS. 2015. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. *Environ Sci Technol.* 49:1130–1137.
- Cole M, Lindeque P, Fileman E, Halsband C, Goodhead R, Moger J, Galloway TS. 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environ Sci Technol.* 47:6646–6655.
- Desforges JPW, Galbraith M, Ross PS. 2015. Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Arch Environ Contam Toxicol.* 69:320–330.
- Dikareva N, Simon KS. 2019. Microplastic pollution in streams spanning an urbanisation gradient. *Environ Pollut.* 250:292–299.
- Estahbanati S, Fahrenfeld NL. 2016. Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere.* 162:277–284.
- Faure F, Demars C, Wieser O, Kunz M, de Alencastro LF. 2015. Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. (Special Issue: Microplastics in the environment.). *Environ Chem.* 12:582–591.
- Frydkjær CK, Iversen N, Roslev P. 2017. Ingestion and Egestion of Microplastics by the Cladoceran *Daphnia magna*: Effects of Regular and Irregular Shaped Plastic and Sorbed Phenanthrene. *Bull Environ Contam Toxicol.* 99:655–661.
- Geyer R, Jambeck JR, Law KL. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci Adv.* 3:25–29.
- Hidalgo-Ruz V, Gutow L, Thompson RC, Thiel M. 2012. Microplastics in the marine

- environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environ Sci Technol.* 46:3060–3075.
- Hossain MS, Rahman MS, Uddin MN, Sharifuzzaman SM, Chowdhury SR, Sarker S, Nawaz Chowdhury MS. 2020. Microplastic contamination in Penaeid shrimp from the Northern Bay of Bengal. *Chemosphere.* 238:124688.
- IPT. 2008. Plano de Bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI 10) - Revisão para Atendimento da Deliberação CRH 62.
- Lebreton LCM, Van Der Zwet J, Damsteeg JW, Slat B, Andrady A, Reisser J. 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nat Commun.* 8:1–10.
- Li J, Liu H, Paul Chen J. 2018. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Res.* 137:362–374.
- Masura J, Baker J, Foster G, Arthur C. 2015. Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48.
- Md Amin R, Sohaimi ES, Anuar ST, Bachok Z. 2020. Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea. *Mar Pollut Bull.* 150:110616.
- Miranda D de A, de Carvalho-Souza GF. 2016. Are we eating plastic-ingesting fish? *Mar Pollut Bull.* 103:109–114.
- Murphy F, Ewins C, Carbonnier F, Quinn B. 2016. Wastewater Treatment Works as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environ Sci Technol.* 50:5800–5808.
- Prata JC, da Costa JP, Duarte AC, Rocha-Santos T. 2019. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC - Trends Anal Chem.* 110:150–159.
- Rowley KH, Cucknell AC, Smith BD, Clark PF, Morritt D. 2020. London's river of plastic: High levels of microplastics in the Thames water column. *Sci Total Environ.* 740:140018.
- Sun X, Liang J, Zhu M, Zhao Y, Zhang B. 2018. Microplastics in seawater and zooplankton

- from the Yellow Sea. *Environ Pollut.* 242:585–595.
- Sun Y, Xu W, Gu Q, Chen Y, Zhou Q, Zhang L, Gu L, Huang Y, Lyu K, Yang Z. 2019. Small-sized microplastics negatively affect rotifers: changes in the key life-history traits and rotifer- phaeocystis population dynamics. *Environ Sci Technol.* 53:9241–9251.
- Tundisi JG, Matsumura-Tundisi T. 2008. *Limnologia. Oficina de Textos.* 632 p.
- Urbanski BQ, Denadai AC, Azevedo-Santos VM, Nogueira MG. 2020. First record of plastic ingestion by an important commercial native fish (*Prochilodus lineatus*) in the middle tietê river basin, southeast brazil. *Biota Neotrop.* 20:1–6.
- Wong G, Löwemark L, Kunz A. 2020. Microplastic pollution of the Tamsui River and its tributaries in northern Taiwan: Spatial heterogeneity and correlation with precipitation. *Environ Pollut.* 260:1–12.
- Zhang F, Wang X, Xu J, Zhu L, Peng G, Xu P, Li D. 2019. Food-web transfer of microplastics between wild caught fish and crustaceans in East China Sea. *Mar Pollut Bull.* 146:173–182.

Anexo

Microplastic contamination in the excessively polluted Tietê River (Southeast Brazil): an unsustainable human-nature relationship

Gabriel Mariano^a, Camila Magro^a, Bruna Quirici Urbanski^a, Marcos Gomes Nogueira^a

^a Institute of Biosciences, State University of São Paulo, 18618-689, Botucatu, Brazil

A B S T R A C T

The presence of microplastics (MPs) was analyzed in water and sediment samples of the Tietê River and associated aquatic environments (a marginal lagoon and a tributary – Peixe River). This river receives most of domestic and industrial effluents from São Paulo megalopolis (22 million people), as well as a huge amount of irregularly discarded solid residues, mainly plastic litter. Samples were collected immediately after the rainy season (April/2020), for water and sediment, and during the dry season (August/2020) only for water. Organic matter was oxidized ($\text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe(II)}$) (70°C) and material fractionated through metal sieves (minimum 0.053 mm and maximum 4 mm). Microscopic counting discriminated size, form, and color. The predictable high contamination was confirmed. For water, there was an increasing gradient of MPs: Peixe River → Tietê lagoon → Tietê River. Differences between the main river and tributary were significant for April. For the main river, contamination in the water column was higher after the rains. For the tributary, the concentration effect (dry season), prevailed. For sediment, contamination in the main river and the marginal lagoon is of the same (very high) magnitude (10^5 MPs/kg), but not higher in the lagoon, as presupposed, due to its lentic condition. The concentration of MPs in the tributary is not negligible, and sources are distinct (probably fishery activities and litter irregular disposal from rural communities). Quantities of MPs in the sediment were much higher compared to the ones in the water column. Integrated water-sediment analyzes were important for the understanding of distinct processes on both spatial and temporal scales. Size, form, and color, showed to be similar when compared the MPs observed in the water and sediment samples. Small size, transparent and blue fibers particles predominated. Proportionally there was more fragments in the water column and more pellets in the sediments.

Key words: lagoon, megalopolis impact, tributary river, microplastic characteristics.

1. Introduction

Plastics, synthetic polymers derivate from petrochemicals, became highly popular after the Second World War, mainly due to their accessible cost, versatility, lightness e durability (Barnes et al., 2009; Geyer et al., 2017; Olivatto et al.; 2018). This new and revolutionary material shaped our society in distinct manners, from science and technology to our daily routine activities at home. The production of plastic material, since the 1950s, is estimated in 9 billion tons, of which 6.5 billion are not in use anymore and were discharged (Jambeck et al., 2015; Geyer et al., 2017; Olivatto et al., 2018). Plastic inappropriate disposal and its accumulation in nature is presently a major environmental concern, threatening all kind of ecosystem (Zalasiewicz et al., 2016; Geyer et al., 2017). Unfortunately,

conventional wastewater treatment plants do not prevent that part of the urban plastic litter, especially the small-sized particles (microplastics), contaminate rivers, lakes, and oceans (Murphy et al., 2016; Estahbanati & Fahrenfeld, 2016; McCormick et al., 2016).

Microplastics (MPs), generally considered as having a size inferior to 5 mm, have diversified origins. They come from the base material (*pellets*) used in the manufacture of diverse products, such as cosmetics and exfoliate cleansers, or from clothes that eliminate fibers during washing. Complex physical-chemical processes, combining the effects of ultraviolet radiation, oxidation, and mechanical abrasion, also promote the fragmentation of large plastic polymers in fine particles (Betts, 2008; Barnes et al., 2009; Fendall & Sewell, 2009; Andrady, 2011; De Falco et al., 2019).

A major concern of the MPs presence in the environment is the subsequent transference to the aquatic biota, which has been increasingly reported: from modifications of bacteria assemblages' structure (McCormick et al., 2016) to contamination of invertebrate and vertebrate fauna. Examples include a variety of taxonomic groups, such as whales (Moore et al., 2020), turtles (Caron et al., 2018), fish (Neves et al., 2015; Silva-Cavalcanti et al., 2017; Bletter et al., 2019; Urbanski et al., 2020), mussels (Van Dermeersch et al., 2015), insects (Cuthbert et al., 2019; Silva et al., 2019) and amphipods (Battistin et al., 2023). In addition to direct ingestion, more complex pathways of MPs transferences, including sediments, benthic macroinvertebrates, and secondary consumers (aquatic birds), has been evidenced (Lourenço et al., 2017).

The physiological effects of MPs ingestion are still not well known, but it is important to consider that these particles aggregate and facilitate the entrance of pollutants into the food webs. The hydrophobic characteristic of MPs promotes the sorption of chemical pollutants, with the potential of accumulation in the biota (Andrady, 2011; Rochman et al., 2014; Faure et al. 2015; Brennecke et al., 2016; Li et al., 2018a; Di & Wang, 2018; Tourinho et al., 2019; Zhang et al. 2019).

Historically, rivers are severely affected by human activities and more recently (last eight decades) they play an important role in the transport of MPs (Peng et al. 2018; Jambeck et al., 2015; Almas et al. 2022; Zhang et al 2021). In Brazil, the Tietê River is an emblematic case of environmental degradation, after receiving for more than a century most of the domestic and industrial effluents of the São Paulo megalopolis (presently about 30 million people), as well as a huge amount of irregularly disposed solid residues, mainly plastic litter. The limnological/water quality parameters rarely are in conformity with the reference standards of the legislation, for instance for the dissolved oxygen that frequently falls to near-zero, even zero, concentrations (Tundisi et al., 2008; Buckeridge & Ribeiro, 2018; Silva et al., 2022). Urbanski et al. (2020) found that the most important fish resource of this river, *Prochilodus lineatus*, exhibits a high level of contamination (mean of 9.4 particles per individual), three times higher when compared to results obtained from samples of a tributary river without the direct influence of urban areas (mean of 3.6 particles per individual). Probably, it is a case of passive MPs ingestion, as this fish searches for benthic invertebrates and organic detritus in the river's bottom (iliophagous feeding habitat).

Our study focused on MPs evaluation – quantity, form, size, and color, in water and sediment samples of the Tietê River middle stretch, downstream the São Paulo metropolitan region. In addition to the main river, for comparison purpose, two other local aquatic environments, contrasting in terms

of hydrodynamics and water quality (a marginal lagoon and a tributary river), were also analyzed.

Spatially we hypothesized an increasing gradient of suspended (water column) MP contamination: tributary river (Peixe River) → marginal lagoon → Tietê River. However, contamination in the sediments would be higher in the Tietê lagoon, due to its less active hydrodynamics, which favors MP deposition. Temporally, the presence of MPs would increase during the rainy season, associated with higher urban litter running into the river systems.

2. Material and Methods

2.1. Study area and sampling procedures

Tietê is the main river entirely inserted (1,136 km long; east west oriented) in the State of São Paulo State, the most populous and industrialized in Brazil. After sustaining the development of the capital city (São Paulo), located in the Tietê upper/middle basin, for more than 400 years, including the provision of drinking water, the river become severely impacted. Along tens of kilometers, the river has no other use than reception and transport the sewage of the megalopolis. Successive layers of litter sedimentation along the river embankments is an indelible human mark, characterizing recent anthropogenic deposits (*sensu* Waters et al., 2016; Zalasiewicz et al., 2016).

The Tietê River sampling area is in the municipality of Anhembi, approximately 160 km (straight line; 350 km following the river meanders) downstream the São Paulo city. Despite the distance from the megalopolis, evidence of the river degradation is deplorable. Three distinct environments were selected: the main river (Tietê) (22°47'31.0"S and 48°05'48.8"W) and an adjacent marginal lagoon (22°47'41.70 and 48°6'24.02), both highly polluted systems, and the lower stretch of a tributary (Peixe River) (22°49'42.8"S and 48°06'01.5"W), without influence of urban areas (Fig. 1). In each environment (main river, lagoon and tributary) the sampling points, three for water and five for sediment, were distributed equidistantly along transects of 1 km.

Water samples (triplicates per point) were obtained in April 2021, corresponding to the end of the rainy season (early autumn), and August 2021, during the dry season (winter). The accumulated precipitation in the city of São Paulo (São Paulo-Mirante meteorological station; <https://bdmep.inmet.gov.br/>) along the previous trimester was 534 mm (January, February, and March) and 100 mm (May, June, and July), respectively. Sediment was sampled in quintuplicate per point, during the dry season.

A standard plankton net of 68 µm of mesh aperture was used to collect the MPs suspended in the water column, through vertical hauls in the rivers and horizontal hauls in the lagoon, which is very shallow (ca. 1 m depth). The filtered volume per sample varied between 200L and 800L. Superficial sediments were obtained using Van Veen dredge (0.0198 m² of aperture).

Fig. 1.

2.2. Microplastic extraction from water samples

Each water sample was entirely analyzed. Initially, due to the high quantity of organic detritus, a digestion process was carried out using 20 mL solution of H₂O₂ (30%) and 20 mL solution of Fe(II)

0,05 M, during 30 minutes on a heating plate at 70°C. After removing most of the organic matter samples were fractionated through metal sieves with mesh sizes of 4 mm, 1 mm, 0.5 mm, 0.25 mm and 0.053 mm, and the retained material was recovered using purified water (Gehaka; electric conductivity < 0,07 µS/cm) for posterior analysis. Extraction methods and fine adjustments based on MPs previous studies, such as Yonkos et al. (2014), Masura et al. (2015), Marine Debris Program (2015); Li et al. (2018b), Blettler et al. (2019) and Rowley et al. (2020).

2.3. Microplastic extraction from sediment samples

Sediment samples were completely dried at 50° C and manually homogenized. For each sampling point, aliquots of 25 g of dried sediment from each quintuplicate were mixed, and 50 g of this integrated sample was used for the subsequent procedures. Organic matter digestion, sieving (4mm, 1mm, 0.5mm, 0.250 mm, 0.125 mm, and 0.053 mm), and MPs recovery follow the same procedures employed for the water samples. It is important to mention that the excessive presence of organic contents caused intense ebullition during the digestion process and whenever necessary we reduced the temperature reaction by adding cool purified water, besides quickly removal of the beaker from the hot plate.

2.4. Microscopic analyzes

The distinct MPs size classes were quantitatively analyzed in terms of color and form (fragment, fiber, and pellet) under stereomicroscope (Zeiss Discovery 20). Criteria for discrimination of MPs (synthetic particles) were the absence of cellular and organic structures; identifiable and homogeneous colors; fibers of the same thickness having a three-dimensional bending to exclude the biological origin (Norén, 2007; Hidalgo-Ruz et al., 2012). Flotation using saline solution was tested, but was not satisfactory. As only part of MPs floated. Thus, both, water and sediment samples, were analyzed entirely.

2.5. Minimizing environmental contamination

Procedures to avoid contamination were constantly employed following literature suggestions (Sarijan et al., 2018; Silva-Cavalcanti et al., 2017; Urbanski et al., 2020). For storage and manipulation of the samples, in the field and laboratory, it was always used glass, porcelain, or metal devices, in order to avoid contamination. Clean cotton aprons and surgical procedure gloves were used during the laboratory procedures, and the work surfaces and utensils used were repeatedly sterilized using alcohol (70%). Digestion and sterilizing solutions were prepared with deionized water (milli-Q, Millipore) and during microscopic counts, the counting plates/cuvettes remained covered with glass Petri dishes. To assess external contamination (i.e., airborne plastic fibers *sensu* Zhang et al., 2020), an open petri dish with ethanol was placed adjacent to the microscope. During the samples digestion beakers remained covered with aluminum foils; sieving was performed as quick as possible to reduce the sample's exposition, and always using metal covers.

2.6. Data analyzes

For the water column, environments and seasonal periods were compared through mean values and respective standard deviations (triplicates per site/period), and the differences were statistically tested (Student's t-test) (Sigma Plot 11).

3. Results

3.1. Microplastics in the water column

The MPs were found in all analyzed samples and the mean values and standard deviation are shown in Fig. 2. In April (end of rainy season), among the three considered environments (Tietê River, Tietê lagoon and Peixe River), the maximum mean value occurred in the Tietê River, 500.7 MPs/m³. The minimum mean value was registered in the Peixe River, 93.0 MPs/m³. Values were significantly higher in Tietê compared to Peixe River ($p < 0.005$). The lagoon exhibited an intermediate concentration, 220.0 MPs/m³, which was not statistically different. In August, during the dry season, we observed an unexpected higher concentration in the Peixe River, mean of 228.0 MPs/m³, compared to the Tietê River, mean of 107.9 MPs/m³. Lagoon had an intermediate value, mean of 186.3 MPs/m³. For this second sampling campaign, the values of the distinct environments were not statistically different.

Considering the samples individually, the minimum was 35.4 MPs/m³, Peixe River in April, and the maximum was 814.5 MPs/m³, Tietê River in April.

Comparison of the set of samples for each period of the year showed to be not statistically different.

The amount of counted MPs totaled 1859, mostly fibers (83.0%), followed by fragments (12.5%) and pellets (4.5%). (Fig. 3).

Smaller MPs prevailed, with 52.2% in the size class from 0.053 mm to 0.25 mm; 31.9% between 0.25 mm and 0.5 mm; 13.6% between 0.5 mm and 1 mm and only 2.3% between 1 mm and 4 mm (Fig. 4).

Thirteen distinct colors were observed with wide predominance of transparent, 61.6%, blue, 15.7%, black, 7.5 %, white, 6.2% and red, 3.0%. The other colors together, including multicolor particles (two or more colors), represented 6.0% of the MPs (Fig. 5).

Fig. 3.

Fig. 4.

Fig. 5.

3.2. Microplastics in the sediment

The number of MPs found in the sediments (dry weight of integrated samples) was much higher (~ 20 times) in Tietê River, 190,460 MPs/kg, and Tietê lagoon, 179,480 MPs/kg, compared to the tributary, Peixe River, 9,540 MPs/kg (Fig. 6).

Of 18,974 counted particles in the sediments, 85.3% were fibers, 7.3% fragments, 7.3% pellets and 0.1% glitter (Fig. 7). Similar to the water column, most MPs in the sediments are very small, 37.5% between 0.053 mm and 0.125 mm; 49.3% between 0.125 mm and 0.25 mm; 10.8% between 0.25 mm and 0.5 mm; 1.9% between 0.5 mm and 1 mm, and 0.5% between 1 mm and 4 mm (Fig. 8). The proportion of colors (12 in a total) of the sediment MPs, 56.2% of transparent, 18.8% of blue, 9.2% of

black, 3.5% of red and 12.3% of the other colors, was also very similar to the ones observed in the water samples (Fig. 9).

Fig. 6.

Fig. 7.

Fig. 8.

Fig. 9.

4. Discussion

Despite the great historical, cultural, socioeconomic, and environmental importance of the Tietê River, the number of published scientific studies is still insufficient to characterize and understand its limnological structure and functioning as well as its severe state of degradation (Tundisi et al., 2008; Buckeridge & Ribeiro, 2018; Urbanski et al., 2020; Silva et al., 2022).

The highly predictable assumption of considerable MP contamination in the Tietê River was fully confirmed and integrated water-sediment analyzes were important for the understanding of distinct processes on both spatial and temporal scales.

The first hypothesis predicting an increasing spatial gradient (Peixe River → Tietê lagoon → Tietê River) of MP contamination in the water column (suspended material) was only partially proved. In April, soon after the summer rainy season, the MPs concentration in the Tietê River was in fact significantly higher (5.4 times; $p < 0.005$) than in the tributary, and the lagoon exhibited an intermediate value. However, this trend did not repeat in August, during the winter dry season, when the presence of MP in the tributary was higher. From summer to winter, a sharp decrease in the MPs concentrations occurred in the Tietê River (4.6 times less), attesting the third hypothesis – the presence of MPs would increase during the rainy season, associated with the increase of irregularly disposed urban litter transportation (surficial runoff) into the river systems.

The increase in the quantities of MPs transported in the Tietê River during the rainy season overcomes the potential dilution effect. Yonkos et al. (2014) and Wong et al. (2020) also found a positive correlation between rain precipitation and MPs contamination in rivers of USA and Taiwan respectively. Nevertheless, the opposite was seen in the tributary Peixe River, with an increase in MPs concentration (2.5 times more). In this case, the factor favoring the higher concentration probably was the considerable diminution of the river volume. The quantity of 228 MPs/m³ in the Peixe River in August is high and it was not expected, as this tributary is not influenced by urban areas. We suppose that MP contamination comes from the intensive use (and loss) of fish gillnets (nylon material) by professional anglers, as well as by irregular litter discharged into the river by isolated rural communities.

Dikareva & Simon (2019) showed that the quantities of MPs in tributary rivers are equivalent to that of main rivers. Therefore, the small river's contribution needs to be properly evaluated in order to get a comprehensive understanding of the inorganic contamination of freshwater ecosystems.

Lower variability between seasons occurred in the Tietê lagoon, with a small increase (1.3 times) during the dry season, also due to the positive effect in concentration related to volume reduction. Regularly, the connection of the lagoon to the main river course is very limited through a

small perennial channel (less than 10 m wide). Only during atypical large floods, which not occurred during the study period, there is a high replacement of the water in the lagoon. Thus, the entrance of MPs coming from the Tietê River was improbable and the slight increment in the second campaign probably come from internal processes, such as macroplastic degradation and MPs resuspension from sediments by wind action (Davidson et al., 2022), as the lagoon is very shallow, predominantly around 1 m or even less.

The absolute amounts of MPs, especially in the Tietê River in April, mean of 501 MPs/m³, is high, compared to several other analyzed freshwater environments. For instance: it is reported variations from 10 to 223 MPs/m³ in Saigon River, Vietnam (Lahens et al., 2018); 17 MPs/m³ to 303 MPs/m³ in New Zealand rivers (Dikareva & Simon, 2019); 14 to 25 MPs/m³ in the Thames River, UK (Rowley et al., 2020); 2.5 to 100 MPs/m³ in Taiwan Rivers (Wong et al., 2020). However, even the maximum concentration (individual samples) found in Tietê River, 814 MPs/m³, is much lower than the highest ones observed in some urban areas. Concentrations varied from 2,355 to 5,733 MPs/m³ in Chicago rivers, USA (Mc Cormick et al., 2016); 172,000 MPs/m³ to 519,000 MPs/m³ in urban channels of Ho Chi Minh City, Vietnam (Lahens et al., 2018); mean of, 4,703 MPs/m³ in the Three Gorgeous Reservoir in China (Di & Wang, 2018); mean of 300,200 MPs/m³ in Sinos River, Brazil (Ferraz et al., 2020). Relatively lower values of MPs contamination in Tietê River, in comparison to these previous studies carried out in very crowded and industrialized areas, is associated to the fact that the distance of our sampling area is more than three hundred km downstream São Paulo City. In a recent academic study in the Tietê River (Moraes, 2022), the maximum concentration was 1530 MPs/m³, which was found during the rainy season in the same river stretch we selected in our study. There is the possibility that most plastic particles coming from the megalopolis had already deposited in the bottom sediments along the river course, although in the mentioned study (Moraes, 2022) it was observed lower concentrations in the upstream stretch.

An interesting approach for future MPs investigation in the Tietê River is the role of the river hydrodynamics. The stretch where we sampled is typically lotic, but less than 50 km downstream it was constructed a cascade of six large reservoirs for hydropower generation. In a study by Zhang et al. (2021) it was found twice more particles in water samples of the Yangtze River collected in reservoirs (mean of 2,792 MPs/m³) than in riverine stretches (mean of 949 MPs/m³).

Data on sediment of the Tietê River middle stretch and regional associated ecosystems make explicit an even more dramatic scenario of contamination. Our data varied between 10⁵ MPs/kg (Tietê River and Tietê lagoon) and 10⁴ MPs/Kg (Peixe River), which is much higher compared to other studies, some carried out in urban areas, whose values on sediment contamination are ≤ 10³/kg (Peng et al., 2018; Di & Wang, 2018; Zhang et al., 2021; Parker et al., 2022).

Comparisons are difficult, due to the inherent methodological peculiarities. It is important to consider two points: we did not use saline solution for flotation, but the entire oxidized sample was analyzed, and small-size particles (0.053 to 0.125 mm and 0.125 mm to 0.25 mm) were included in the counting.

Higher values of MPs occurred in the Tietê River (~190,000 MPs/kg), followed by the lagoon (~180,000 MPs/kg). Despite being much lower (~ 20 times), contamination of the tributary sediments

cannot be negligible (~10,000 MPs/Kg). Besides comparable, results did not corroborate the second hypothesis, that, contamination in the lagoon sediments would be higher than in the river. The premise is that the less active hydrodynamics (lentic system) favors MP deposition, as already observed in the Yangtze River by Zhang et al. (2021). For the understanding of the differences in the Tietê lagoon sediments it is important to consider, as previously mentioned, that during the sampling interval (April-August) there was a reduced entrance of Tietê River waters, the main source of MPs.

The huge sediment MP contamination in the middle Tietê River, despite so close from São Paulo megalopolis (350 km downstream), may be associated with the river physical characteristics as high velocity and intensive flow (~ 1,500 m³/s of the final stretch). In a detailed spatial analysis carried out in Three Gorgeous reservoir (China), water and sediment, Di & Wang (2018) observed, for sediments, a higher abundance of MPs in countryside areas, different from the water column, whose higher values were close to urban areas. They also demonstrated that the high-density MPs were more likely to deposit in the sediment

Sediment analyzes, especially for polluted environments, showed to be much more time-consuming, compared to the water samples. There is much more organic matter to be oxidized and an astonishing number of MPs to be counted. But the obtained results are fundamental for a proper evaluation of MPs contamination. As a more conservative compartment, less exposed to short-term variability and that also integrates physical and biological processes temporally, a lower sampling frequency of the sediments may be justifiable.

Generally, the analyzed characteristics size, form, and color, showed to be similar when compared the MPs observed in the water and sediment samples.

Most MPs we counted (~ 50%) are of small size, between 0.053 mm and 0.25 mm and between 0.125 and 0.25 mm, for the water column and sediment, respectively. This is expected as continuous fragmentation results in an exponential increase in MPs (Barnes et al., 2009).

Despite the methodological difficulties related to the visual inspection of small-size particles, this fraction cannot be ignored as the smaller is the MP higher the possibility to be incorporated into the food chains with still unknown consequences (Cole et al., 2015; Sun et al., 2019).

For forms, fiber predominated, widely (83.0% in the water and 85.3% in the sediment), following the recurrent pattern, mostly from 50 to 250 µm (Di & Wang, 2018; Lathern et al., 2018 Ferraz et al., 2020; Davidson et al., 2022; Parker et al., 2022), predominantly polyester (Lathern et al., 2018).

The proportions of fragments and pellets varied, comparing water column and sediment. Fragments represented 12.5% of MPs in the water samples and 7.3% in the sediments. Pellets corresponded to 7.3% of MPs in the sediment and 4.5% in the water. Such differences are probably related to the differential density of these materials. Pellets did not occur in the Peixe River and may be related to the absence of industrial activity in the basin (Chen et al., 2021).

In terms of color (13 in the water and 12 in sediment), transparent predominated (62% in the water and 56% in sediment), followed by blue (16% in the water and 19% in sediment) and black (7.5% in the water and 9.2% in sediment). In case of water fragments, separately, blue, black, and white were more common. Unfortunately, it is not possible to infer chemical composition through colors, and also forms (Dikareva & Simon, 2019). Therefore, chemical characterization is highly recommended for

future studies in the Tietê River basin, as this information can contribute to the identification of pollution sources and the proposal of remediation strategies.

Finally, it is also important to consider that our study contributes to minimize the lack of information on MPs contamination in freshwater ecosystems, especially for benthic sediments (Andrady, 2011; Faure et al., 2015)

5. Conclusion

The middle Tietê River, as well as the associated regional aquatic environments, is highly contaminated with MPs, which was highly predictable given its long history of environmental degradation.

Obtained data permitted to test the three postulated hypotheses, in terms of spatial and seasonal trends. There is an increasing gradient of contamination in the water: Peixe River → Tietê lagoon → Tietê River. For the main river, contamination in the water column is positively related to seasonal rains. For the tributary, the concentration effect (dry season), prevails. For sediment, contamination in the main river and marginal lagoon is of the same (very high) magnitude (10^5 MPs/kg), but not higher in the lagoon as presupposed due to its lentic condition. Tributary river data indicates a lower contamination, but not negligible, whose sources are distinct – probably fishery activities and litter irregular disposal from rural communities.

Quantities of MPs in the sediment samples were proportionally much higher compared to the ones in the water samples. Concentrations of MPs in the water column were high, but inferior to the ones found in crowded and industrialized urban areas. Integrated water-sediment analyzes was important for the understanding of distinct processes on both spatial and temporal scales.

Size, form, and color, showed to be similar when compared to the MPs observed in the water and sediment samples. Small size, between 0.053 mm and 0.25 mm, transparent and blue fibers corresponded to the most abundant particles. Proportionally there was more fragments in the water column and more pellets in the sediments.

Further studies are necessary, including chemical characterization of the MPs and the role of the river hydrodynamics – the alternation between lotic and lentic (reservoirs) stretches, besides transference to biota.

Acknowledgements

To CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento do Ensino Superior) for scholarships conceived to the first three authors. To Limnética Consultancy, for logistic support.

Appendix A. Supplementary data.

References

Feisal Almas, F. F., Bezirci, G., Çagan, A. S., Gokdag, K., Çırak, T., Kankılıç, G.B., Paçal, E., Ülkü Nihan Tavsanoglu, U. N. 2022. Tracking the microplastic accumulation from past to present in the freshwater ecosystems: A case study in Susurluk Basin, Turkey. *Chemosphere* 303.

135007.

- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar Pollut Bull.* 62:1596–1605.
- Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos Trans R Soc B Biol Sci.* 364:1985–1998.
- Betts, K., 2008. Why small plastic particles may pose a big problem in the oceans. *Environ Sci Technol.* 42:8996.
- Blettler, M.C.M., Garello, N., Ginon, L., Abrial, E., Espinola, L.A. & Wantzen, K.M., 2019. Massive plastic pollution in a mega-river of a developing country: Sediment deposition and ingestion by fish (*Prochilodus lineatus*). *Environ. Pollut.* 255 (3): 113348.
- Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I., Canning-Clode, J., 2016. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 178. 189e195.
- Buckeridge, M. & Ribeiro, W.C., 2018. Livro branco da água. A crise hídrica na Região Metropolitana de São Paulo em 2013-2015: Origens, impactos e soluções. Instituto de Estudos Avançados, São Paulo. 175 pp.
- Caron, A.G.M., Thomas, C.R., Berry, K.L.E., Motti, C.A., Ariel, E., Brodie, J.E., 2018. Ingestion of microplastic debris by green sea turtles (*Chelonia mydas*) in the Great Barrier Reef: Validation of a sequential extraction protocol. *Marine pollution bulletin* 127: 743–751.
- Chen, J., Wang, W., Liu, H., Xu, X., Xia, J., 2021. A review on the occurrence, distribution, characteristics, and analysis methods of microplastic pollution in ecosystem s. *Environ Pollut Bioavailab.* 33:227–246.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Galloway, T.S., 2015. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. *Environ Sci Technol.* 49:1130–1137.
- Cuthbert, R.N., Al-Jaibachi, R., Dalu, T., Dick, J.T.A., Callaghan, A., 2019. The influence of microplastics on trophic interaction strengths and oviposition preferences of dipterans. *Sci Total Environ.* 651: 2420-2423. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.10.108
- Davidson, B., Kallyn, B., Samrah, S., Rios Mendonza, L.M., Pujara, N., 2022. Microplastic contamination of sediments across and within three beaches in western Lake Superior. *Journal of Great Lakes Research* 48 (6): 1563-1572.
- De Falco, F., Di Pace, E., Cocca, M., Avella, M., 2019. The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. *Sci Rep* 9, 6633. doi.org/10.1038/s41598-019-43023-x.
- Di, M., Wang, J., 2018. Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of the Total Environment* 616–617: 1620–1627.
- Dikareva, N., Simon, K.S., 2019. Microplastic pollution in streams spanning an urbanisation gradient. *Environ Pollut.* 250:292–299.
- Estahbanati, S., Fahrenfeld, N.L., 2016. Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere.* 162:277–284.
- Faure F., Demars C., Wieser O., Kunz M., de Alencastro, L.F., 2015. Plastic pollution in Swiss surface

- waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. (Special Issue: Microplastics in the environment.). *Environ Chem.* 12:582–591.
- Fendall, L.S., Mary A. Sewell, M. A., 2009. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin* 58: 1225–1228.
- Ferraz, M., Bauer, A. L., Valiati, V.H., Schulz, U. H., 2020. Microplastic Concentrations in Raw and Drinking Water in the Sinos River, Southern Brazil. *Water* 12, 3115; doi:10.3390/w12113115.
- Geyer, R., Jambeck, J.R. & Law, K.L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* 3(7): e1700782.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science. Technology*, 46 (6): 3060-75.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science.* 347(6223): 768 – 771.
- Lahens, L., Strady, E., Kieu-Le, T., Dris, R., Boukerma, K., Rinnert, E., Gasperi, J., Tassin, B. 2018. Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environmental Pollution* 236. 661e671.
- Li, J., Zhang, K., Hua Zhang, H., 2018a. Adsorption of antibiotics on microplastics. *Environmental Pollution* 237. 460e467.
- Li, J., Liu, H., Chen, J.P., 2018b. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Res.* 137:362–374.
- Lourenço, P.M., Serra-Gonçalves, C., Ferreira, J.L., Catry, T., Granadeiro, J.P., 2017. Plastic and other microfibers in sediments, macroinvertebrates and shorebirds from three intertidal wetlands of southern Europe and west Africa. *Environ Pollut.* 231:123-133. doi:10.1016/j.envpol.2017.07.103
- Marine Debris Program N. 2015. Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments.
- Masura, J., Baker, J., Foster, G., Arthur, C. 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48.
- McCormick, A.R., Hoellein, T.J., London, M.G., Joshua Hittie, J., Scott, J.W., Kelly, J.J., 2016. Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere* 7(11). e01556.
- Moore, R.C., Loseto, L., Noel, M., Etemadifar, A., Brewster, J.D., MacPhee, S., Bendell, L., Ross, P.S., 2020. Microplastics in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the Eastern Beaufort Sea. *Mar Pollut Bull.* 150:110723. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.110723
- Moraes, N.G., 2022. Análise de microplásticos no rio Tietê – SP: identificação, caracterização e quantificação dos poluentes orgânicos adsorvidos. Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Universidade de São Paulo. 206 pp.
- Murphy F., Ewins C., Carbonnier F., Quinn B., 2016. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environ Sci Technol.* 50:5800–5808.

- Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J.L., Pereira, T., 2015. Ingestion of microplastics by commercial fish of the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 101: 119–126.
- Norén, F., 2007. Small plastic particles in coastal Swedish waters. KIMO report. Sweden, 1-11.
- Olivatto, G., Carreira, R., Tornisiello, V. & Montagner, C. 2018. Microplastics: Contaminants of Global Concern in the Anthropocene. *Rev. Virtual Quim.* 10(6): 1968 – 1989.
- Parker, B., Britton, J.R., Pabortsava, K., Barrow, M., Green, I.D., Almela, V.D., Andreou, D. 2022. Distinct microplastic patterns in the sediment and biota of an urban stream. *Science of the Total Environment* 838 (2022) 156477.
- Peng, G., Xu, P., Zhu, B., Bai, M., Li, D., 2018. Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: A case study of risk assessment in mega-cities. *Environmental Pollution* 234:448e456.
- Rochman, C.M., Brian T. Hentschel, B.T., Teh, J.S., 2014. Long-Term Sorption of Metals Is Similar among PlasticTypes: Implications for Plastic Debris in AquaticEnvironments. *PLOS ONE | Issue* 9(1). e85433.
- Rowley, K. H.; Cucknell, A-C.; Smith, B. D.; Clark, P. F.; Moritt, D., 2020. London's River of plastic: High levels of microplastics in the Thames water column. *Science of the Total Environment*. 740, 140018.
- Sarijan, S., Azman, S., Said, M.I.M., Andu, Y., Zon, N.F., 2018. Microplastics in sediment from Skudai and Tebrau river, Malaysia: a preliminary study. *MATEC Web of Conferences*, 250, 06012. doi:10.1051/matecconf/201825006012
- Silva, C.J.M., Silva, A.L.P., Gravato, C., Pestana, J.L.T., 2019. Ingestion of small-sized and irregularly shaped polyethylenemicroplastics affect *Chironomus riparius* life-history traits. *Science of the Total Environment* 672. 862–868.
- Silva, F.L., Fushita, A.T., Cunha-Santino, M.B., Biachini Jr., I., 2022. Adopting basic quality tools and landscape analysis for applied limnology: an approach for freshwater reservoir management. *Sustainable Water Resources Management*, 8:65. doi.org/10.1007/s40899-022-00655-8
- Silva-Cavalcanti, J. S.; Silva, J.D.B.; França, E.J.; Araújo, M.C.B., GUSMÃO, F., 2017. Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. *Environment Pollution.*, 221: 218-226.
- Sun, Y., Xu, W., Gu, Q., Chen, Y., Zhou, Q., Zhang, L., Gu, L., Huang, Y., Lyu, K., Yang, Z., 2019. Small-sized microplastics negatively affect rotifers: changes in the key life-history traits and rotifer- phaeocystis population dynamics. *Environ Sci Technol.* 53:9241–9251.
- Tourinho, P.S, Kočí, V., Loureiro, S., van Gestel, C.A.M. 2019. Partitioning of chemical contaminants to microplastics: Sorption mechanisms, environmental distribution and effects on toxicity and bioaccumulation. *Environ Pollut.* 252:1246-1256. doi: 10.1016/j.envpol.2019.06.030.
- Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T. & Abe, D.S., 2008. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. *Braz. J. Biol.* 68(4): 1079 – 1098.
- Urbanski, B.Q., Denadai, A.C., Azevedo-Santos, V.M., Nogueira, M.G. 2020. First record of plastic ingestion by an important commercial native fish (*Prochilodus lineatus*) in the middle Tietê River basin, Southeast Brazil. *Biota Neotropica* 20 (3): e20201005. <https://doi.org/10.1590/1676->

0611-BN-2020-1005.

- Vandermeersch, G., Van Cauwenberghe, L., Janssen Colin, R., Marques, A., Granby, K., Fait, G., Kotterman, M.J.J., Diogène, J., Bekaer, K., B., Johan, R., Devriese, L., 2015. A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. *Environ Res.* 143: 46-55. doi:10.1016/j.envres.2015.07.016
- Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Sul, J.A.I., Corcoran, P.L., Barnosky, A.D., Cearreta, A., Edgeworth, M., Gałuszka, A., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Steffen, W., Summerhayes, C., Wapreisch, M., Williams, M., Wolfe, A.P., Yonan, Y., 2016. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. *Anthropocene* 13: 4–17.
- Zhang, F., Wang, X., Xu, J., Zhu, L., Peng, G., Xu, P., Li, D., 2019. Food-web transfer of microplastics between wild caught fish and crustaceans in East China Sea. *Mar Pollut Bull.* 146:173–182.
- Zhang, Q.; Zhao, Y.; Du, F.; Cai, H.; Wang, G.; & Shi, H., 2020. Microplastic Fallout in Different Indoor Environments. *Environmental Science & Technology*, doi: 10.1021/acs.est.0c00087.
- Zhang, Z., Deng, C., Dong, L., Liu, L., Li, H., Wu, J., Ye, C., 2021. Microplastic pollution in the Yangtze River Basin: Heterogeneity of abundances and characteristics in different environments. *Environmental Pollution* 287 (2021) 117580.
- Yonkos, L.T., Friedel, E. A., Perez-Reyes, A. C., Ghosal, S., Arthur, C.D., 2014. Microplastics in Four Estuarine Rivers in the Chesapeake Bay, USA. *Environ. Sci. Technol.* DOI: 10.1021/es5036317.
- Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Gałuszka, A., Cearreta, A., Edgeworth, M., Ellis, E.C., Ellis, M., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Richter, D.B., Steffen, W., Syvitski, J., Vidas, D., Wapreisch, M., Williams, M., Zhisheng, A., Grinevald, J., Odada, E., Oreskes, N., Wolfe, A.P., 2016. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *SCIENCE VOL 351(6269)*. aad2622-9.
- Wong, G., Löwemark, L., Kunz, A., 2020. Microplastic pollution of the Tamsui River and its tributaries in northern Taiwan: Spatial heterogeneity and correlation with precipitation. *Environ Pollut.* 260:1–12.

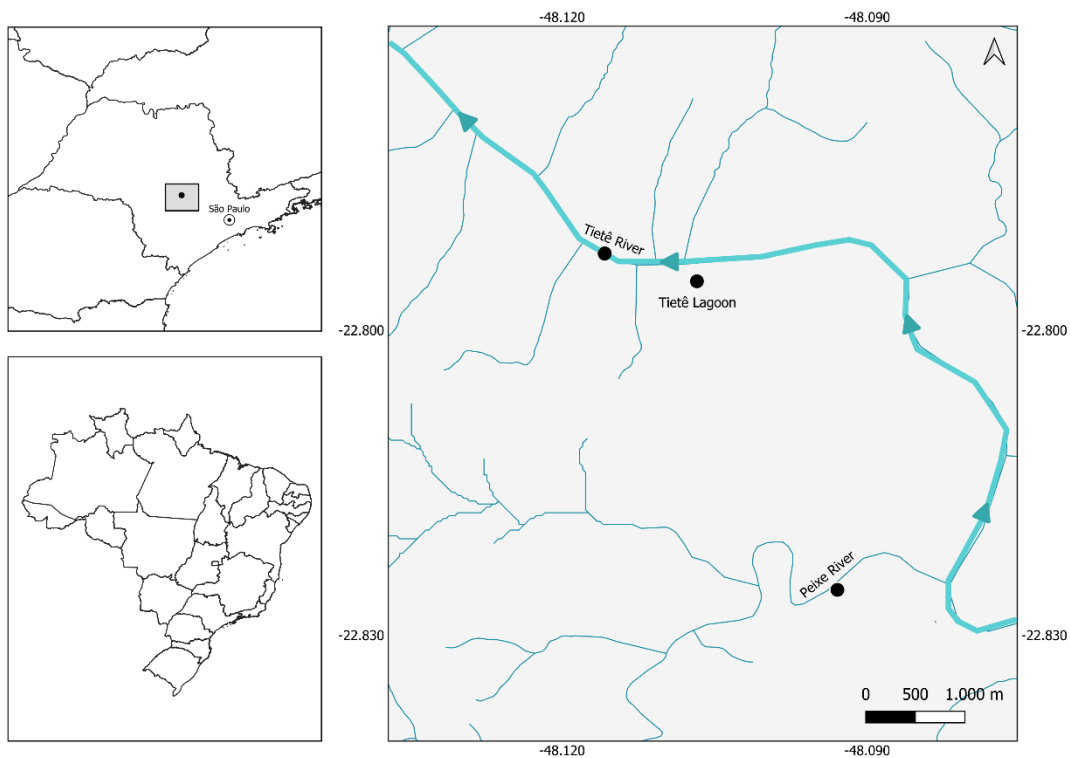


Fig. 1 (color). Map of the study area and positioning of the sampling sites.

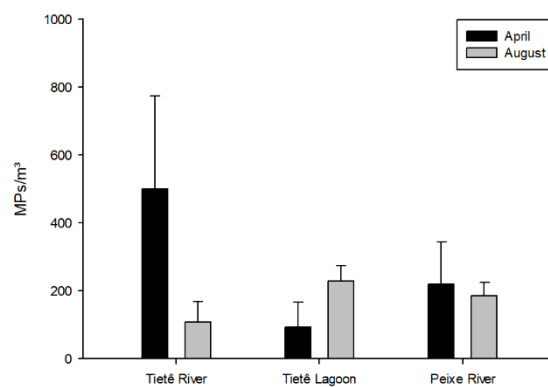


Fig. 2. Number of microplastics (mean and standard deviation) in the water column of the Tietê River and associated aquatic ecosystems (marginal lagoon and tributary Peixe River), São Paulo, Brazil, during rainy and dry seasons.

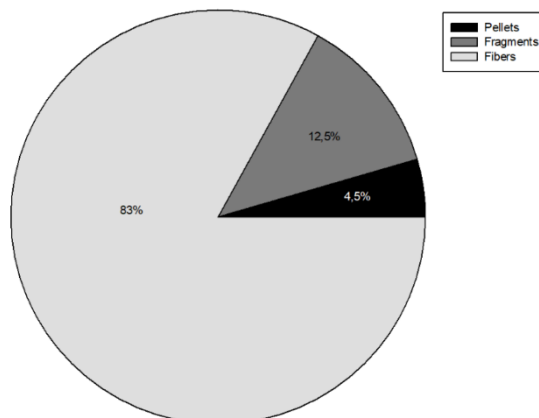


Fig. 3. Microplastics form distribution in the water samples of the Tietê River and associated aquatic ecosystems (marginal lagoon and tributary Peixe River), São Paulo, Brazil.

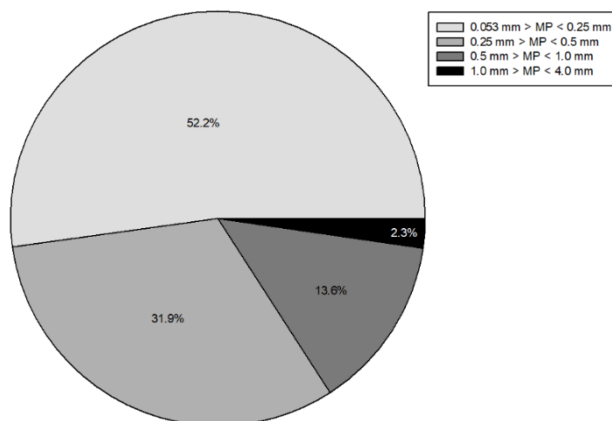


Fig. 4. Microplastics size distribution in the water samples of the Tietê River and associated aquatic ecosystems (marginal lagoon and tributary Peixe River), São Paulo, Brazil.

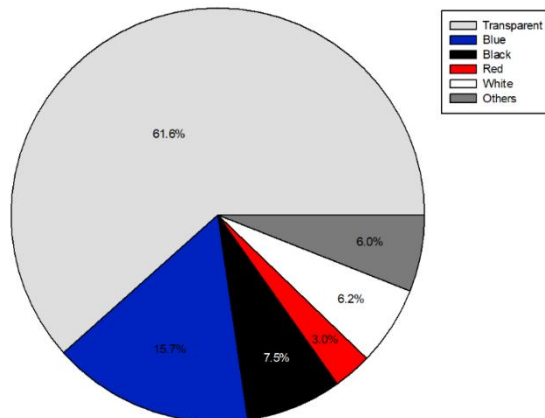


Fig. 5 (color). Microplastics color distribution in the water samples of the Tietê River and associated aquatic ecosystems (marginal lagoon and tributary Peixe River), São Paulo, Brazil.

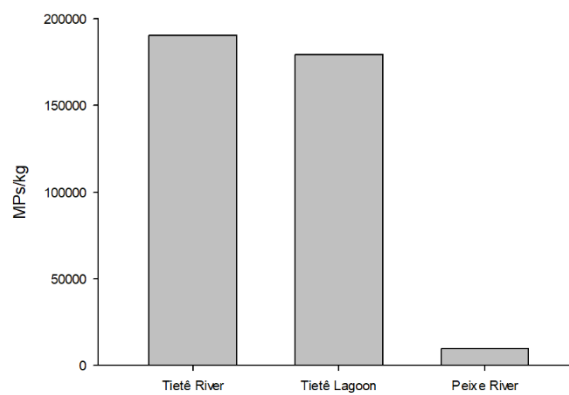


Fig. 6. Number of microplastics in the sediment of the Tietê River and associated aquatic ecosystems (marginal lagoon and tributary Peixe River), São Paulo, Brazil.

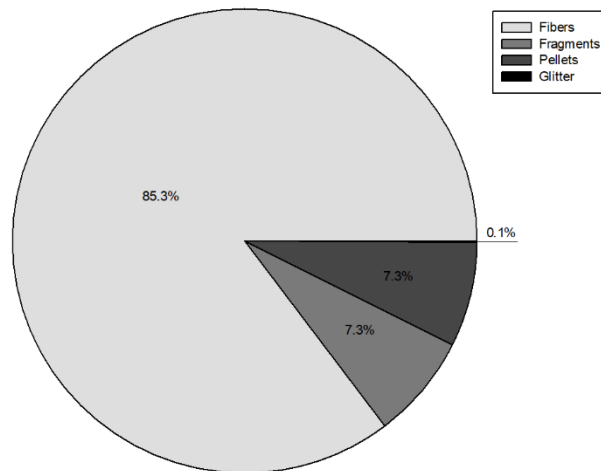


Fig. 7. Microplastics form distribution in the sediment samples of the Tietê River and associated aquatic ecosystems (marginal lagoon and tributary Peixe River), São Paulo, Brazil.

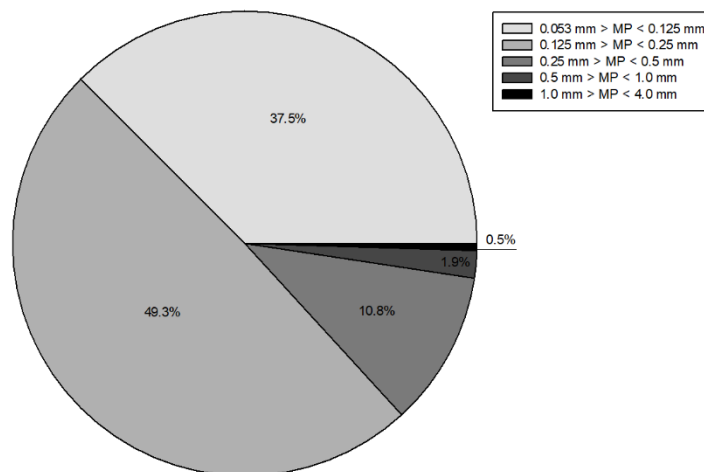


Fig. 8. Microplastics size distribution in the sediment samples of the Tietê River and associated aquatic ecosystems (marginal lagoon and tributary Peixe River), São Paulo, Brazil.

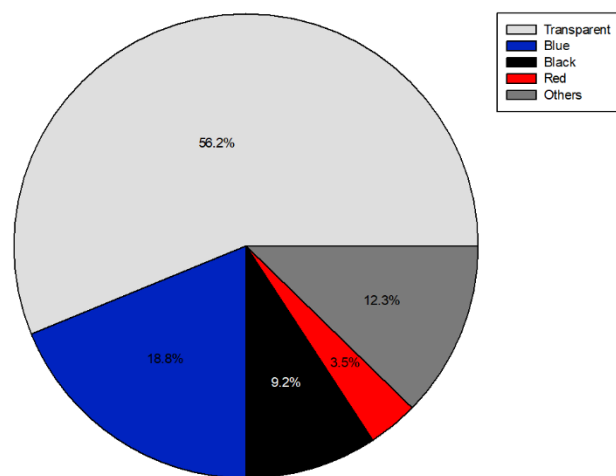


Fig. 9 (color). Microplastics color distribution in the sediment samples of the Tietê River and associated aquatic ecosystems (marginal lagoon and tributary Peixe River), São Paulo, Brazil.

Appendix A. Supplementary data.

		Microplastic characteristics in the water samples of Tietê River and associated habitats, Southeast Brazil												
Characteristics		April (end of the rainy season)												
		Color						Size class (mm)				Form		
		Blue	Red	Black	Transparent	White	Others	1 to 4	0.5 to 1	0.25 to 0.5	0.053 to 0.25	Pellet	Fiber	Fragment
Tietê River	Sample 1	32	8	26	154	22	24	10	15	53	188	20	203	43
	Sample 2	21	5	17	128	19	8	1	34	39	124	26	146	26
	Sample 3	82	13	29	245	13	21	18	102	167	116	11	356	36
Tietê lagoon	Sample 1	17	2	9	52	1	6	8	2	24	53	4	78	4
	Sample 2	6	0	2	32	1	3	3	6	14	24	8	42	1
	Sample 3	42	8	14	68	4	13	0	33	56	57	0	135	6
Peixe River	Sample 1	9	0	3	61	1	1	0	0	6	69	0	67	5
	Sample 2	3	2	0	9	0	1	0	7	3	12	0	13	2
	Sample 3	7	3	0	43	1	5	0	0	30	22	0	47	8
		August (dry season)												
		Color						Size class (mm)				Form		
		Blue	Red	Black	Transparent	White	Others	1 to 4	0.5 to 1	0.25 to 0.5	0.053 to 0.25	Pellet	Fiber	Fragment
Tietê River	Sample 1	7	5	6	67	11	5	0	4	21	76	8	58	35
	Sample 2	5	0	4	23	0	2	0	3	6	25	1	32	1
	Sample 3	8	0	5	36	2	3	0	4	17	33	5	44	4
Tietê lagoon	Sample 1	4	1	3	65	18	8	0	6	36	56	0	77	21
	Sample 2	14	0	4	42	2	6	0	6	41	22	0	66	3
	Sample 3	11	0	3	52	2	2	1	11	41	17	0	65	5
Peixe River	Sample 1	8	0	5	30	9	2	1	2	7	34	0	49	5
	Sample 2	6	4	4	19	6	1	1	5	11	22	0	29	5
	Sample 3	10	5	5	23	3	2	0	4	21	21	0	37	7

Microplastic characteristics in the sediment samples of Tietê River and associated habitats, Southeast Brazil														
	April (end of the rainy season)													
	Color					Size class (mm)					Form			
	Blue	Red	Black	Transparent	Others	1 to 4	0.5 to 1	0.25 to 0.5	0.125 to 0.25	0.053 to 0.125	Pellet	Fiber	Fragment	Glitter
Tietê River	1806	393	792	5352	1167	42	256	918	6254	2053	372	8360	789	2
Tietê lagoon	1553	277	836	5186	1134	13	81	1084	2817	4979	1018	7358	597	1
Peixe River	202	0	114	119	43	34	18	54	283	88	0	476	1	0