



Serviço Público Federal  
Ministério da Educação  
**Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul**  
**Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais**



Maria Gabriela Alves Ferreira

## OCORRÊNCIA E VARIABILIDADE DE MICROPLÁSTICOS EM RIO URBANO

Campo Grande, MS

Fevereiro de 2021



Serviço Público Federal  
Ministério da Educação  
**Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul**  
**Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais**



Maria Gabriela Alves Ferreira

## OCORRÊNCIA E VARIABILIDADE DE MICROPLÁSTICOS EM RIO URBANO

Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, área de concentração: *Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos*.

**Orientador:** Prof. Dr. Kennedy Francis Roche

Aprovada em: 01/02/2021

Prof. Dr. Kennedy Francis Roche  
Presidente

Prof.<sup>a</sup>. Dr.<sup>a</sup>. Karina Ocampo Righi Cavallaro

Prof. Dr. Jhonatan Barbosa da Silva

Campo Grande, MS

Fevereiro de 2021

## **AGRADECIMENTOS**

Aos meus pais, irmã e amigos pelos auxílios na caminhada, palavras de conforto e incentivo.

Aos Laboratórios LAQUA e HEroS pelo empréstimo de material.

Ao meu orientador pela confiança e credibilidade depositada em meu trabalho.

## RESUMO

Focados em determinar a poluição microplástica nos sistemas de água doce, os estudos abordam grandes rios e lagos, sendo a caracterização da poluição de pequenos rios e córregos urbanos pouco avaliada. Analisamos a variação da abundância microplástica em dias de fluxo de base, em rio urbano que drena áreas comerciais e residenciais. Utilizamos para as coletas rede com abertura de 68  $\mu\text{m}$ , digestão com associação do método WPO e KOH e análise visual. Todas as amostras continham microplásticos, com concentrações variando de 1,1 – 11,3 itens. $\text{L}^{-1}$ . Os tipos mais abundantes foram filamentos transparentes e fragmentos pretos. As concentrações de microplásticos encontradas foram significativamente relacionadas à ausência de chuvas. Nossos dados sugerem que pequenos corpos d'água urbanos podem transportar  $5,75 \times 10^{11}$  itens. $\text{ano}^{-1}$ , mesmo com serviço de coleta de esgoto e resíduos sólidos implantados nas bacias. Essas abundâncias microplásticas são iguais ou até superiores à grandes rios que drenam áreas industriais, portanto, pequenos rios e córregos urbanos podem ser importantes meios de transporte dos microplásticos que chegam ao mar.

Palavras-chaves: transporte de microplásticos; rios urbanos; poluição microplástica.

## ABSTRACT

Most studies on microplastic pollution in freshwater systems have focused on large rivers and lakes, underestimated characterization small rivers and urban streams. We analyzed the variation of microplastic abundance, in days of normal flow, in an urban stream that drains commercial and residential areas. For the collections, we used a 68  $\mu\text{m}$  mesh net, digestion with the association of the WPO and KOH method and visual analysis. All collections contained microplastics with concentrations ranging from 1.1 - 11.3 items. $\text{L}^{-1}$ . The most abundant types were transparent filaments and black fragments. Microplastic concentrations were significantly correlated with the absence of rain. Our data show that small urban water bodies can transport  $5,75 \times 10^{11}$  items. $\text{year}^{-1}$ , even with sewage and solid waste collection services implanted in the hydrographic basin. These microplastic concentrations are equal to or even greater than large rivers that drain industrial areas, therefore, small rivers and urban streams can be an important means of transporting microplastics to the sea.

Keywords: transport microplastics; urban streams; microplastic pollution.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	6
2. METODOLOGIA .....	9
2.1. Área de estudo .....	9
2.2. Coleta das amostras .....	10
2.3. Digestão da matéria orgânica .....	11
2.4. Análise visual .....	12
2.5. Teste da Agulha Quente .....	13
2.6. Controle da contaminação .....	13
2.7. Obtenção dos dados de precipitação.....	14
2.8. Análise estatística .....	14
3. RESULTADOS .....	15
4. DISCUSSÃO.....	21
5. CONCLUSÃO .....	27
6. REFERÊNCIAS .....	28
7. ANEXO.....	34

## 1. INTRODUÇÃO

Plásticos são polímeros não-metálicos artificiais de alto peso molecular, constituído de macromoléculas repetidas. São fabricados a partir de matérias-primas derivadas do petróleo, gás natural ou bio-renováveis. Os mais comuns são os termoplásticos com aproximadamente 200 famílias, como polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS), policloreto de vinilo (PVC), polietileno tereftalado (PET) e nylon, álcool polivinílico (PVA) (GESAMP, 2010).

Os plásticos foram disseminados após a Segunda Guerra Mundial como material revolucionário devido às propriedades como leveza, versatilidade, resistência, maleabilidade e durabilidade, e logo, passaram a ser aplicados em diversos produtos (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). Em 2018 foram produzidas 360 milhões de toneladas de plásticos no mundo (PLASTICS EUROPE, 2019), e calcula-se que o consumo cresça em média 9% ao ano desde 1950 (CHEN *et al.*, 2021).

Dos 62 milhões de toneladas de produtos plásticos produzidas pela Europa em 2018, 39,9% foram destinados ao segmento de embalagens (PLASTICS EUROPE, 2018). Dos plásticos produzidos, mundialmente, entre 1950 e 2015, 60% estão enterrados em aterros sanitários ou foram descartados incorretamente no meio ambiente, sendo realmente reciclado apenas 9% do volume total (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). Com a baixa taxa de reciclagem e o aumento do consumo, o plástico se tornou um problema ambiental, principalmente quando passou a ser utilizado em produtos de consumação rápida, como embalagem de alimentos, os chamados plásticos de uso único (CHEN *et al.*, 2021).

O impacto do descarte irregular dos plásticos vai além das questões paisagísticas. Quando introduzidos no meio ambiente, os resíduos plásticos maiores podem provocar a mortalidade da fauna por emaranhamento, estrangulamento, imobilização, sufocamento e obstrução intestinal (HENRY, 2010). Mesmo sendo resistentes, os plásticos dispostos irregularmente na natureza sofrem degradação pela ação da luz, ou ação mecânica dos ventos e da água (KALOGERAKIS *et al.*, 2017). A degradação transforma os resíduos em fragmentos menores, que são facilmente ingeridos pela fauna.

Os plásticos podem ser divididos conforme o tamanho em: mega (>1m), macro (> 2,5cm), meso (>5mm), micro (>1 $\mu$ m) e nano (<1 $\mu$ m) (LIPPIATT; OPFER; ARTHUR, 2013), e os resíduos plásticos com tamanho inferior a 5 mm e superior a 1 $\mu$ m são denominados microplásticos (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009). Apenas as micropartículas originadas dos polímeros termoplásticos poderiam ser denominadas microplásticos (ANDRADY, 2017); mas devido a presença de termofixos nos detritos marinhos, adotou-se o termo microplástico como definição para todas as micropartículas poliméricas (GESAMP, 2015). Os microplásticos

podem ser divididos em duas categorias; primários: micropartículas introduzidas propositalmente em produtos como os esfoliantes; e secundários: partículas formadas pela degradação de pedaços plásticos maiores (GESAMP, 2010).

Quando dispostos no sistema aquático, os microplásticos podem ocasionar prejuízos diretos e indiretos aos organismos. A interação da biota aquática com microplásticos provoca danos como a interrupção alimentar, alterações no desempenho reprodutivo, perturbações no metabolismo e alterações fisiológicas (ANBUMANI; KAKKAR, 2018). O convívio com as partículas plásticas pode expor os organismos a outros poluentes como os metais (GOPINATH et al., 2020) e antibióticos, que podem ser adsorvidos pelas micropartículas, que quanto mais degradadas, maior capacidade de sorção possuem (GUO; WANG, 2019).

Pesquisas apontam a presença de microplásticos em lagos (FAURE *et al.*, 2013; ERIKSEN *et al.*, 2013; FREE *et al.*, 2014), em rios (DING *et al.*, 2019; LIN *et al.*, 2018; WATKINS *et al.*, 2019), na atmosfera (DRIS *et al.*, 2016; KLEIN; FISCHER, 2019), em lugares remotos como as geleiras (AMBROSINI *et al.*, 2019; CABRERA *et al.*, 2020) e em mares (MONTEIRO; DO SUL; COSTA, 2018; BAPTISTA NETO *et al.*, 2019), que por serem o destino final, concentram a maior parte dos estudos.

Entretanto, poucas pesquisas são destinadas a mapear as fontes de entrada das micropartículas nos ambientes litorâneos. Segundo Jambeck *et al.* (2015), 8 milhões de toneladas de microplásticos são descarregadas, por ano, no oceano, e estima-se que os rios sejam responsáveis por transportar  $4 \times 10^6$  ton/ano de macro e microplásticos para o mar (SCHMIDT; KRAUTH; WAGNER, 2017).

Por ser um poluente emergente relacionado às atividades humanas, muitas pesquisas associam as concentrações microplásticas nas águas e nos sedimentos dos corpos hídricos às densidades populacionais (SHRUTI *et al.*, 2019; XIONG *et al.*, 2019; MBEDZI *et al.*, 2020;). Outras, não validam essa correlação (DALU; MALESA; CUTHBERT, 2019; MORA-TEDDY; MATTHAEI, 2019). Portanto, algumas lacunas precisam ser preenchidas para compreender a dinâmica de entrada, transporte e deposição dos microplásticos no meio ambiente, como composição e concentrações dos microplásticos e a influência das condições ambientais no comportamento das partículas (HORTON *et al.*, 2017).

Com grande parte das fontes de entrada dos microplásticos localizadas no continente, as pesquisas atuais estão direcionadas aos ambientes fluviais (KOOI *et al.*, 2018). Hoellein *et al.*, (2019), sugerem que os microplásticos se comportam nos rios com o mesmo padrão das partículas naturais. Logo, as abundâncias microplásticas podem ser influenciadas pelas características hidráulicas do canal e hidrológicas da bacia (Hurley *et al.*, 2018).

A caracterização da poluição microplástica nos ambientes de água doce já contemplam estudos nos grandes rios mundiais, Rio Yellow (HAN *et al.*, 2020), Rio Yangtze (XIONG *et al.*, 2019), Rio Pearl (LIN *et al.*, 2018), Rio Nilo (KHAN *et al.*, 2019), Rio Mississippi (SCIRCLE *et al.*, 2020); Rio Amazonas (PEGADO *et al.*, 2018), entretanto, priorizar estudos apenas nos médios e grandes rios dificulta uma caracterização precisa da poluição microplástica nos sistemas fluviais.

Segundo Dikareva e Simon (2019), pequenos córregos urbanos apresentam concentrações de microplásticos similares ou superiores aos grandes rios. Luo *et al.* (2019) descrevem que as abundâncias microplásticas encontrados nos córregos e riachos são oriundos de fontes de poluição, enquanto em médios e grandes rios as partículas são transportadas devido aos processos hidrológicos. Mora-Teddy e Matthaei (2019) destacam que grandes quantidades de partículas plásticas são conduzidas pelos sistemas fluviais urbanos, tornando-os importantes mecanismos de transportes de microplásticos.

Desde modo, os pequenos cursos d'água são mais afetados pela poluição, pois são a principal fonte de entrada desse poluente nos recursos hídricos. Portanto, nosso estudo contribui para a compreensão da poluição microplástica em um rio urbano, caracterizando a variação das abundâncias, morfologia, e composição de cores, bem como possíveis fatores ambientais que interferem na poluição microplástica.

## 2. METODOLOGIA

### 2.1. Área de estudo

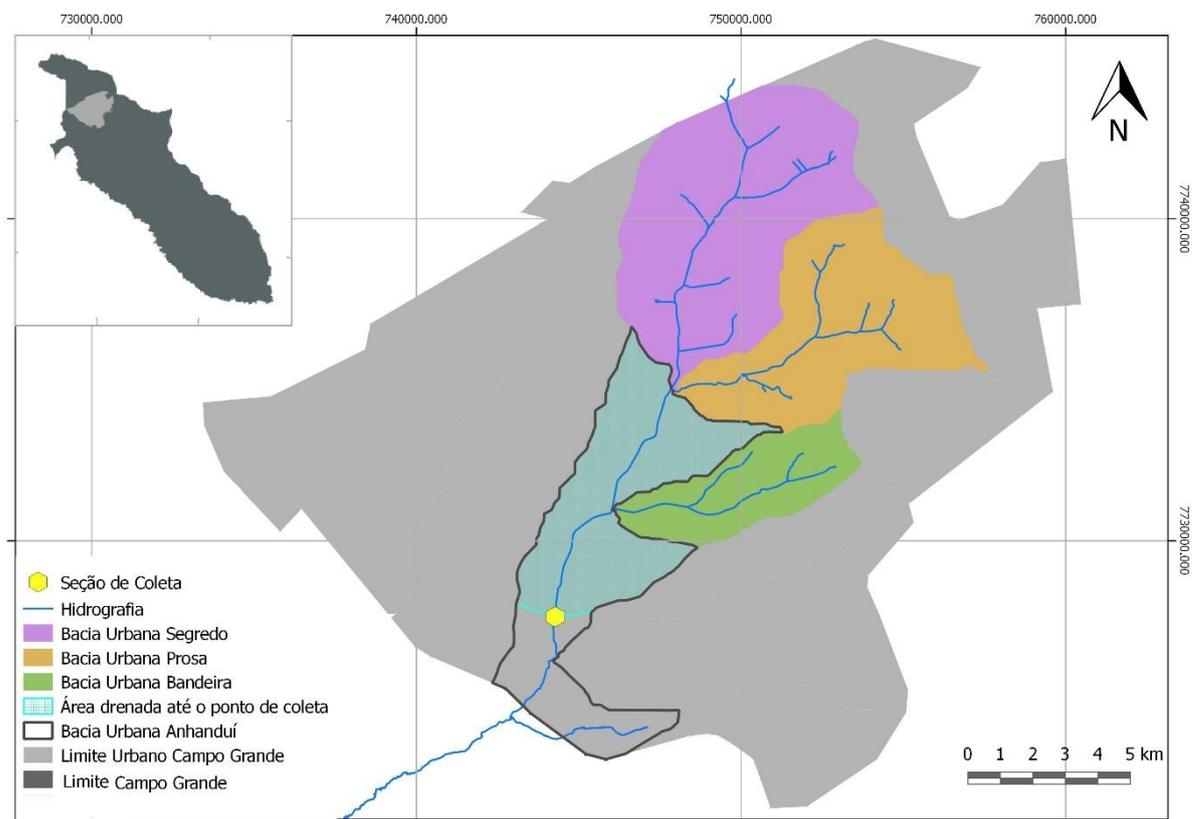
A área de estudo foi a bacia urbana Anhanduí (38,34 km<sup>2</sup>), em Campo Grande (Figura 1). As amostras foram retiradas do Córrego Anhanduí que drena, além de outros bairros, a área do centro comercial e recebe as águas de outras três bacias hidrográficas inseridas no perímetro urbano, bacia Prosa, Segredo e Bandeira. O uso e ocupação do solo, nas quatro bacias drenadas, é destinado para atividades comerciais e área residencial. As bacias apresentam como cobertura vegetal as seguintes taxas: Bacia Anhanduí: 11%; Bacia do Prosa: 21%; Bacia do Segredo: 25%; Bacia do Bandeira: 22% (CAMPO GRANDE, 2015).

Foram realizadas 7 coletas (Tabela 1) entre julho de 2019 e março de 2020.

**Tabela 1.** Data de realização das coletas

Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Coleta 4	Coleta 5	Coleta 6	Coleta 7
05/07/2019	13/08/2019	19/09/2019	19/11/2019	10/01/2020	19/01/2020	19/03/2020

O ponto de amostragem (UTM 21S, 7728218.27 S; 744327.69 E) está localizado antes do exutório da bacia, e é o último trecho do rio urbano com as margens antropizadas por avenida, com estreita faixa de vegetação. Na seção de amostragem, o córrego apresenta leito natural com 24m de largura e lâmina d'água média de 40 cm, podendo chegar a mais de 5m de lâmina d'água nos eventos pluviais.



**Figura 1.** Localização do ponto de coleta na Bacia Urbana do Córrego Anhanduí e demais bacias de contribuição.

## 2.2. Coleta das amostras

Foram coletadas amostras simples de 500 litros da água do córrego, em triplicada para coletas 4-7, filtradas em rede de 68  $\mu\text{m}$ . O ponto de coleta era sempre o de maior profundidade na sessão amostral para garantir a amostragem 25 cm de lâmina d'água a partir da superfície. Para a coleta utilizamos molinete fluviométrico para determinar a velocidade do fluxo d'água no ponto de amostragem e rede acoplada em bocal (Figura 2) com abertura de 19x25cm para filtrar a água superficial. Esse procedimento foi realizado para todas as coletas. Com os dados de área de coleta (bocal) e velocidade do fluxo d'água, estimamos, em campo, o tempo necessário para filtrar 500 litros pela rede com a seguinte equação:

$$t = \frac{0,5(m^3)}{A.v} \quad (1)$$

Onde:

t = Tempo necessário para coletar o volume de 0,5 m<sup>3</sup>;

A = Área (m<sup>2</sup>) do bocal (19x25cm);

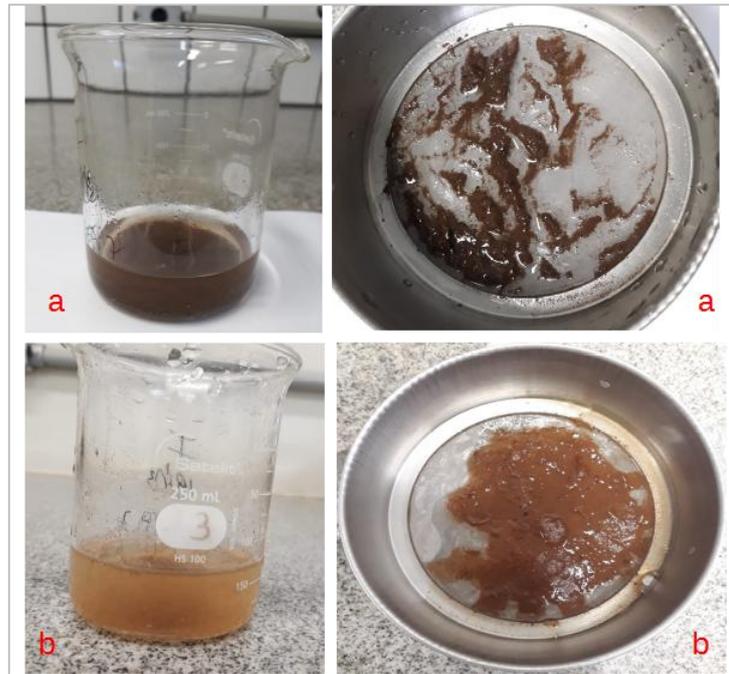
v = Velocidade do fluxo d'água no ponto (m.s<sup>-1</sup>).



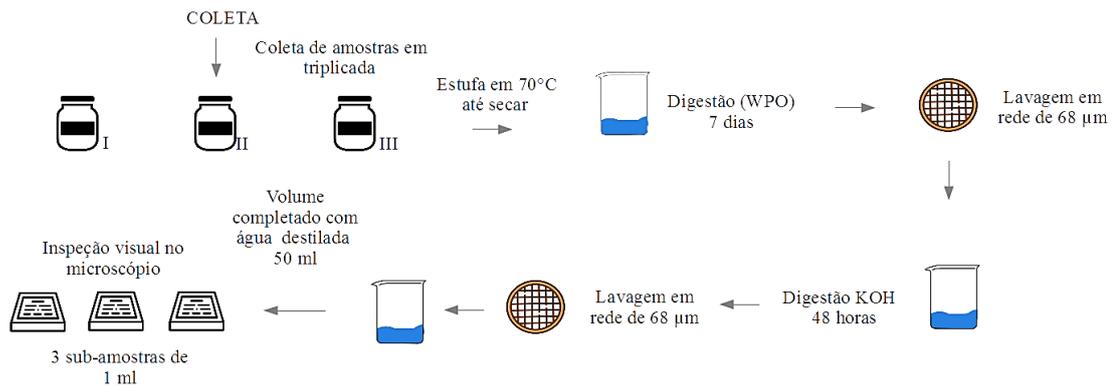
**Figura 2.** Rede de coleta acoplada ao bocal e foto da coleta na seção de amostragem.

### **2.3. Digestão da matéria orgânica**

As amostras foram submetidas à secagem em 70°C na estufa. Após a secagem, cada amostra foi levada à digestão química para remoção da matéria orgânica, sendo a digestão realizada em duas etapas (Figura 3). Na primeira etapa, adicionamos 20 ml de WPO e 20ml de 30% de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (MASURA *et al.*, 2015) e deixamos em digestão por 7 dias em temperatura ambiente (NUELLE *et al.*, 2014). Após o processo a amostra foi lavada em peneira de 68 µm com água destilada filtrada e então adicionamos 10ml de KOH (10%) e digerimos por 48h em temperatura ambiente (KARAMI *et al.*, 2017). Após a segunda etapa de digestão, novamente a amostra foi lavada na peneira de 68 µm, completado o volume de 50 ml com água destilada e destinada à avaliação visual (Figura 4).



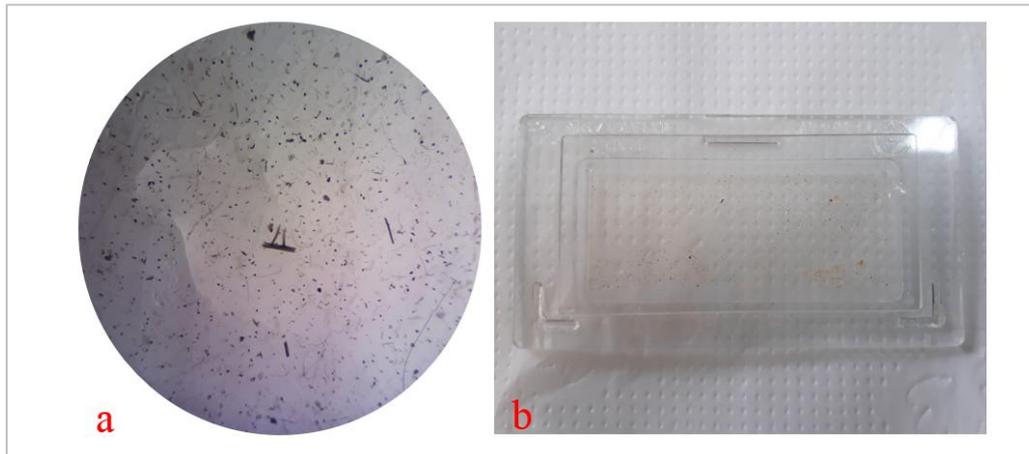
**Figura 3.** Amostras após as etapas de digestão, (a) WPO e (b) KOH.



**Figura 4.** Fluxograma das etapas de digestão.

## 2.4. Análise visual

Para a avaliação visual, foram realizadas 3 sub-amostragens para cada amostra triplicada. Utilizamos a metodologia de contagem de zooplâncton com auxílio da Câmara de Sedgewick-Rafter (Figura 5), que possui o volume de 1ml. A análise visual ocorreu no microscópio Olympus BX41 com zoom óptico máximo de 200x. Todos os microplásticos presentes foram quantificados. Com as quantidades presentes nas sub-amostragens, foi possível estimar a concentração na amostra.



**Figura 5.** Amostras preparadas para inspeção visual, a) amostra no becker e b) sub-amostra na Câmara de Sedgewick-Rafter.

As quantidades, formas e cores dos microplásticos encontrados em cada sub-amostra foram registradas e a amostra armazenada para futura validação com espectrofotometria.

### **2.5. Teste da Agulha Quente**

As partículas que após a análise visual não apresentavam características relatadas em outros trabalhos com microplásticos ou matéria orgânica, foram testadas pelo método da agulha quente (DE WITTE *et al.*, 2014). O teste consiste em aquecer uma agulha e direcionar à partícula que, caso seja plástica, apresentará alguma deformação (derretimento ou enrolamento).

### **2.6. Controle da contaminação**

Para evitar a contaminação das amostras, utilizamos para todos os processos água destilada filtrada em rede de 68  $\mu\text{m}$ . Durante os processos de digestão e análise, manipulamos o material utilizando roupas 100% algodão, frascos de vidro para armazenamento e transporte das amostras. As vidrarias foram enxaguadas com a água destilada filtrada para remoção de partículas depositadas e as bancadas foram limpas com tecido de algodão.

Durante as análises, placas de Petri (branco) foram expostas ao ambiente para a quantificação da contaminação. A contaminação seria resultado da precipitação de partículas presentes no ar; Dris *et al.* (2016) estimaram que 29% partículas precipitadas no ambiente urbano eram microplásticos advindos, principalmente, de roupas sintéticas. A contaminação foi descontada do n° de microplásticos por amostra antes dos cálculos de extrapolação.

Para todas as coletas foram realizados controles (branco) para estimar a contaminação por precipitação plástica após a amostragem. Durante os processamentos os brancos foram expostos

ao ambiente, sendo preparado um branco para cada amostra. A média encontrada foi de  $4,19 \pm 1,89$  partículas precipitadas por branco (Anexo 1). Para evitar a contabilização de partículas presentes no ambiente que podem, ou não, ter precipitado na amostra durante o manuseio, o número de partículas encontradas por branco foi subtraído do nº total de partículas por amostra.

## **2.7. Obtenção dos dados de precipitação**

Os dados de precipitação acumulada diária foram obtidos no boletim mensal no sítio do Centro de Monitoramento do Tempo e do Clima de Mato Grosso do Sul (CEMTEC).

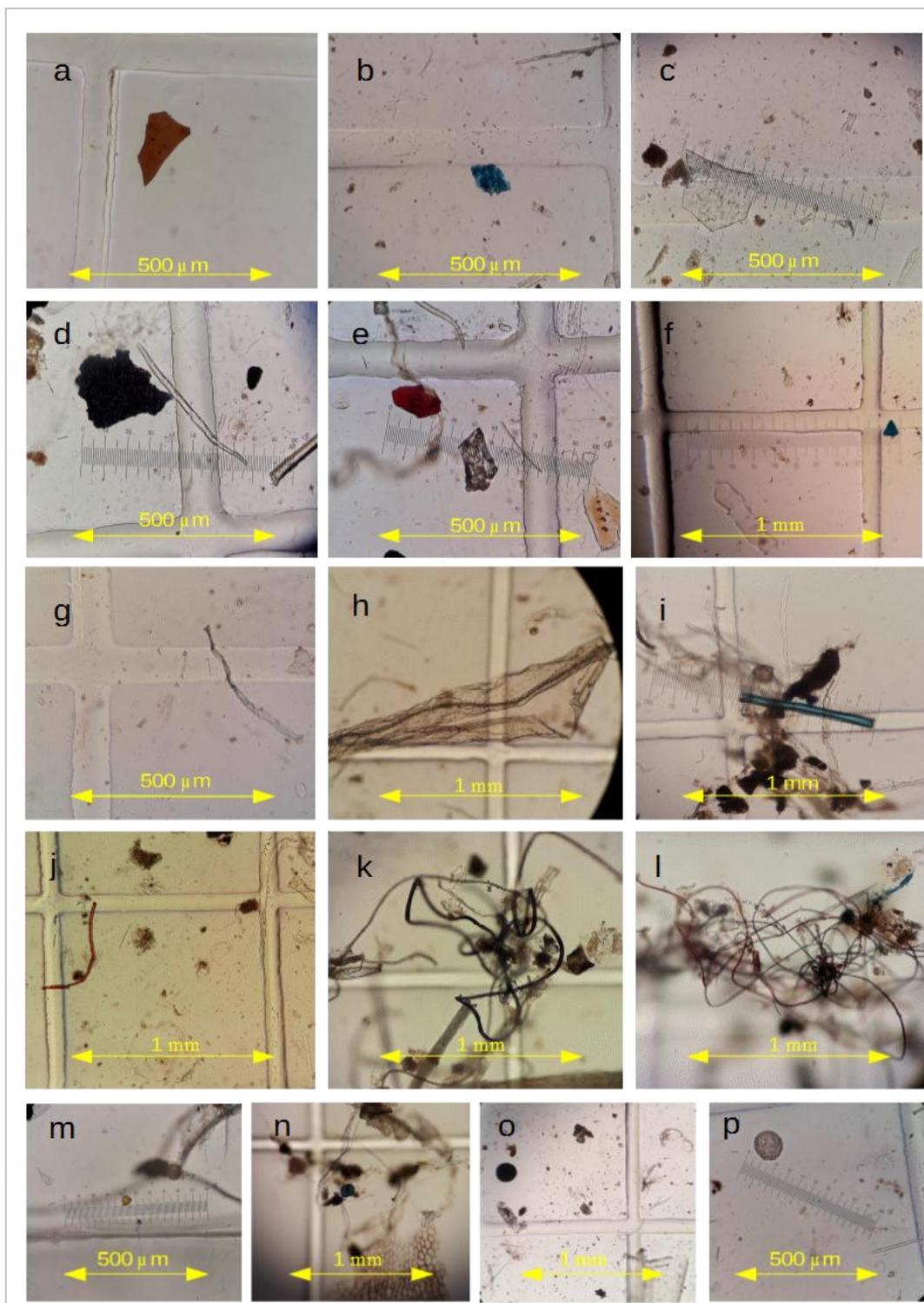
## **2.8. Análise estatística**

Utilizamos o teste não paramétrico Kruskal Wallis para identificar se as concentrações dos morfotipos diferenciavam e se ocorreria variação na distribuição das cores. Para avaliar quais tipos morfológicos produziam valores iguais, utilizamos o teste não paramétrico de Mann-Whitney.

Para os dados coletados, velocidade de fluxo, dias antecedentes de estiagem (DAES), precipitação acumulada e precipitação máxima no período de 5 dias e período de estiagem, analisamos as relações com a abundância com Correlação de Pearson. A influência de dias antecedentes de estiagem na abundância de microplásticos foi testada por regressão linear simples. Todas as análises foram realizadas com Past 3.25 (Hammer *et al.*, 2001).

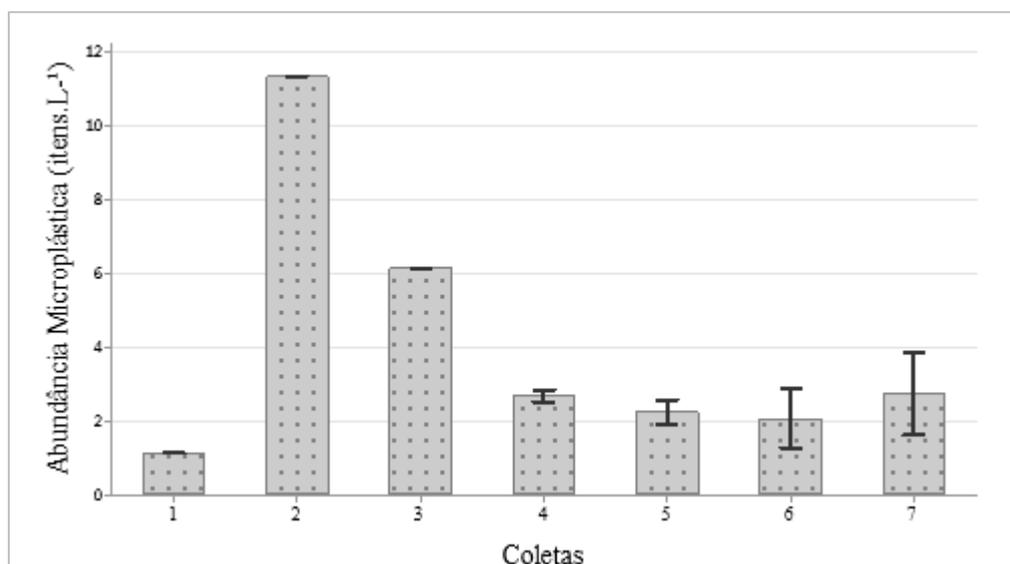
### 3. RESULTADOS

Os microplásticos foram classificados em três morfotipos: filamentos, pellets e fragmentos; e em 5 cores: amarelo, transparente, preto, vermelho e azul (Figura 6). Os dados obtidos estão no Anexo 1.



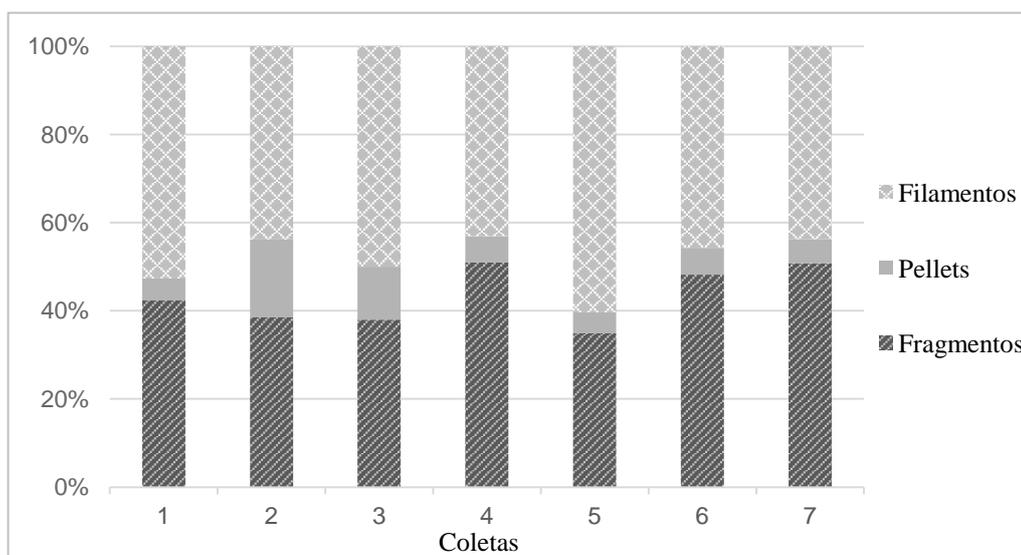
**Figura 6.** Fotos dos microplásticos encontrados. **Fragmentos:** a) vermelho, b) azul, c) transparente, d) preto, e) vermelho, f) azul; **Filamentos:** g) transparente, h) transparente, i) azul, j) vermelho, k) e l) acoplado de filamentos; **Pellets:** m) n) o) p).

Foram encontrados microplásticos em todas as amostras coletadas, com maiores concentrações na segunda e terceira coleta (Figura 7). O grau de contaminação por precipitação atmosférica durante o processamento das amostras foi baixo (Anexo 1).



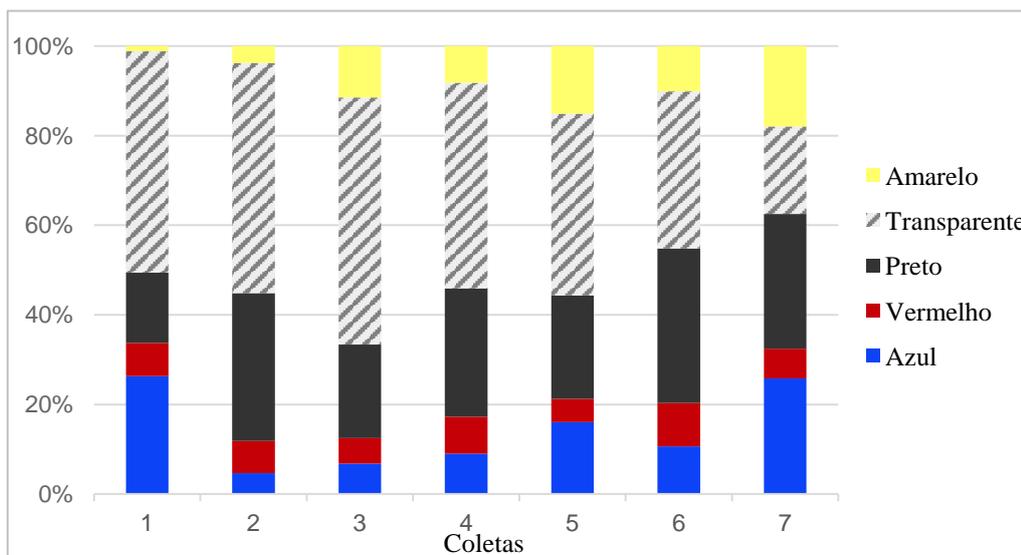
**Figura 7.** Abundância microplástica média para cada coleta, com intervalo de confiança de 95%. Não foram realizadas réplicas para as coletas 1,2 e 3.

Pelo menos um dos morfotipos (Figura 8) apresentava valores diferentes de abundância (Kruskal Wallis  $H= 9,848$ ,  $p= 0,007$ ). Em relação as abundâncias relativas aos morfotipos, filamentos e fragmentos foram mais abundantes do que pellets (Mann-Whitney  $p = 0,011$  e  $0,007$ , respectivamente). Porém, não houve diferença entre filamentos e fragmentos (Mann-Whitney  $p = 1$ ).



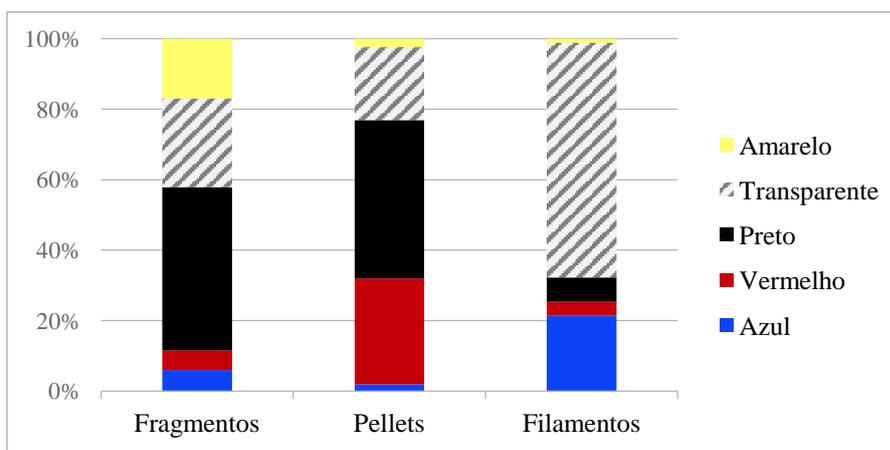
**Figura 8.** Abundância relativa dos morfótipos microplásticos por coleta.

As cores (Figura 9) também apresentaram valores diferentes de distribuição durante as coletas (Kruskal Wallis  $H= 21,8$ ;  $p= 0,0002$ ). Os resíduos transparentes e pretos foram predominantes em todas as amostragens (Figura 9). Pelo teste de Mann-Whitney, os resíduos transparentes tendem a gerar valores maiores que os resíduos amarelos ( $p = 0,002$ ), azuis ( $p= 0,010$ ) e vermelhos ( $p=0,003$ ), enquanto os resíduos pretos tendem a gerar valores superiores aos resíduos amarelos ( $p=0,003$ ) e vermelhos ( $p=0,004$ ). Os resíduos transparentes tendem a produzir valores similares aos resíduos pretos ( $p = 0,125$ ) e resíduos pretos tendem a gerar valores similares aos resíduos azuis ( $p = 0,055$ )



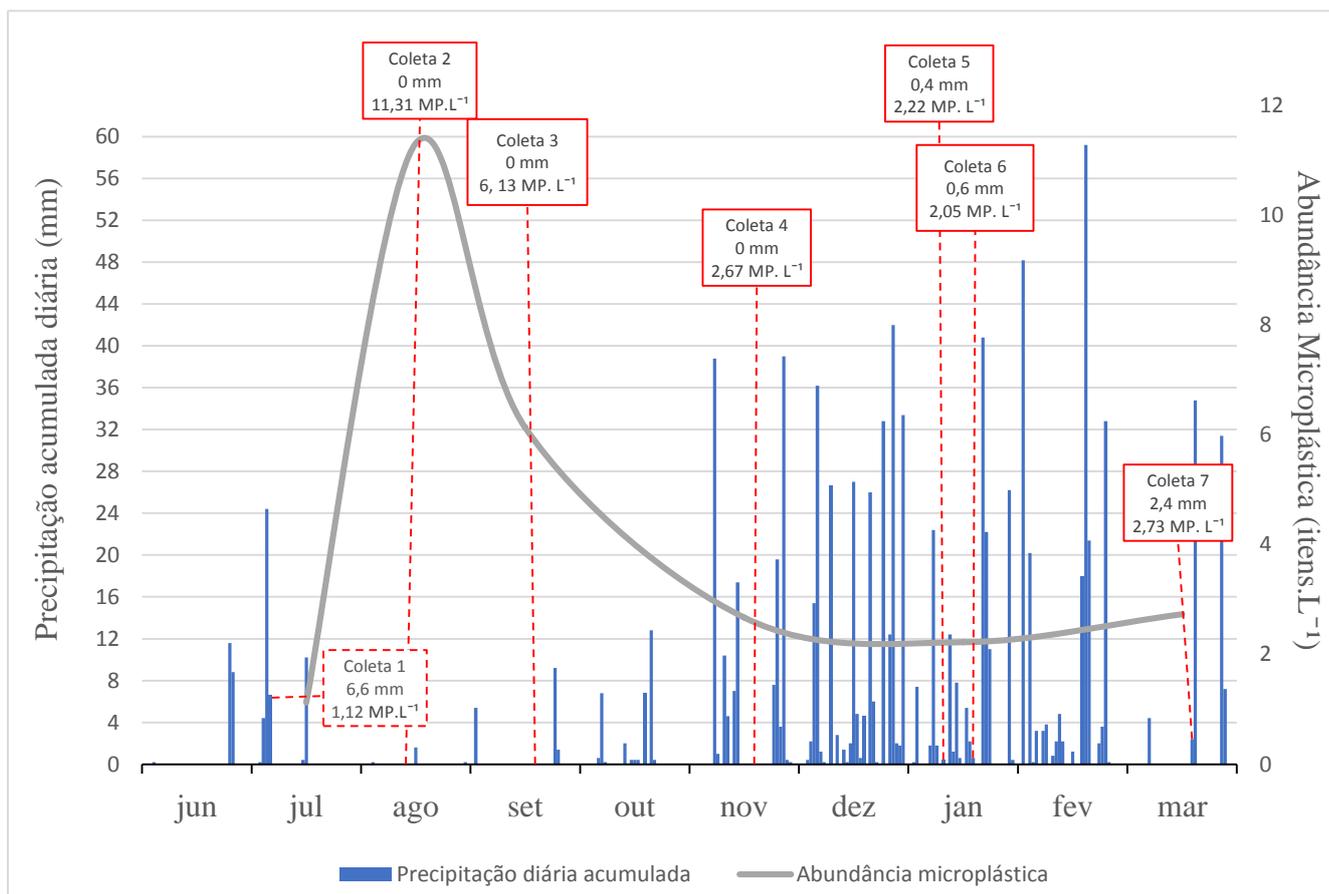
**Figura 9.** Distribuição das cores do microplásticos por coleta.

A distribuição das cores variou em relação aos morfotipos (Figura 10). Para fragmentos e pellets a cor preta foi predominante, enquanto para os filamentos os transparentes eram a maioria. A cor amarela estava presente em 17% dos fragmentos, a cor vermelha em 30% dos pellets e a cor azul em 21% dos filamentos.

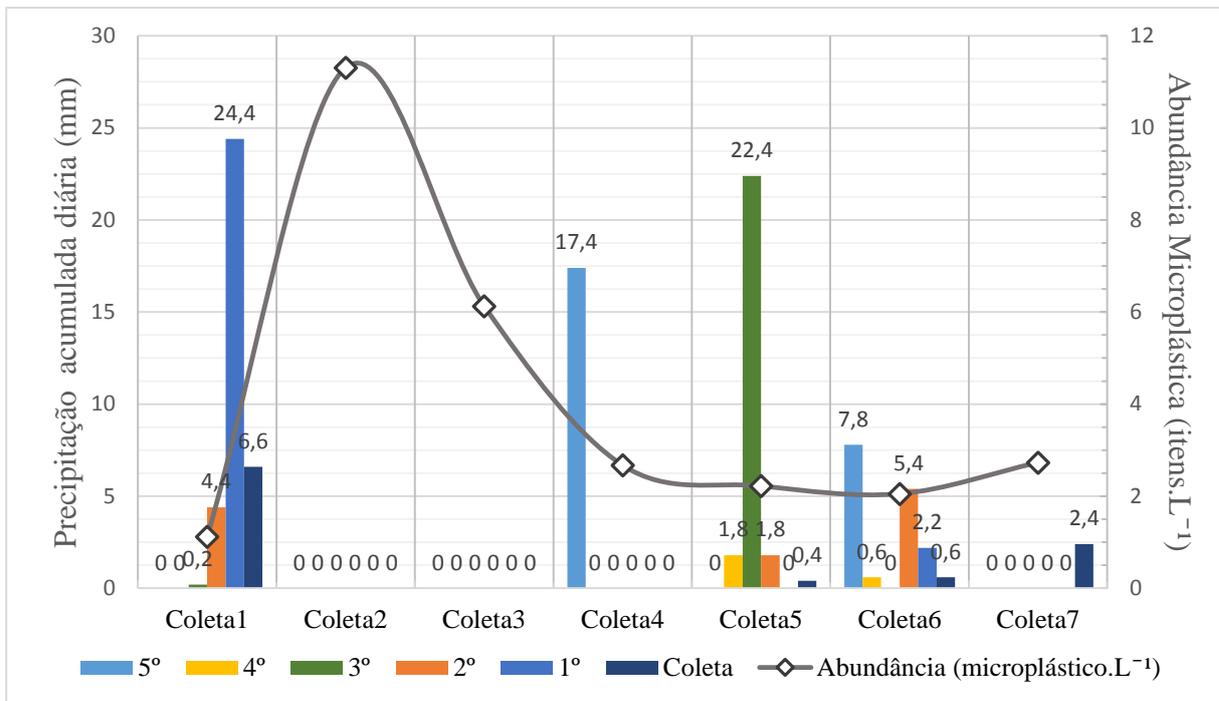


**Figura 10.** Distribuição das cores por morfotipo microplástico.

A concentração de microplásticos variou conforme a ausência e ocorrência de precipitação (Figura 11). A coleta de maior abundância, Coleta 2, ocorreu após 27 dias sem chuvas, enquanto a Coleta 1, coleta com a menor concentração microplástica, ocorreu 1 dia após um evento de chuva de 24,4 mm (Figura 12). A morfologia também variou com a precipitação, sendo encontrados mais pellets nas coletas com maior período de estiagem (Anexo 1).

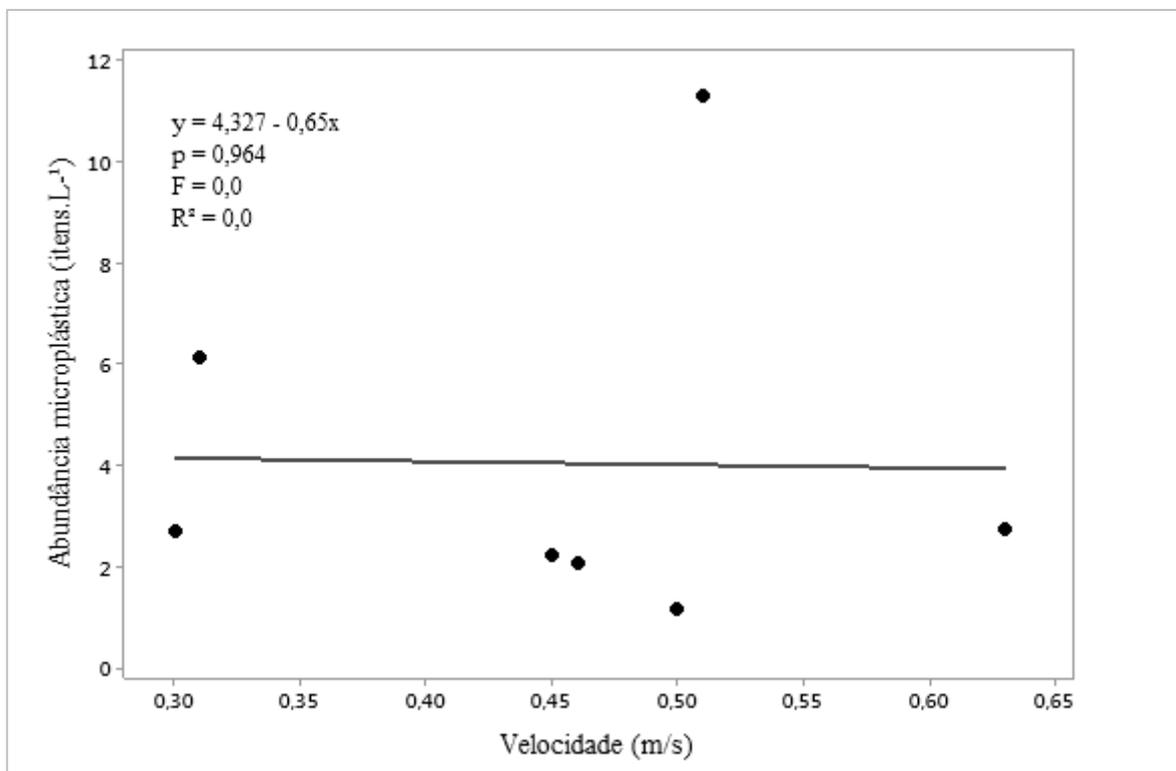


**Figura 11.** Precipitação diária acumulada durante o período de coleta (jun 2019 - mar 2020) com indicação das abundâncias microplásticas para cada coleta (ponto de intersecção das linhas vermelhas com a curva de abundância).



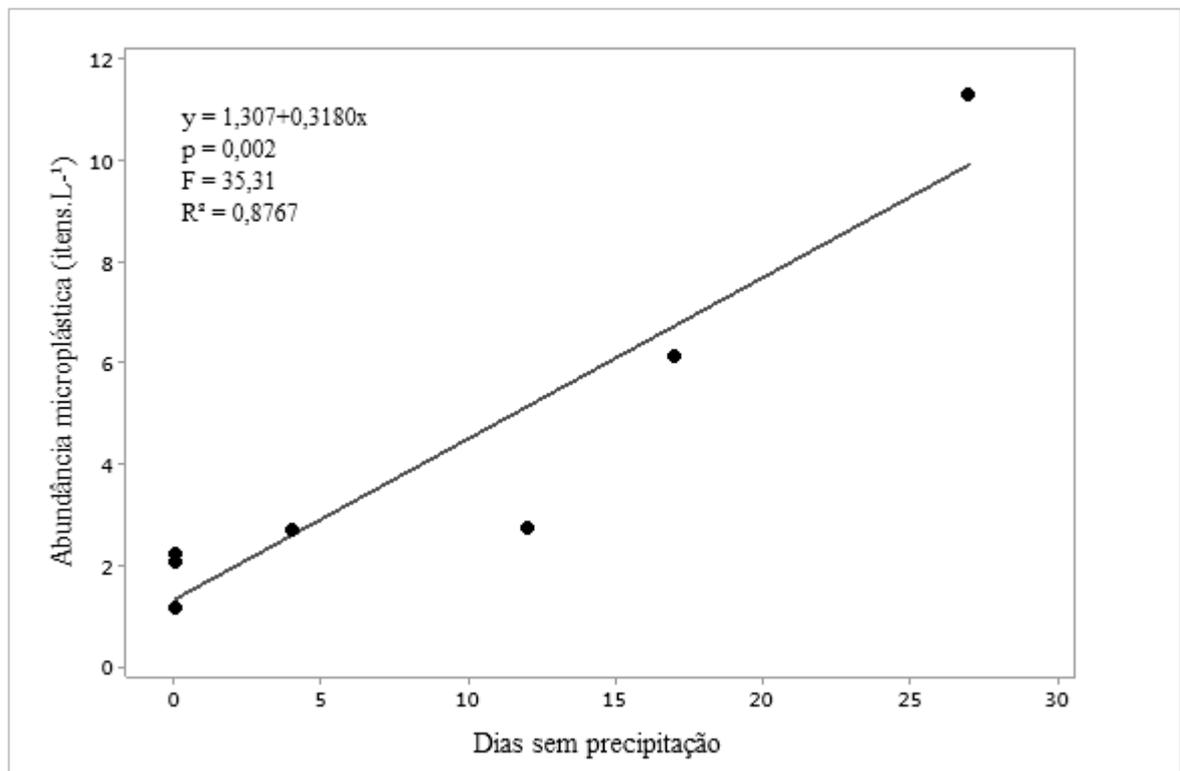
**Figura 12.** Abundância microplástica e precipitação acumulada no dia da coleta e nos 5 dias anteriores.

Não foi observada correlação significativa entre a velocidade de fluxo e a concentração de microplásticos ( $r = -0,021$ ,  $p = 0,964$ ) (Figura 13).



**Figura 13.** Regressão linear entre velocidade do fluxo d'água no momento da coleta e abundância microplástica.

Não foi observada correlação significativa entre a precipitação ocorrida com um DAES ( $r = -0,386$ ;  $p = 0,393$ ), a chuva acumulada nos 5 dias anteriores ( $r = -0,490$ ;  $p = 0,264$ ) e precipitações máximas nos 5 dias ( $r = -0,887$ ;  $p = 0,306$ ) com a abundância. Uma correlação positiva significativa foi encontrada entre dias sem chuva e abundância microplástica ( $r = 0,936$ ,  $p = 0,002$ ) (Figura 14).



**Figura 14.** Regressão linear entre dias de estiagem e abundância microplástica.

#### 4. DISCUSSÃO

Os microplásticos foram, inicialmente, definidos por Arthur *et al.*, (2009) como partículas plásticas que apresentam em sua maior dimensão axial, valores entre 333µm - 5mm, sendo a metodologia de mensuração da distância mais longa fundamentada nos estudos sobre ingestão de resíduos plásticos por aves marinhas. O limite inferior estabelecido foi baseado nas redes utilizadas para estudos de plânctons que, no momento, eram as mais utilizadas para as coletas de detritos flutuantes, enquanto o limite máximo, mesmo abrangendo partículas visíveis sem microscopia, foi determinado em 5mm para que as discussões sobre o tema evidenciassem os efeitos ecológicos além do bloqueio físico do trato intestinal (GESAMP, 2015).

Com o avanço das pesquisas, outras definições foram estabelecidas, mas a forma de dimensionar as partículas se manteve. Devido as irregularidades dos microplásticos, a mensuração de volume é inviável, então a dimensão é baseada na medida linear das partículas, para filamentos o comprimento, e para fragmentos e pellets a distância entre as extremidades mais afastadas (SUN *et al.*, 2019). Sendo assim, qualquer partícula sólida com origem sintética ou de matriz polimérica, inferior a 5mm, com forma regular ou irregular e insolúvel em água é classificada como microplástico (FRIAS; NASH, 2019).

Neste estudo uma rede de 68 µm foi utilizada para amostrar as micropartículas plásticas. Zhang *et al.* (2020) testaram aberturas de malha de 75 µm e 300 µm em coletas no Rio Qin, na China, e não encontraram diferenças significativas de abundância, tipo de microplásticos e tamanhos para as amostras das duas redes. Isso sugere que as redes utilizadas para a coleta de zooplâncton podem ser utilizadas nas coletas de microplásticos em rios, sem prejuízos à caracterização.

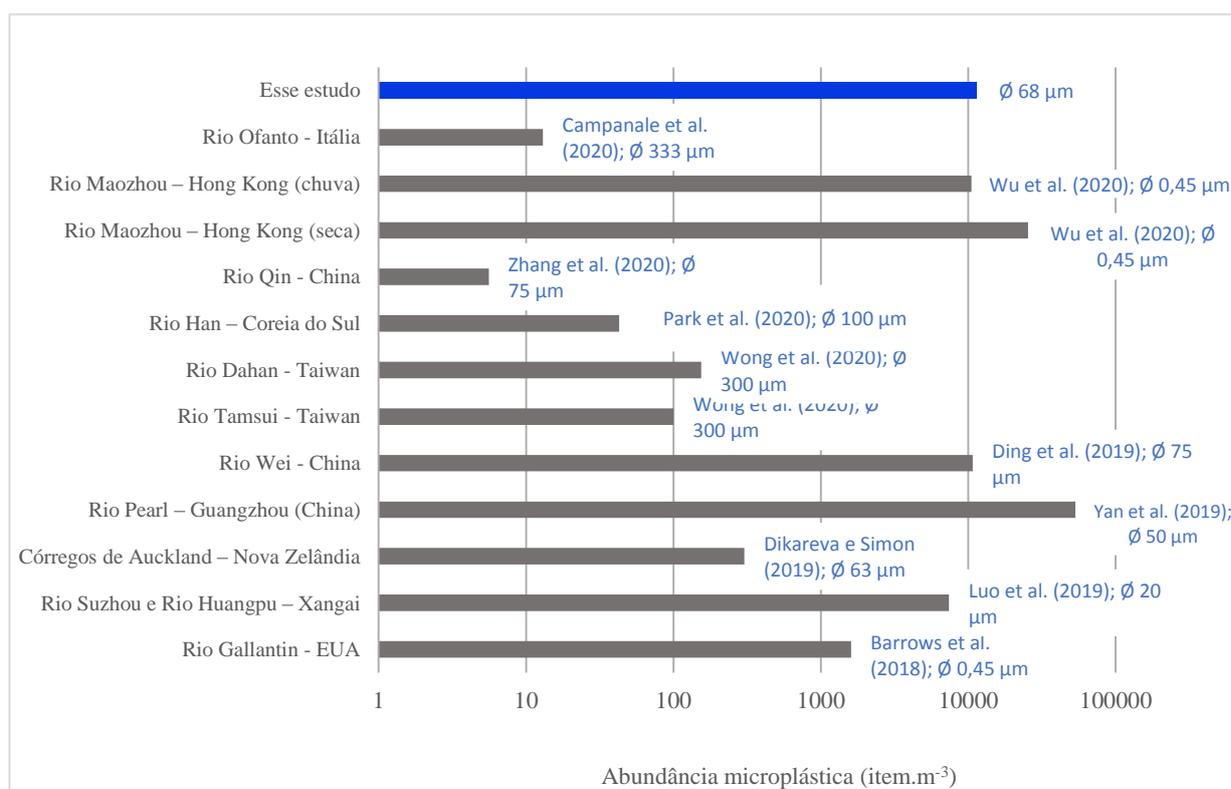
Como não há padronização das metodologias de digestão da matéria orgânica para amostras com microplásticos, empregamos duas metodologias associadas. A utilização da digestão ácida pelo método do WPO ( $H_2O_2 + Fe$ ) seguida da digestão alcalina com KOH possibilitou a dissolução dos flocos de argila presentes nas amostras. A dispersão dos flocos de argila é resultado da adição do KOH que por ser uma base monovalente provoca defloculação (POZZI; GALASSI 1994).

Prata *et al.* (2019) avaliaram, separadamente, a capacidade de remoção da matéria orgânica das duas soluções e identificaram que  $H_2O_2 + Fe$  é mais eficiente na remoção de tecido vegetal, enquanto KOH apresenta melhor eficiência para tecidos animais. O excesso de sedimento fino e matéria orgânica transportado pelo corpo d'água dificultou a inspeção visual, sendo necessário o uso de ambas técnicas em sequência. A metodologia requer, aproximadamente, 9 dias e foi eficaz na digestão da matéria orgânica e dispersão dos flocos de

argila presentes.

A inspeção visual é uma alternativa barata para estimar a poluição microplástica em corpos hídricos, mas não permite determinar qual o polímero, tem limite de tamanho e segundo Li *et al.* (2018), pode inferir erros de até 70% pois depende da habilidade do operador e da qualidade da microscopia. Porém, com a inspeção visual identificamos as cores, os morfotipos e medimos as dimensões das partículas sem a necessidade de muitos recursos. Em seu trabalho, Luo *et al.* (2019) relataram taxa de 70 – 74% de sucesso na identificação visual de amostras após processo de digestão e filtração. Caso ocorram dúvidas, é possível testar todas as partículas pelo teste da agulha quente (DE WITTE *et al.*, 2014). O uso da Câmara de Sedgewick-Rafter viabilizou a contagem do número de microplásticos em 1ml. Por ser uma câmara fechada, os microplásticos não eram testados imediatamente, necessitando isolar toda a sub-amostra para posterior teste. Entretanto, o uso da Câmara de Sedgewick-Rafter garantiu a não contaminação da amostra durante a análise visual, etapa mais demorada, e permitiu a contagem de microplásticos em amostras com muitas partículas.

Devido à ausência de padronização dos métodos de coleta e digestão, a comparação entre outros trabalhos gera incertezas quanto ao grau de poluição. Relacionado a outros estudos em rios ao redor do mundo (Figura 15), a poluição do Córrego Anhanduí pode ser considerada alta.



**Figura 15.** Concentrações microplásticas na águas superficiais em rios relatadas por outros trabalhos. Relações entre abundâncias máximas e aberturas de malhas de filtração.

A abundância de microplásticos encontrada por esse estudo é similar aos rios da área central da China (DING *et al.*, 2019; LUO *et al.*, 2019). Apesar dos valores similares de abundância, o córrego estudado apresenta característica hidrológica diferente. Os rios em Xangai drenam áreas industriais, já o rio Wei drena 134.766km<sup>2</sup> ao longo dos 818 km de extensão, sendo 60% da bacia de uso agrícola, em contraponto, a bacia estudada drena apenas áreas comerciais e residenciais, com extensão bem inferior, cerca de 38,84 km<sup>2</sup>.

Sem a padronização dos métodos de coleta, as malhas utilizadas entre os estudos variam. Dikareva e Simon (2019) utilizaram malha de abertura de 63 µm para avaliar 18 riachos dentro e fora da área urbana de Auckland. A abundância máxima encontrada foi 3 vezes inferior a encontrada por esse trabalho, entretanto, os autores encontraram maiores concentrações microplásticas na água dos córregos que drenavam áreas residenciais com alta densidade populacional, enquanto áreas industriais, rurais e com vegetação nativa apresentaram concentrações mais baixas.

Ainda segundo os autores, as atividades residenciais, como o despejo de lixo nos córregos e nas margens, as estradas e efluentes de esgoto domésticos, são as causas da poluição dos corpos hídricos urbanos. Yan *et al.* (2019) também encontraram valores superiores de concentração microplástica nos trechos em que o Rio Pearl drena a área urbana. No estudo, os autores utilizaram malha com abertura de 50 µm e coletaram em 31 pontos ao longo do rio até o estuário, e a concentração microplástica relatada é 4 vezes maior que desse estudo. Para os autores, as concentrações mais elevadas nos trechos de áreas urbanas podem indicar que os corpos hídricos urbanos atuam como retentores de microplásticos.

Zhang *et al.* (2020) coletaram com malha de abertura de 75µm e de todos os trabalhos utilizados como comparação (Figura 15) é o que caracterizou a menor abundância, 5,6 itens/m<sup>3</sup>. A baixa concentração microplástica pode ser efeito da alta vazão do Rio Quin, que tem fluxo médio diário de 3,3 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>. Outros fatores que podem ter influenciado a abundância é a urbanização, presente em cerca de 39% da bacia que possui área de 2457km<sup>2</sup>.

Conforme Luo *et al.* (2019), a presença de microplásticos em pequenos rios e córregos está relacionada as fontes de poluição, enquanto em rios maiores, as entradas dependem dos escoamentos do afluentes e, a presença dos microplásticos na coluna d'água pode ser influenciada por processos de deposição e ressuspensão, características do canal, declividade, cheias e secas. Portanto, para rios com altas vazões e distantes de áreas urbanizadas espera-se concentrações menores.

Nesse estudo, caracterizamos baixa ocorrência de microplásticos do tipo pellets e a predominância de filamentos e fragmentos. Essa distribuição morfológica sugere que a poluição é de origem secundária. Os filamentos são geralmente originados na lavagem de roupas, os

fragmentos são originados da degradação de resíduos plásticos maiores, enquanto os pellets estão associados aos produtos de limpeza e cosméticos (THOMPSON *et al.*, 2004; ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009).

Assim como esse trabalho, outros estudos também relataram a predominância dos filamentos nas águas superficiais (DING *et al.*, 2019; HAN *et al.*, 2020; LUO *et al.*, 2019; WATKINS *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2020). A predominância pode ser resultado do excesso do despejo das fibras nos esgotos domésticos e do tamanho desses filamentos. Napper e Thompson (2016), estimaram que para cada lavagem de 6 kg, o tecido poliéster produz 496.000 fibras e o acrílico 728.000, enquanto tecidos de algodão produzem 137.000. Segundo De Falco *et al.* (2019), a lavagem de roupas pode gerar de 640.000 – 1.500.000 microfibras por kg de roupa lavada, sendo que 75-80% desses filamentos apresentam comprimento superior a 60µm. Outra interferência pode ser o fator forma, segundo Hoellein *et al.* (2019), os filamentos e pellets tendem a permanecerem na coluna d'água, enquanto os fragmentos depositam devido a colonização por biofilme.

Estudos recentes tratam micropartículas de outros polímeros como microplásticos, como as partículas de borracha originadas do desgaste dos pneus (WAGNER *et al.*, 2018; LEADS; WEINSTEIN, 2019; UNICE *et al.*, 2018), que são borrachas sintéticas, ou seja, polímeros originados do petróleo (ANDRADY, 2017; KOLE *et al.*, 2017).

Dos fragmentos encontrados nesse estudo, 46% eram de coloração preta (Figura 9). Dikareva e Simon (2019) relataram quantidades elevadas de fragmentos pretos na coluna d'água em locais em Auckland próximos a obras rodoviárias, sendo esses fragmentos identificados quimicamente como terpolímero de etileno-propileno-dieno (EPDT), material utilizado em peças e pneus automotivos.

Järllskog *et al.* (2020), estimaram que o desgaste de pneus contribui para a poluição aquática, sendo transportadas nas águas pluviais até 5900 partículas.L<sup>-1</sup>. Portanto, os fragmentos encontrados aqui podem ser oriundos dos desgastes dos pneus, pois nos 17 km entre o início da bacia e o ponto de coleta, as marginais são asfaltadas com intenso fluxo de veículos e o córrego recebe contribuição de outras bacias que drenam a área central da cidade (CAMPO GRANDE, 2015).

Não foram coletadas amostras durante o pico de precipitação devido as dificuldades impostas pela vazão de cheia. Portanto, esse estudo pode não ter detectado picos de concentrações. Não houve correlação significativa entre abundância e velocidade do fluxo, o que pode indicar que o acúmulo de microplásticos nos sedimentos é baixo ou que o fluxo no momento da coleta não era capaz de mobilizar essas cargas.

Wu *et al.* (2020) identificaram diferentes abundâncias entre a estação seca e chuvosa, no

Rio Maozhou, sendo a contaminação durante a seca 2 vezes maior do que durante as chuvas. Han *et al.* (2020) também relataram abundâncias superiores no período de seca no Rio Yellow. Nossos dados demonstram aumento da abundância com períodos prolongados de estiagem.

É possível que a abundância microplástica seja influenciada pelo efeito conhecido como primeira descarga (first flush), onde, nas primeiras chuvas depois da estiagem ocorre aumento das concentrações dos poluentes, e nas chuvas posteriores as concentrações dos poluentes são reduzidas devido ao efeito de diluição (DELETIC; MAKSIMOVIC, 1998). Após o início das chuvas a concentração microplástica foi reduzida (Figura 11), e mesmo com baixa pluviosidade acumulada entre a Coleta 2 e a Coleta 3 a abundância decaiu 46%.

Para Lee *et al.* (2002), o efeito da primeira descarga é mais intenso para bacias menores e para alguns poluentes como sólidos suspensos de áreas residenciais. Portanto, são necessários mais estudos para determinar se as variações microplásticas são influenciadas pelo efeito das primeiras descargas, que para ocorrer dependem de diversos fatores como: a intensidade, duração e frequência das chuvas, DAES, tipo de uso e ocupação do solo, extensão e formato da bacia, etc.

A diminuição da concentração dos microplásticos na água após os eventos de chuva, pode estar relacionada também, a limpeza dos dutos de drenagem devido ao escoamento das águas pluviais, pois segundo Sang *et al.* (2020), os sedimentos acumulados nos dutos podem reter os microplásticos, liberando-os gradativamente até o próximo evento de chuva.

Nesse estudo, não encontramos correlação significativa entre a precipitação acumulada no dia anterior e a abundância microplástica, entretanto, observamos que a abundância microplástica diminuiu após precipitações acima de 17 mm, ocorridas em até 5 dias de DAES (Figura 12). Segundo Xia *et al.* (2020), a relação entre abundância microplástica e precipitação depende da intensidade da chuva, pois quanto mais intensa, maior será o processo de erosão das partículas depositados na bacia, aumentando a concentração de microplásticos carregados ao corpo d'água.

Este resultado também foi encontrado por Hitchcock e Mitrovic (2019), que detectaram aumento das cargas microplásticas nos estuários da costa sudeste da Austrália após chuvas máximas ocorridas em até 20 dias de DAES, nas bacias hidrográficas. Portanto, a falta de correlação nesse estudo entre precipitação e abundância pode ser consequência da aproximação dos dados de precipitação, pois o pluviômetro encontra-se fora da bacia, e também, da ausência de dados de precipitação horária, que permitiriam calcular a intensidade da chuva.

A poluição microplástica é estritamente relacionada às atividades humanas e intensificada pela falta de gestão ambiental, como despejo irregular de esgotos industriais e domésticos e descarte irregular dos resíduos sólidos. Yin *et al.* (2020) relataram que áreas urbanas com medidas de proteção ambiental podem apresentar abundâncias microplásticas menores do que

áreas rurais sem medidas efetivas.

Em seu estudo, Kataoka *et al.* (2019) identificaram correlações significativas entre a concentração microplástica e a qualidade da água (DBO, OD, Nitrogênio Total e Fósforo Total), indicando que o esgoto doméstico é uma fonte importante de entrada de microplástico no ambiente aquático. Nossos dados demonstram aumento da concentração de pellets na ausência prolongada de chuva, o que pode indicar dissolução dos incrementos de esgoto nos eventos de precipitação, diminuindo a concentração desse morfotipo que está relacionado aos produtos cosméticos.

A ocupação da bacia estudada é exclusivamente urbana, portanto, os microplásticos encontrados no córrego são oriundos do despejo de esgoto doméstico, precipitação plástica, fragmentação de resíduos maiores descartados às margens ou presos nas galerias de águas pluviais e da drenagem das ruas. O serviço de coleta de resíduos sólidos atende 98% da população (IBGE, 2008) e a rede de esgoto 83% dos domicílios (OLIVEIRA *et al.*, 2020) no município de Campo Grande, no entanto, é comum ver resíduos sólidos descartados às margens do corpo hídrico e em bueiros, e em alguns dias é notável o cheiro característico de esgoto nas águas do córrego.

Para Birch *et al.* (2020), mesmo com o controle do descarte irregular, o decréscimo da poluição por microplásticos ocorrerá vagarosamente devido aos estoques presentes no ambiente, e só será possível com a redução da produção e do consumo de produtos plásticos. Portanto, os ecossistemas de água doce, que são apontados como principal entrada de resíduos plásticos no oceano, necessitam de pesquisa, monitoramento e políticas específicas para compreender as interações, determinar as fontes e impedir a entrada dos microplásticos no sistema aquático (CASTRO; DA SILVA; DE ARAÚJO, 2018; EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015).

## 5. CONCLUSÃO

As bacias urbanas, mesmo pequenas e sem presença de indústrias, transportam elevadas concentrações de microplásticos, entre  $1,2 - 11,3 \times 10^3$  itens.m<sup>-3</sup>, abundâncias semelhantes aos grandes rios que drenam bacias industrializadas e intensamente povoadas. A carga microplástica transportada pelo córrego é estimada em  $5,75 \times 10^{11}$  itens.ano<sup>-1</sup>, sendo essa abundância relativa às condições de fluxo base, sem amostragens nos eventos pluviais.

Outros estudos devem ser realizados para padronizar uma metodologia de coleta e digestão específica para córregos urbanos, pois transportam elevados volumes durante os eventos de precipitação e muitos sedimentos finos. A digestão com KOH pode ser uma alternativa para esses tipos de amostras, pois desagrega os aglomerados de argila, facilitando a análise visual.

Mesmo em bacias atendidas por coleta de resíduos sólidos e esgoto, os corpos hídricos apresentam algum grau de poluição por microplásticos, que tende a ser maior após vários dias de estiagem, sendo filamentos transparentes e fragmentos pretos as tipologias mais abundantes. Portanto, a lavagem das ruas e dutos de drenagem com as chuvas e o despejo de esgoto irregular são importantes entradas de microplásticos nos ambientes aquáticos urbanos.

Nosso estudo evidencia a necessidade de países adotarem gestão sustentável das águas pluviais urbanas para reduzir as cargas difusas. Somada às ações de fiscalizar e inibir lançamentos irregulares, tratar os efluentes gerados e implementar mecanismos para a remoção de microplásticos nas estações de tratamento de esgoto (ETEs), é possível reduzir o transporte desse poluente dos córregos para grandes bacias, e conseqüentemente para o mar.

## 6. REFERÊNCIAS

- AMBROSINI, R. et al. First evidence of microplastic contamination in the supraglacial debris of an alpine glacier. **Environmental Pollution**, v. 253, p. 297-301, 2019.
- ANBUMANI, S.; KAKKAR, P. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 15, p. 14373–14396, 2018.
- ANDRADY, Anthony L. The plastic in microplastics: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, n. 1, p. 12-22, 2017.
- ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFORD, H. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. NOAA Technical Memorandum. 2009.
- BAPTISTA NETO, J. A. et al. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. **Ocean and Coastal Management**, v. 169, n. dec. p. 247–253, 2019, 2018.
- BARROWS, A. P. W. et al. A watershed-scale, citizen science approach to quantifying microplastic concentration in a mixed land-use river. **Water Research**, v. 147, p. 382-392, 2018.
- BIRCH, Q.T. et al. Sources, transport, measurement and impact of nano and microplastics in urban watersheds. **Reviews in Environmental Science and BioTechnology**, p. 1-62, 2020.
- CABRERA, M. et al. A new method for microplastic sampling and isolation in mountain glaciers: a case study of one Antisana glacier, Ecuadorian Andes. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, p. 100051, 2020.
- CAMPANALE, C. et al. Microplastics and their possible sources: The example of Ofanto river in Southeast Italy. **Environmental Pollution**, v. 258, p. 113284, 2020.
- CAMPO GRANDE (MS) Decreto Municipal 12.680/2015. Aprova o Plano Diretor de Drenagem de Águas Pluviais Municipal do Município de Campo Grande. Campo Grande: Prefeitura Municipal de Bauru, 2015. Disponível em: <http://www.campogrande.ms.gov.br/planurb/downloads/plano-diretor-de-drenagem-urbana-de-campogrande-documento-consolidado/>
- CASTRO, R.O.; DA SILVA, M.L.; DE ARAÚJO, F.V.. Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. **Ocean & Coastal Management**, v. 165, p. 385-400, 2018.
- CEMTEC – Centro de Monitoramento do Tempo e do Clima de Mato Grosso do Sul. **Boletins Meteorológicos**. Mato Grosso do Sul: CEMTEC, 2020. Disponível em: <https://www.cemtec.ms.gov.br/boletins-meteorologicos/>. Acesso em: 20 nov. 2020. Base de dados.
- CHEN, Y. et al. Single-use plastics: Production, usage, disposal, and adverse impacts. **Science of the Total Environment**, p. 141772, 2021.
- DALU, T.; MALESA, B.; CUTHBERT, R. N. Assessing factors driving the distribution and characteristics of shoreline macroplastics in a subtropical reservoir. **Science of the Total Environment**, v. 696, p. 133992, 2019.

- DE FALCO, F. et al. The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1-11, 2019.
- DELETIC, A. B.; MAKSIMOVIC, C. T. Evaluation of water quality factors in storm runoff from paved areas. **Journal of Environmental Engineering**, v. 124, n. 9, p. 869-879, 1998.
- DE WITTE, B. et al. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. **Marine Pollution Bulletin**, v. 85, n. 1, p. 146-155, 2014.
- DIKAREVA, N.; SIMON, K. S. Microplastic pollution in streams spanning an urbanisation gradient. **Environmental Pollution**, v. 250, p. 292–299, 2019.
- DING, L. et al. Microplastics in surface waters and sediments of the Wei River, in the northwest of China. **Science of the Total Environment**, v. 667, p. 427–434, 2019.
- DRIS, R. et al. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? **Marine Pollution Bulletin**, v. 104, n. 1–2, p. 290–293, 2016.
- EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R. C.; ALDRIDGE, D. C. Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. **Water Research**, v. 75, p. 63-82, 2015.
- ERIKSEN, M. et al. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. **Marine pollution bulletin**, v. 77, n. 1-2, p. 177-182, 2013.
- FAURE, F. et al. Pollution due to Plastics and Microplastics in Lake Geneva. **6th International conference on water resources and environmental research**, n. EPFL-POSTER-187023, 2013.
- FREE, C. M. et al. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. **Marine pollution bulletin**, v. 85, n. 1, p. 156-163, 2014.
- FRIAS, J. P. G. L.; NASH, R. Microplastics: finding a consensus on the definition. **Marine Pollution Bulletin**, v. 138, p. 145-147, 2019.
- GESAMP. Proceedings of the GESAMP International Workshop on plastic particles as a vector in transporting persistent, bio-accumulating and toxic substances in the oceans. **IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection**. Rep. Stud. n. 82, 38p, 2010.
- GESAMP. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. **IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection**. Rep. Stud. n. 90, 96p, 2015.
- GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science advances**, v. 3, n. 7, p. e1700782, 2017.
- GOPINATH, K. et al. Quantification of microplastic in Red Hills Lake of Chennai city, Tamil Nadu, India. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-10, 2020.
- GUO, X.; WANG, J. The chemical behaviors of microplastics in marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, n. mar, p. 1–14, 2019.

- HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 2001.
- HAN, M. et al. Distribution of microplastics in surface water of the lower Yellow River near estuary. **Science of the Total Environment**, v. 707, p. 135601, 2020.
- HENRY, M. Pollution du milieu marin par les déchets solides: Etat des connaissances. Perspectives d'implication de l'Ifremer en réponse au défi de la Directive Cadre Stratégie Marine et du Grenelle de la Mer. 2010.
- HITCHCOCK, J. N.; MITROVIC, S. M. Microplastic pollution in estuaries across a gradient of human impact. **Environmental Pollution**, v. 247, p. 457-466, 2019.
- HOELLEIN, T. J. et al. Microplastic deposition velocity in streams follows patterns for naturally occurring allochthonous particles. **Scientific reports**, v. 9, n. 1, p. 1-11, 2019.
- HORTON, A. A. et al. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 127-141, 2017.
- HURLEY, R.; WOODWARD, J.; ROTHWELL, J. J. Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. **Nature Geoscience**, v. 11, n. 4, p. 251-257, 2018.
- IBGE. Pesquisa nacional de saneamento básico 2008. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística–IBGE, 2008.
- JAMBECK, J. R. et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 768-771, 2015.
- JÄRLSKOG, I. et al. Occurrence of tire and bitumen wear microplastics on urban streets and in sweepsand and washwater. **Science of the Total Environment**, p. 138950, 2020.
- KALOGERAKIS, N. et al. Microplastics generation: onset of fragmentation of polyethylene films in marine environment mesocosms. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, p. 84, 2017.
- KARAMI, A. et al. A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. **Science of the Total Environment**, v. 578, p. 485-494, 2017.
- KATAOKA, T. et al. Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 958-965, 2019.
- KHAN, F. R. et al. 'The Plastic Nile': First Evidence of Microplastic Contamination in Fish from the Nile River (Cairo, Egypt). **Toxics**, v. 8, n. 2, p. 22, 2020.
- KLEIN, M.; FISCHER, E. K. Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. **Science of The Total Environment**, v. 685, p. 96-103, 2019.
- KOLE, P. J. et al. Wear and tear of tyres: a stealthy source of microplastics in the environment. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 14, n. 10, p. 1265, 2017.
- KOOI, M. et al. Modeling the fate and transport of plastic debris in freshwaters: review and guidance. In: **Freshwater microplastics**. Springer, Cham, 2018. p. 125-152.

- LEADS, R. R.; WEINSTEIN, J. E. Occurrence of tire wear particles and other microplastics within the tributaries of the Charleston Harbor Estuary, South Carolina, USA. **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, p. 569-582, 2019.
- LEE, J. H. et al. First flush analysis of urban storm runoff. **Science of The Total Environment**, v. 293, n. 1-3, p. 163-175, 2002.
- LI, J.; LIU, H.; CHEN, J. P. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water Research**, v. 137, p. 362-374, 2018.
- LIN, L. et al. Occurrence and distribution of microplastics in an urban river: A case study in the Pearl River along Guangzhou City, China. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 375–381, 2018.
- LIPPIATT, S; OPFER, S; ARTHUR, C. Marine debris monitoring and assessment: recommendations for monitoring debris trends in the marine environment. 2013. **NOAA Technical Memorandum**.
- LUO, W. et al. Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters. **Environmental Pollution**, v. 246, p. 174-182, 2019.
- MASURA, J. et al. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. 2015. **NOAA Technical Memorandum**.
- MBEDZI, R. et al. Spatiotemporal variation in microplastic contamination along a subtropical reservoir shoreline. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-8, 2020.
- MONTEIRO, R. C.P; DO SUL, J. A. I.; COSTA, M. F. Plastic pollution in islands of the Atlantic Ocean. **Environmental Pollution**, v. 238, p. 103-110, 2018.
- MORA-TEDDY, A. K.; MATTHAEI, C. D. Microplastic pollution in urban streams across New Zealand: concentrations, composition and implications. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 54, n. 2, p. 233-250, 2020.
- NAPPER, I. E.; THOMPSON, R. C. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, n. 1-2, p. 39-45, 2016.
- NUELLE, M. et al. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. **Environmental Pollution**, v. 184, p. 161-169, 2014.
- OLIVEIRA, G. et al. Ranking do saneamento: Instituto Trata Brasil: 2020. São Paulo: GO Associados, 2020.
- PARK, T. et al. Occurrence of microplastics in the Han River and riverine fish in South Korea. **Science of the Total Environment**, v. 708, p. 134535, 2020.
- PEGADO, T.S.S. et al. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. **Marine pollution bulletin**, v. 133, p. 814-821, 2018.
- PLASTICS EUROPE. PLASTICS-THE FACTS. An analysis of European plastics production, demand and waste data. 2019.

- PRATA, J. C. et al. Identifying a quick and efficient method of removing organic matter without damaging microplastic samples. **Science of the Total Environment**, v. 686, p. 131-139, 2019.
- POZZI, P.; GALASSI, C. La reologia dei materiali ceramici tradizionali, Faenza: Gruppo Editoriale Edritice, 1994.
- SANG, W. et al. The abundance and characteristics of microplastics in rainwater pipelines in Wuhan, China. **Science of the Total Environment**, p. 142606, 2020.
- SCHMIDT, C.; KRAUTH, T.; WAGNER, S.. Export of plastic debris by rivers into the sea. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 21, p. 12246-12253, 2017.
- SCIRCLE, A. et al. Single-Pot Method for the Collection and Preparation of Natural Water for Microplastic Analyses: Microplastics in the Mississippi River System during and after Historic Flooding. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 39, n. 5, p. 986-995, 2020.
- SHRUTI, V. C. et al. Microplastics in freshwater sediments of Atoyac River basin, Puebla City, Mexico. **Science of the Total Environment**, v. 654, p. 154–163, 2019.
- SISGRAN - Sistema Municipal de Indicadores de Campo Grande. **Carta de Drenagem do Município de Campo Grande**. Campo Grande: SISGRAN, 2020. Disponível em: <http://sisgran.campogrande.ms.gov.br/>. Acesso em: 20 nov. 2020. Base de dados.
- SUN, X. et al. Characteristics and retention of microplastics in the digestive tracts of fish from the Yellow Sea. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 878-885, 2019.
- THOMPSON, R. C. et al. Lost at sea: where is all the plastic? **Science**, v. 304, p. 838-838, 2004.
- UNICE, K. M. et al. Characterizing export of land-based microplastics to the estuary-Part I: Application of integrated geospatial microplastic transport models to assess tire and road wear particles in the Seine watershed. **Science of The Total Environment**, v. 646, p. 1639-1649, 2019.
- WAGNER, S. et al. Tire wear particles in the aquatic environment-a review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. **Water Research**, v. 139, p. 83-100, 2018.
- WATKINS, L. et al. The effect of dams on river transport of microplastic pollution. **Science of the Total Environment**, v. 664, p. 834-840, 2019.
- WONG, G.; LÖWEMARK, L.; KUNZ, A. Microplastic pollution of the Tamsui River and its tributaries in northern Taiwan: Spatial heterogeneity and correlation with precipitation. **Environmental Pollution**, v. 260, p. 113935, 2020.
- WU, P. et al. Spatial-temporal distribution of microplastics in surface water and sediments of Maozhou River within Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. **Science of the Total Environment**, p. 135187, 2019.
- XIA, W. et al. Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters. **Science of the Total Environment**, p. 139065, 2020.
- XIONG, X. et al. Occurrence and fate of microplastic debris in middle and lower reaches of the Yangtze River—from inland to the sea. **Science of the Total Environment**, v. 659, p. 66-73, 2019.

YAN, M. et al. Microplastic abundance, distribution and composition in the Pearl River along Guangzhou city and Pearl River estuary, China. **Chemosphere**, v. 217, p. 879-886, 2019.

YIN, L. et al. Comparison of the abundance of microplastics between rural and urban areas: A case study from East Dongting Lake. **Chemosphere**, v. 244, p. 125486, 2020.

ZHANG, L. et al. Distribution of microplastics in surface water and sediments of Qin river in Beibu Gulf, China. **Science of the Total Environment**, v. 708, p. 135176, 2020.

## 7. ANEXO

**Anexo 1.** Dados da abundância microplástica, distribuição morfológica e de cores, dias de estiagem e velocidade do fluxo d'água por coleta.

Coletas		1	2	3	4	5	6	7
	Data	Jul	Ago	Set	Nov	Jan	Jan	Mar
MP.L <sup>-1</sup>	Amostra I	1,12	11,31	6,13	2,60	2,27	2,33	2,90
	Amostra II	*	*	*	2,73	2,07	2,13	2,22
	Amostra III	*	*	*	2,67	2,33	1,70	3,07
	Média	*	*	*	2,67	2,33	2,05	2,73
	Desvio Padrão	*	*	*	0,065	0,136	0,322	0,450
Contaminação (nº MP por branco)		3	3	8	5	4	4	2,33
(%)	<b>Morfotipos</b>							
	Fragmentos	42	38	38	51	35	48	51
	Pellets	5	18	12	6	5	6	5
	Filamentos	53	44	50	43	60	46	44
	<b>Cores</b>							
	Azul	26	5	7	9	16	11	26
	Vermelho	7	7	6	8	5	10	7
	Preto	16	33	21	29	23	35	30
	Transparente	49	51	55	46	41	35	20
	Amarelo	1	4	11	8	15	10	18
Dias antecedentes de estiagem – DAES (dias)		0	27	17	4	0	0	12
Precipitação acumulada (mm)		6,6	0	0	0	0,4	0,6	2,4
Nível (cm)		0,40	0,42	0,44	0,40	0,40	0,41	0,43
Velocidade d'água (m/s)		0,50	0,51	0,31	0,30	0,45	0,46	0,63