



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO ACADÊMICO DO AGRESTE
NÚCLEO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

JOSÉ ADSON ANDRADE DE CARVALHO FILHO

**ESTUDO DE CONTAMINANTES EMERGENTES E
MEIOFAUNA NO RIO IPOJUCA NO MUNICÍPIO DE
CARUARU**

Caruaru, 2019

JOSÉ ADSON ANDRADE DE CARVALHO FILHO

ESTUDO DE CONTAMINANTES EMERGENTES E MEIOFAUNA NO RIO IPOJUCA NO MUNICÍPIO DE CARUARU

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Tecnologia
Ambiental

Orientador: Prof.º Dr. º Anderson Luiz Ribeiro de Paiva

Coorientadora: Drª Tatiane Barbosa Veras de Albuquerque

Caruaru, 2019

Catálogo na fonte:
Bibliotecária – Paula Silva - CRB/4 - 1223

C331e Carvalho Filho, José Adson Andrade de.
 Estudo de contaminantes emergentes e meiofauna no rio Ipojuca no município de Caruaru. / José Adson Andrade de Carvalho Filho. – 2019.
 105 f.; il.: 30 cm.

Orientador: Anderson Luiz Ribeiro de Paiva.
Coorientadora: Tatiane Barbosa Veras de Albuquerque
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA, Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental, 2019.
Inclui Referências.

1. Água - Qualidade - Caruaru (PE). 2. Água – Poluição – Caruaru (PE). 3. Poluentes – Caruaru (PE). 4. Impacto ambiental - Avaliação – Caruaru (PE). 5. Rios – Caruaru (PE). I. Paiva, Anderson Luiz Ribeiro de (Orientador). II. Albuquerque, Tatiane Barbosa Veras de (Coorientadora). III. Título.

CDD 620 (23. ed.)

UFPE (CAA 2019-029)

JOSÉ ADSON ANDRADE DE CARVALHO FILHO

**ESTUDO DE CONTAMINANTES EMERGENTES E MEIOFAUNA NO RIO
IPOJUCA NO MUNICÍPIO DE CARUARU**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Aprovada em: 25/02/2019

BANCA EXAMINADORA

Dr. ANDERSON LUIZ RIBEIRO DE PAIVA – PPGECAM/UFPE
(Orientador e Presidente da banca)

Dra. TATIANE BARBOSA VERAS DE ALBUQUERQUE – PPGECAM/UFPE
(Coorientadora)

Dr. JAIME JOAQUIM DA SILVA PEREIRA CABRAL – PPGEC/UFPE
(Examinador Externo)

Dra. ELIZABETH AMARAL PASTICH GONÇALVES – CAA/UFPE
(Examinadora Externa)

AGRADECIMENTOS

A minha família, por ter sido sempre um suporte e um estímulo para que eu pudesse alcançar os meus objetivos.

Ao meu orientador Anderson Paiva, pela confiança e oportunidade de contribuir para mundo científico além compartilhar do seu vasto conhecimento.

A toda equipe de Filtração em Margem pelo companheirismo e ajuda nas atividades, em especial a Tatiane Albuquerque, minha co-orientadora, pela experiência em pesquisa que sempre vem me passando além da paciência e disposição de sempre tirar minhas dúvidas.

Ao professor Paulo Francinete pelo companheirismo e todas as idas ao campo.

Ao professor Paulo Santos, a Edvaldo Júnior, Carol Correia e toda a equipe do LABIDIN pela receptividade e ajuda.

Ao professor Roberto Barcellos e Luciana Santos pelo apoio técnico, abrindo as portas do LABOGEO.

Ao LEAQ pelo apoio técnico no desenvolvimento do projeto.

A todos os amigos que fiz no PPGECAM, em especial a Armando Dias, Jeisiane Isabelle, Natanna Melo, Luttemberg Ferreira e Rafaela Dantas.

Também agradeço a todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para a concretização desse projeto.

A COMPESA (Companhia Pernambucana de Saneamento), pela contribuição no desenvolvimento nesta pesquisa.

FACEPE (Fundação de Amparo ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Estado de Pernambuco), pela concessão da bolsa de mestrado.

RESUMO

O modelo de desenvolvimento da sociedade atual, tem sido impactante ao meio ambiente de uma forma geral e vem provocando sérios danos principalmente aos recursos hídricos. Dentre as indústrias que mais crescem no país, a indústria farmacêutica vem se destacando, sobretudo, pelo autoconsumo de medicamento da sociedade moderna. Essa contaminação resulta do descarte indevido e da excreção do composto que não são totalmente metabolizados pelo organismo. Por serem pouco estudados no âmbito ambiental, os fármacos vêm se tornando um dos contaminantes mais preocupantes no meio científico. Estudos vem sendo intensificados em relação à atenuação de poluentes nas matrizes aquáticas, principalmente em relação à autodepuração dos recursos hídricos. A partir daí surgiram estudos sobre a zona hiporreica, considerada como um ecótono de transição entre as águas superficiais e subterrâneas, onde nessa transição ocorrem processos biogeoquímicos com capacidade de atenuação de poluentes. Esta pesquisa teve como objetivo realizar um estudo sobre a presença de fármacos em um trecho médio do rio Ipojuca, bem como a caracterização da zona hiporreica do trecho estudado, para dois pontos (P1 e P2). Foi realizado monitoramento qualitativo através parâmetros físico-químicos e metais em amostras da água do rio Ipojuca, seguindo o *Standard Methods* (2005) e comparados com os padrões expostos na Resolução 357 do CONAMA (2005) para rios de classe II. Dos parâmetros analisados, foi observado que o cloreto, N amoniacal, fosfato total, ferro, manganês e alumínio apresentaram valores acima do valor máximo permitido pela resolução em ambos os pontos. O sulfato e o nitrito apresentaram médias acima do permitido pela resolução apenas no ponto P2. Também foram analisados a presença dos fármacos, paracetamol, diclofenaco, dipirona e ibuprofeno. Para a verificação e quantificação dessas substâncias foi utilizada a cromatografia líquida de alta eficiência - CLAE. Dos fármacos analisados, resíduos de diclofenaco foram detectados em 100% das amostras, apresentando níveis detectáveis, com concentração máxima de $10,256 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Foram realizados testes de correlação de Pearson entre as concentrações de diclofenaco e os parâmetros físicos turbidez, temperatura e precipitação. A turbidez apresentou uma correlação moderada para o P1 e P2 ($r = 0,62$; $r = 0,55$). A precipitação apresentou correlação fraca para o P1 e moderada para o P2 ($r = -0,58$). A temperatura apresentou correlação fraca para ambos os pontos. A caracterização física da zona hiporreica foi realizada através de ensaios granulométricos, onde o material mais representativo foi classificado como silte, variando entre grosso, médio e fino. A caracterização biológica foi realizada através de análises de quantificação e identificação da meiofauna bentônica e da estimativa de biomassa das microalgas que vivem aderidas aos sedimentos hiporreicos, o microfitobentos. Foram identificados um total de 678 indivíduos da meiofauna, distribuídos em quatro taxa mais representativos, rotífera (41%), nematódeo (40%), anelídeo (11%) e copepoda (5%). A análise de PERMANOVA apresentou diferenças significativas para os fatores período de coleta ($p = 0,0009$) e ponto ($p = 0,0261$). Não houve correlação significativa entre a estrutura da comunidade da meiofauna e a estrutura do sedimento hiporreico nem entre a meiofauna e os microfitobentos.

Palavras-chave: Qualidade de água. Compostos emergentes. Interação rio-aquífero. Meiofauna.

ABSTRACT

The development model of today's society, has been impacting the environment in general and has been causing serious damage mainly to water resources. Among the fastest growing industries in the country the pharmaceutical industry has been highlighting, above all by the self-consumption of drugs in modern society. This contamination results from improper disposal and excretion of the compound that are not fully metabolized by the body. Because they are little studied in the environmental scope, drugs have become one of the most worrisome contaminants in the scientific environment. Studies have been intensified in relation to the attenuation of pollutants in the aquatic matrixes, mainly in relation to the autodepuration of the water resources. Since then, studies have been carried out on the hyporeic zone, considered as a transitional ecotone between surface and groundwater, where in this transition biogeochemical processes with pollutant attenuation capacity occur. This research aimed to conduct a study on the presence of drugs in a medium stretch of the Ipojuca river, as well as hyporeic zone characterization from study area, in two points (P1 and P2). For water quality monitoring, the method was classified as physical-chemical parameters and metals in water samples from the Ipojuca river, following the Standard Methods (2005) and compared the exposure standards in CONAMA Resolution 357 (2005) for class II rivers. From the analyzed parameters, chloride, N ammoniacal, total phosphate, iron, manganese and aluminum presented values above the maximum value allowed by the resolution in both points. Sulfate and nitrite have means above that allowed by resolution only at point P2. Dosage of drugs, paracetamol, diclofenac, dipyron and ibuprofen were included. The quantification and distribution of data was done by high performance liquid chromatography (HPLC). Of the drugs, diclofenac residues were detected in 100% of the samples, presenting detectable levels, with maximum amplitude of 10.256 mg·L⁻¹. Pearson functional tests were performed between the concentrations of diclofenac and the physical results turbidity, temperature and precipitation. A turbidity showed a moderate correlation for P1 and P2 ($r = 0.62$, $r = 0.55$). A score was reset to P1 and moderate to P2 ($r = -0.58$). The temperature showed weak correlation for both points. The physical characterization of the hyporeic zone was carried out by means of granulometric tests, where the most representative material was classified as silt, varying between rough, medium and fine. The biological characterization was carried out through quantification and identification of the meiofauna benthic and the biomass estimation of the microalgae that live adhered to the hyporeic sediments, the microfitobentos. A total of 678 meiofauna individuals were identified, distributed in four representative *taxa*: rotiferous (41%), nematode (40%), annelid (11%) and copepoda (5%). The PERMANOVA analysis showed significant differences for the collection period factors ($p = 0.0009$) and point ($p = 0.0261$). There was no significant correlation between the structure of the meiofauna community and the structure of the hyporeic sediment nor between meiofauna and microphytobentos.

Keywords: Water quality. Emerging compounds. River-aquifer interaction. Meiofauna.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Rotas de contaminação e exposição humana aos fármacos e desreguladores endócrinos.....	21
Figura 2 - Fórmula estrutural do diclofenaco.....	23
Figura 3 - Fórmula estrutural do dipirona.....	24
Figura 4 - Fórmula estrutural do paracetamol.....	24
Figura 5 - Fórmula estrutural do ibuprofeno.....	25
Figura 6 - Desenho esquemático da zona hiporreica.....	26
Figura 7 - Etapas envolvidas na EFS: condicionamento do sorvete, adição da amostra, remoção dos interferentes e eluição do analito.....	42
Figura 8 - Desenho esquemático da etapa de extração e concentração da amostra analisada.....	43
Figura 9 - Infográfico das etapas dos processos de análise dos teores de matéria orgânica total, carbonato de cálcio e da granulometria.....	46
Figura 10 - Infográfico dos processos de análise dos microfitobentos.....	47

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 -	Comportamento da concentração do ibuprofeno de acordo com os pontos e amostras analisadas.do rio Ipojuca estudado.....	58
Gráfico 2 -	Comportamento da concentração do diclofenaco de acordo com os pontos e amostras analisadas.....	59
Gráfico 3 -	Precipitação média mensal do período de coleta no rio Ipojuca.....	61
Gráfico 4 -	Análise sazonal das concentrações do diclofenaco e da turbidez no ponto P1.....	63
Gráfico 5 -	Análise sazonal das concentrações do diclofenaco e da turbidez no ponto P2.....	63
Gráfico 6 -	Análise sazonal das concentrações do diclofenaco e da precipitação no ponto P2.....	64
Gráfico 7 -	Comportamento das frações granulométricas.....	67
Gráfico 8 -	Variação percentual de MOT nos pontos analisados.....	69
Gráfico 9 -	Concentrações médias de clorofila-a e feopigmentos do ponto P1.....	71
Gráfico 10 -	Concentrações médias de clorofila-a e feopigmentos do ponto P2.....	72
Gráfico 11 -	Percentual de abundância dos taxa mais representativos em relação ao total de indivíduos.....	73
Gráfico 12 -	Abundância total da meiofauna por período de coleta.....	75
Gráfico 13 -	Abundância dos grupos taxonômicos por ponto.....	76
Gráfico 14 -	Densidades médias da meiofauna presente nos sedimentos hiporreicos dos dois pontos relacionadas com cada profundidade estudada.....	78
Gráfico 15 -	Representação MDS da estrutura da comunidade da meiofauna para os diferentes períodos de coleta e pontos.....	79

LISTA DE MAPAS

Mapa 1 - Localização da bacia hidrográfica do rio Ipojuca.....	32
Mapa 2 - Isoietas anuais médias da bacia hidrográfica do rio Ipojuca.....	33
Mapa 3 - Localização da área de estudo.....	36
Mapa 4 - Localização dos pontos de amostragem no trecho médio do rio Ipojuca localizado na cidade de Caruaru-PE.....	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Mananciais da bacia hidrográfica do rio Ipojuca utilizados para abastecimento público.....	34
Tabela 2 -	Avaliação da carga orgânica potencial total por potencial poluidor.....	35
Tabela 3 -	Características dos pontos de coleta do rio Ipojuca.....	37
Tabela 4 -	Valor padrão máximo permitido da resolução 357 (CONAMA, 2005) para rios de classe II, concentrações encontradas no período de março a junho e médias dos parâmetros avaliados em cada ponto do rio Ipojuca estudado.....	52
Tabela 5 -	Concentração (mg·L ⁻¹) dos fármacos analisadas.....	57
Tabela 6 -	Turbidez e temperatura dos pontos estudados e taxa de precipitação de um dia anterior da coleta.....	62
Tabela 7 -	Coeficiente de correlação de Pearson (r) para turbidez, temperatura e precipitação.....	62
Tabela 8 -	Análise granulométrica, de MOT e CaCO ₃	65
Tabela 9 -	Concentrações médias obtidas de clorofila-a e feopigmentos da zona hiporreica do trecho estudado do rio Ipojuca.....	70
Tabela 10 -	Abundância total da meiofauna analisada.....	74
Tabela 11 -	Resultado da PEMANOVA de acordo com os fatores analisados.....	78

LISTA DE FOTOGRAFIA

Fotografia 1 - Ponto de amostragem P1 do rio Ipojuca.....	38
Fotografia 2 - Ponto de amostragem P2 do rio Ipojuca.....	39

LISTA DE SIGLAS

ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Climas
AINES	Anti-inflamatórios Não Esteroidais
CB	Centro de Biociências
CLAE	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DOCEAN	Departamento de Oceanografia
EFS	Extração por Fase Sólida
ETA	Estação de Tratamento de Águas
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
LABDIN	Laboratório de Dinâmica de Populações
LABOGEO	Laboratório de Oceanografia Geológica
LEAQ	Laboratório de Engenharia Ambiental e da Qualidade
MFB	Microfitobentos
MOT	Matéria Orgânica Total
OMS	Organização Mundial de Saúde
PERMANOVA	Análise Multivariada de Variância Permutacional
PGRSS	Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde
SGCQ	Gerência de Controle de Qualidade

SUMÁRIO

1	CONSIDERAÇÕES INICIAIS	14
1.1	INTRODUÇÃO	14
1.2	OBJETIVOS.....	16
1.2.1	Objetivo geral	16
1.2.2	Objetivos específicos.....	17
2	ESTADO DA ARTE	18
2.1	FÁRMACOS.....	18
2.1.1	Gestão de resíduos farmacêuticos	18
2.1.2	Descarte inadequado e suas consequências nas matrizes aquáticas.	20
2.1.3	Anti-inflamatórios não esteroides (AINEs).....	22
2.2	ZONA HIPORREICA.....	25
2.3	MICROFITOBENTOS	27
2.4	MEIOFAUNA.....	28
3	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	32
3.1	BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPOJUCA	32
3.1.1	Características climáticas	32
3.1.2	Usos da água	33
3.1.3	Fontes poluidoras	34
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	36
4.1	ÁREA DE PESQUISA.....	36
4.2	MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA	39
4.3	ANÁLISE DE PRESENÇA DE FÁRMACOS	40
4.4	CARACTERIZAÇÃO DA ZONA HIPORREICA.....	44
4.4.1	Análise de granulometria, matéria orgânica total e CaCO ₃	44
4.4.2	Análise de microfitobentos	46
4.4.3	Análise da meiofauna.....	48

5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	51
5.1	MONITORAMENTO QUALI-QUANTITATIVO	51
5.2	ANÁLISE DE FÁRMACOS	56
5.3	CARACTERIZAÇÃO DA ZONA HIPORREICA.....	65
5.3.1	Análise de granulometria, matéria orgânica total e CaCO_3	65
5.3.2	Análise de microfitobentos	69
5.3.4	Análise da meiofuna.....	72
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	81
	REFERÊNCIAS	84

1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

1.1 INTRODUÇÃO

O modelo de desenvolvimento da sociedade atual ao longo de sua história, especialmente a partir da expansão industrial, tem sido impactante ao meio ambiente e vem provocando sérios danos seja ele por contaminação atmosférica, do solo e/ou dos recursos hídricos. A ocupação urbana, sobretudo no Brasil, ocorreu de forma totalmente desorganizada e sem um planejamento adequado, provocando inadequação no uso e ocupação do solo.

A questão do uso e ocupação do solo é um problema que pode estar relacionado não só com a quantidade, mas também com a qualidade de água, pois a falta de planejamento pode gerar alguns aspectos negativos na gestão dos recursos hídricos locais. A qualidade dos corpos d'água depende intensamente do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica (VON SPERLING, 2005).

No semiárido brasileiro, a disponibilidade hídrica é muito pequena e seria desprezível se não existissem algumas fontes de acumulação de água. Pernambuco vem sofrendo bastante nos últimos anos devido a um longo período de estiagem que vem assolando a região. Situada no agreste Pernambucano, a cidade de Caruaru é banhada pelo rio Ipojuca, rio classe II que serve como fonte de abastecimento público, mas esse rio vem sofrendo bastante com ações antrópicas.

A sociedade moderna vem se destacando pelo grande consumo de medicamentos, onde esse elevado consumismo tem refletido na ascensão do desperdício. O desperdício de medicamentos tem várias causas, dentre as quais se destacam: a dispensação de medicamentos além da quantidade exata para o tratamento do paciente, a interrupção ou mudança de tratamento, a distribuição aleatória de amostras grátis; e o gerenciamento inadequado de estoques de medicamentos por parte das empresas e dos estabelecimentos de saúde (ANVISA, 2012).

Atividades humanas e industriais são as principais responsáveis pela contaminação dos recursos hídricos, pois grande parte do que é consumido tem como destino final as matrizes aquáticas, sejam elas superficiais ou subterrâneas. Uma das preocupações mais recentes da sociedade moderna tem sido a contaminação dos

mananciais por medicamentos. Estes compostos farmacêuticos incluem antipiréticos, analgésicos, reguladores lipídicos, antibióticos, antidepressivos, agentes quimioterápicos, drogas contraceptivas e outros mais (MELO *et al.*, 2009; GEBHARDT & SCHRODER, 2017; TERNES, 1998).

Essa contaminação resulta do descarte indevido, da excreção de metabólitos, que não são eliminados no processo de tratamento de esgotos, e também do uso veterinário (ZUCCATO, CASTIOGLIONI & FAHELLI, 2005; ZUCCATO *et al.*, 2006). E assim, estes compostos são excretados ou apenas ligeiramente transformados, sendo descarregados quase que inalterados pelas estações de tratamento de esgotos urbanos nas águas receptoras onde também não são biodegradados no ambiente (HEBERER, 2002).

Com a crescente contaminação desse recurso, que apesar de abundante e finito, vem crescendo também inúmeras discussões, pesquisas e convenções realizadas a nível nacional e internacional em relação à atenuação de poluentes contidos neles, principalmente em relação à autodepuração dos recursos hídricos. A partir daí surgiram estudos sobre a zona hiporreica, que nada mais é do que um volume de sedimentos contido no leito do rio e considerada como um ecótono de transição entre as águas superficiais e subterrâneas, onde nessa transição ocorrem processos biogeoquímicos com capacidade de atenuação de poluentes.

A zona hiporreica, além de funcionar como um regulador no fluxo de água, é também considerado um filtro natural capaz de atenuar e desacelerar processos físico-químicos que afetam tanto o meio superficial quanto o ambiente subterrâneo (BRUNKE & GONSER, 1997). A zona hiporreica possui uma grande variedade de organismos que residem nelas, organismos bastante dinâmicos, compostos por micróbios, meiofauna e macro invertebrados (EPA, 2005). Dentre eles podem-se destacar a meiofauna, que segundo Hakenkamp & Palmer (2000), são pequenos animais bentônicos que vivem no substrato de ambientes aquáticos e favorecem a formação de biofilmes nesses ambientes, através de processos microbianos que eles exercem. Essa formação do biofilme vem a contribuir na colmatação do meio, influenciando na qualidade da água de recarga do aquífero.

Alguns fatores são determinantes na dinâmica de população espaço-temporal da meiofauna, a distribuição granulométrica da zona hiporreia é uma delas. Para Giere (2009), os tamanhos dos grãos podem determinar de forma direta as condições espaciais e estruturais do ambiente físico para os meiobentos. Além da granulometria

do ambiente, outro fator determinante para a distribuição espaço-temporal da meiofauna é a biomassa microfitobentônica presente no ambiente. Segundo Murolo *et al.* (2006), os microfitobentos são produtores primários que fazem parte da cadeia alimentar da meiofauna, sendo assim um importante categórico para a distribuição populacional dos meiobentos.

A contaminação das matrizes aquáticas tem ocorrido em muitos mananciais, tornando-se um grande desafio para os sistemas produtores e distribuidores de água, assim como para a saúde pública. Como já citada, dentre os contaminantes emergentes, os fármacos vem se tornando um dos poluentes mais preocupantes no meio científico. A partir disso, uma grande preocupação em relação ao descarte inadequado, as consequências e aos tratamentos adequados de resíduos de fármacos nos recursos hídricos tem despertado grande interesse da comunidade científica e da sociedade como um todo. Pois, vários desses compostos além de serem persistentes no meio ambiente não são completamente removidos nas estações de tratamentos de águas residuais apresentando certa resistência à remoção através de tratamentos convencionais. Além do que, sua presença na água pode vir acarretar impactos negativos tanto para saúde humana quanto para organismos aquáticos.

Com o contexto apresentado, a pesquisa tem como objetivo caracterizar um trecho médio do rio Ipojuca, localizado na cidade de Caruaru-PE, a fim de observar a influencia de ações antrópicas em suas águas, através de análises de fármacos, análise físico-química e de metais. Além do mais, também será realizada caracterização da zona hiporreica, por meios de análises granulométricas, análises de microfitobentos e análise de meiofauna, visto que os meiobentos, presentes na mesma, são sensíveis à poluição, sendo assim, ótimos bioindicadores.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Realizar um estudo sobre a presença de fármacos em um trecho médio do rio Ipojuca, bem como a caracterização da zona hiporreica do trecho estudado.

1.2.2 Objetivos específicos

- Avaliação das condições de qualidade de água dos pontos estudados através de análises físico-químicas e de metais;
- Análise da ocorrência de fármacos no trecho estudado do rio Ipojuca;
- Caracterização física da zona hiporreica dos pontos estudados através de análises granulométricas, de teores de matéria orgânica total e de carbonato de cálcio presente nos sedimentos;
- Caracterização biológica da zona hiporreica dos pontos estudados através de análises da meio fauna bentônica e de microfitobentos.

2 ESTADO DA ARTE

2.1 FÁRMACOS

2.1.1 Gestão de resíduos farmacêuticos

Segundo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), a definição de medicamento é “produto farmacêutico, tecnicamente obtido ou elaborado, com finalidade profilática, curativa, paliativa ou para fins de diagnóstico”, portanto, trata-se de um produto sólido ou líquido composto por um princípio ativo, passível de descarte, tornando-se, assim, um resíduo (BALBINO & BALBINO, 2017).

Desde 2004, o Brasil dispõe de Resoluções que regulamentam o destino dos resíduos sólidos, como a RDC 306/2004 e a 358/2005, respectivamente, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA e Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, que classificam os resíduos de serviços da saúde por grupos. Salienta-se que os medicamentos são classificados como resíduos do grupo B, englobando as substâncias químicas que poderão apresentar risco à saúde pública ou ao meio ambiente, dependendo de suas características (inflamabilidade, corrosividade, reatividade e toxicidade), conforme a NBR 10.004 (ABNT, 2004; ALVARENGA & NICOLETTI, 2010). O objetivo dessa classificação é gerenciar os Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde dentro e fora das unidades geradoras, por ocasião do descarte e quando devem ser tratados e/ou destinados a aterros licenciados. Todavia, os processos de tratamento e de disposição final dos resíduos não são claramente definidos e verifica-se ainda uma ausência de orientação técnico-científica consolidada na legislação brasileira (FALQUETO, KLIGERMAN & ASSUMPÇÃO, 2006).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente, através da resolução 358 (CONAMA, 2005) – que dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde – em atendimento aos princípios da prevenção, da precaução, do poluidor pagador, da correção na fonte e de integração entre os vários órgãos envolvidos para fins do licenciamento e da fiscalização, impôs aos geradores de resíduos sólidos de saúde a responsabilidade pela segregação, acondicionamento, transporte, tratamento e disposição final, ou seja, o gerenciamento desses resíduos.

Em dois de agosto de 2010, o Congresso Nacional promulgou a Lei n.º 12.305 (BRASIL, 2010) instituindo, assim, a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Nela, foram estabelecidas as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos no Brasil, com vistas à gestão integrada e ao gerenciamento ambientalmente adequado desses resíduos (BALBINO & BALBINO, 2017).

Para o estabelecimento desse gerenciamento de resíduos de saúde, fez-se necessária a elaboração de um Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde (PGRSS) que, conforme determina o inciso XI do artigo 2.º da resolução 358 (CONAMA, 2005), trata-se de um documento que descreve as ações a serem elaboradas no manejo.

Embora farmácias e distribuidores de medicamentos sejam obrigados a elaborar o PGRSS em seus estabelecimentos, estes não possuem obrigação legal de recolher os fármacos que sobram dos produtos que vendem, nascendo, portanto, um grande problema, o descarte incorreto de medicamentos pela população.

Em relação ao gerenciamento dos resíduos, três princípios devem ser considerados: reduzir, segregar e reciclar. A primeira providência para um melhor gerenciamento dos resíduos de serviços de saúde é a redução no momento da geração. Evitar o desperdício é uma medida que tem um benefício duplo: economia de recursos não somente em relação ao uso de materiais, mas também em seu tratamento diferenciado. A segregação correta dos resíduos garante o encaminhamento para coleta, tratamento e disposição final especial dos resíduos que realmente necessitam desses procedimentos, reduzindo as despesas com o tratamento ao mínimo necessário (GARCIA & ZANETTI-RAMOS, 2009). De acordo com o artigo 21 da resolução 358 (CONAMA, 2005), os fármacos quando não tratados, devem ter sua disposição final realizada em aterros de resíduos perigosos – Classe 1.

Apesar da incineração e os demais processos de destruição térmica não sejam considerados ideais, eles constituem hoje um conjunto de processos que têm importância relevante em decorrência de suas características de redução de peso, volume e da periculosidade dos resíduos, e conseqüentemente a agressão ao meio ambiente, prevalecendo em diversos países por ser considerado um método viável em termos técnicos e econômicos para o tratamento de resíduos sólidos – inclusive os farmacêuticos e hospitalares. Esta importância tende a crescer no Brasil, como vem ocorrendo nos países desenvolvidos, devido às dificuldades de construção de novos

aterros e necessidade de monitoramento ambiental do local do aterro por longos períodos, inclusive após a desativação. É fundamental, entretanto, que a incineração esteja interconectada a um sistema avançado de depuração de gases e tratamento/recirculação de líquidos de processo, considerando que os gases efluentes de um incinerador carregam grandes quantidades de substâncias em concentrações muito acima dos limites das emissões legalmente permitidas e necessitam de tratamento físico-químico para a remoção e neutralização de poluentes decorrentes do processo térmico empregado (ALVARENGA & NICOLLETTI, 2011).

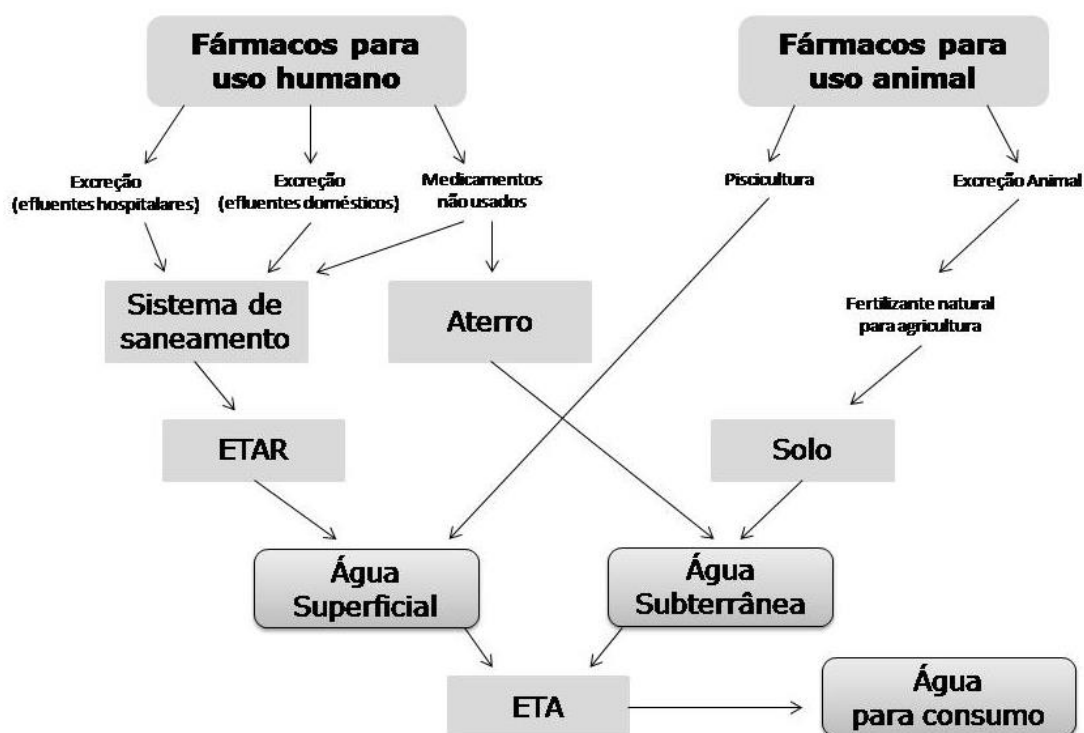
Desta forma, enquanto não for possível a criação de um gerenciamento eficaz de descarte de resíduos medicamentosos gerados, faz-se necessário orientar a população sobre as consequências do descarte indevido de medicamentos, através de programas socioeducativos ou campanhas de arrecadação de medicamentos em desuso, que poderiam ser reaproveitados dependendo das suas condições de apresentação ou encaminhados aos órgãos de saúde competentes (postos de saúde, hospitais, drogarias) para descarte adequado. E assim, contribuir para diminuição dos problemas socioambientais relacionados ao descarte inadequado de medicamentos (CHAVES, 2014).

2.1.2 Descarte inadequado e suas consequências nas matrizes aquáticas.

Para que os medicamentos tenham sua plena ação, devem estar em condições adequadas de uso e dentro do prazo de validade. Estes aspectos são importantes para a eficácia do tratamento e segurança do usuário. Depois de ingerido, esses compostos são parcialmente metabolizados e excretados na urina e fezes, e subsequentemente entram nas estações de tratamento de águas residuais (ETAR), onde são tratados, juntamente com outros constituintes orgânicos e inorgânicos do efluente (TERNES, 1998; GEBHARDT & SCHRÖDER, 2007). Caso haja expiração do prazo de validade, os fármacos vencidos devem ser inutilizados e descartados para evitar problemas relacionados com medicamentos, como intoxicações, uso sem necessidade ou sem indicação, falta de efetividade, reações adversas, poluição do meio ambiente, entre outros (RODRIGUES, 2009).

De acordo com Kummerer (2010), as principais vias de exposição ao ambiente para os diferentes tipos de fármacos podem ser mostradas na Figura 1.

Figura 1 - Rotas de contaminação e exposição humana aos fármacos e desreguladores endócrinos.



Fonte: O Autor, 2019

Nota: Modificado de Kummerer (2010)

Segundo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2017), no Brasil, o descarte de medicamentos em desuso, vencidos ou sobras, é feito por grande parte da população em lixo comum ou em rede pública de esgoto. Atitudes essas que geram agressão ao meio ambiente, além do risco à saúde de pessoas que possam reutilizá-los por acidente ou mesmo, intencionalmente, devido a fatores sociais ou circunstanciais diversos.

A grande preocupação em relação à sua presença na água são os potenciais efeitos adversos para a saúde humana, animal e de organismos aquáticos. Alguns grupos de fármacos merecem uma atenção especial, entre eles, estão os antibióticos e os estrogênios.

Os antibióticos, pelo fato dos mesmos serem responsáveis pelo desenvolvimento de bactérias resistentes, e os estrogênios, pela sua potencialidade em afetar adversamente o sistema reprodutivo de organismos aquáticos, como por exemplo, a feminização de peixes machos presentes em rios contaminados com descarte de efluentes de estações de tratamento de esgoto, como é o caso do estudo

feito por Rodgrer-Gray *et al.* (2001), que estudaram peixes jovens da espécie *Rutilus rutilus* onde foram expostos a concentrações gradativas de efluente de ETE por 150 dias. Os resultados mostraram que a exposição induziu a feminização de peixes machos. Em seguida, foram gradativamente expostos a águas naturais por mais 150 dias, resultando na redução de (Vitogelenina) VTG no plasma, porém, não se observou alteração no sistema sexual feminizado dos peixes, indicando que o desenvolvimento da anomalia no sistema reprodutivo foi permanente.

Outros produtos que requerem atenção especial são os antineoplásicos e imunossupressores utilizados em quimioterapia, os quais são conhecidos como potentes agentes mutagênicos (JOÃO, 2011). Com isso, dependendo da dose e/ou tempo de exposição a essas substâncias químicas, é provável que as mesmas estejam relacionadas com doenças como câncer de mama, testicular e de próstata, ovários policísticos e redução da fertilidade masculina (FOLMAR *et al.*, 2000; CASTRO, 2002)

Outro caso de mutação é o das tartarugas, que foi comprovado por Irwin, Gray & Oberdörster (2001), onde mostraram que as tartarugas fêmeas expostas a estrogênios são afetadas com altos níveis de VTG no plasma. Esses altos níveis de VTG podem alterar o sistema reprodutivo desses animais como, por exemplo, por alterações na produção de ovos.

A Organização Mundial de Saúde (OMS) (2011), devido ao fato da concentração dos fármacos em água serem geralmente menores do que em doses terapêuticas, aponta que provavelmente indivíduos expostos a esta água contaminada não sofra de efeitos adversos e assim não trazem referências de valores formais para qualidade da água em relação a esses contaminantes. Custos elevados e uma disponibilidade limitada de tecnologia para a detecção da grande variedade de fármacos são umas das principais dificuldades na implantação de programas de monitoramento. Além do mais, a OMS também cita que tanto o monitoramento quanto um tratamento específico em águas contaminadas para os fármacos só precisam ser realizados em áreas que ocorra uma contaminação potencial no local.

2.1.3 Anti-inflamatórios não esteroides (AINEs).

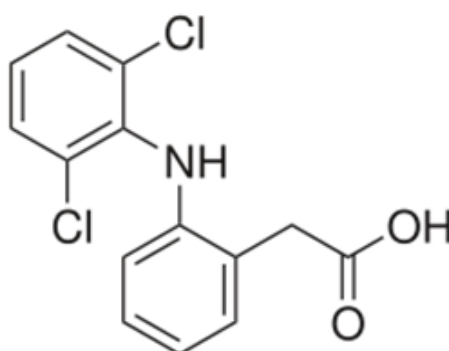
Alguns fármacos, como os anti-inflamatórios não esteroidais (AINEs), pertencem à classe de medicamentos usados de forma extensiva em todo mundo (FENT,

WESTON & CAMINADA 2006). De acordo com Santos *et al.* (2010), os fármacos mais frequentemente detectados em ambientes aquáticos são os AINEs (16%). Aqui no Brasil não é diferente, com isso os anti-inflamatórios, dentre os diversos grupos de fármacos, merece destaque devido ao alto consumo da sociedade. Os AINEs são drogas ou medicamentos capazes de interferir no processo de reação de defesa do organismo sendo largamente utilizados no tratamento da dor (analgésicos), inflamação e febre (antipiréticos) (TAMBOSI, 2008). A grande problemática é que esses medicamentos vêm sendo adquirido pela população em quantidades acima do que geralmente se é recomendado, principalmente pelo fato do mesmo não precisar de receita para ser comprado (SHIN & OH, 2012). O que resulta no desperdício e, provavelmente, no descarte inadequado feito pela população, sendo este um dos motivos desse tipo de droga ser facilmente encontrada em rios e estações de tratamentos de efluentes de indústrias farmacêuticas (MS, 2010).

Baseado nessas informações, na presente pesquisa foram estudados a ocorrência do diclofenaco, dipirona, paracetamol e do ibuprofeno, em um trecho do rio Ipojuca.

O diclofenaco (Figura 2) é uma substância utilizada em cerca de 120 países, existindo há mais de 80 anos. Foi comercializado pela primeira vez no ano de 1974 no Japão (FOYE *et al.*, 1995 *apud* SOUZA & FERRÃO, 2006).

Figura 2 - Fórmula estrutural do diclofenaco.

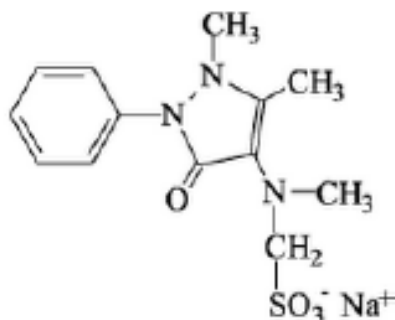


Fonte: Pasquini (2018)

Também conhecida como metamizol, a dipirona (Figura 3) é utilizada como analgésico e antipirético (NAPOLEÃO, 2015). Na Alemanha e na Itália, assim como em alguns outros países, a venda de dipirona é restrita, sendo comercializada apenas

com prescrição médica, diferente de país em desenvolvimento, como é o caso do Brasil, onde a venda é realizada sem restrições (ERGUN, *et al.*, 2004).

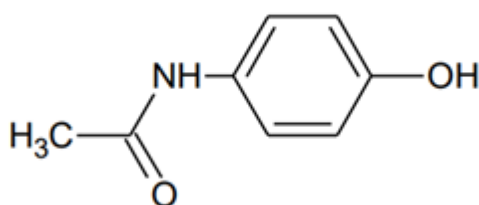
Figura 3 - Fórmula estrutural do dipirona.



Fonte: Cunha (1997)

O paracetamol (Figura 4) foi descoberto no ano de 1893 quando foi possível observar suas propriedades analgésicas e antipiréticas, ou seja, combate da dor e da febre presentes na fenacetina e acetanilida, medicamentos já utilizados desde os anos de 1886 e 1887 (NASCIMENTO, 2007).

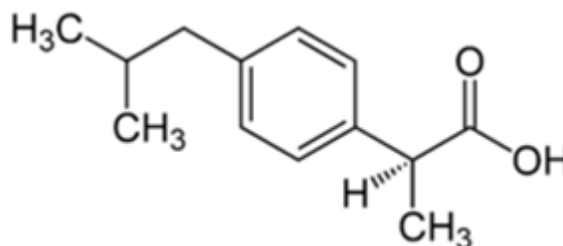
Figura 4 - Fórmula estrutural do paracetamol.



Fonte: Tavares (2018)

O ibuprofeno (Figura 5) foi descoberto em 1961 e comercializado pela primeira vez na Inglaterra, ainda na década de 60. Hoje, estima-se que a produção mundial do ibuprofeno supera os 35 milhões de dólares (RUIZ, 2003).

Figura 5 - Fórmula estrutural do ibuprofeno



Fonte: Pasquini (2018)

2.2 ZONA HIPORREICA

Considerada um ecótono de transição entre as águas superficiais e as águas subterrâneas, a zona hiporreica é uma região onde ocorre uma mistura entre as águas de ambos os ambientes, possuindo características próprias e não pertencendo a nenhum dos dois meios.

Processos erosivos podem vir a ocorrer na bacia hidrográfica, no leito e/ou na margem. Todo solo é resultado da decomposição de rochas por ações de intempéries, e com a zona hiporreica não é diferente. Segundo Merten & Poletto (2006), o processo de degradação do solo e a transferência desses sedimentos para a bacia irá depender de alguns fatores, como a distribuição anual de chuvas, uso e manejo do solo e condições geomorfológicas do terreno. Carvalho (1994) ressalta também que, as partículas estão sujeitas às ações de diversas forças que resultarão em comportamentos diferenciados devido inúmeras variáveis, tais como, tamanho, peso, forma das partículas, do escoamento, velocidade da corrente d'água, entre outras.

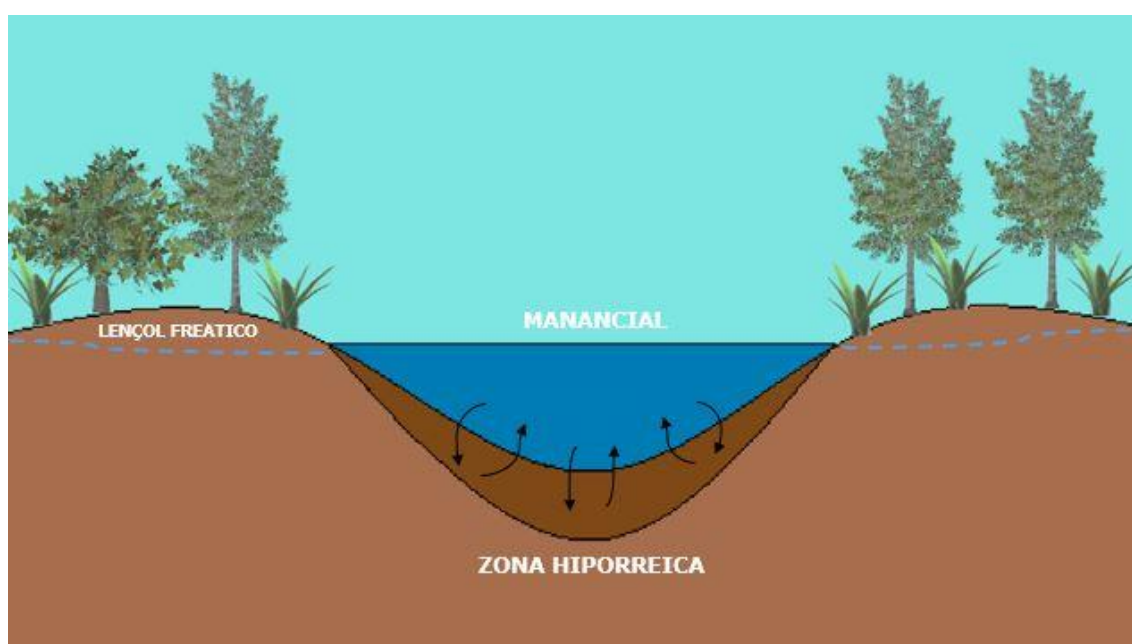
Em ocasiões de chuvas, o escoamento superficial transporta muitos sedimentos para o rio, no qual se movem ou em suspensão ou no leito, rolando, deslizando ou em saltos (CARVALHO, 2000), isso irá depender da fração granulométrica do sedimento.

Os sedimentos mais grossos como os cascalhos se movem apenas ocasionalmente, podendo permanecer muito tempo em repouso, enquanto os sedimentos finos se deslocam com velocidade de acordo com a velocidade do curso da água (EDWARD & GLYSSON, 1999). A medida que o curso d'água se encaminha para a jusante, a granulometria dos sedimentos hiporreicos é cada vez menor junto a isso a erosão vai diminuindo e a tendência de sedimentação vai aumentando (CARVALHO, 1994).

Ou seja, à montante, de acordo com o transporte fluvial do rio, estão estacionados os sedimentos mais grosseiros enquanto os sedimentos mais finos e lamosos, vão para a jusante.

É importante ressaltar que todos esses processos, erosão, transporte e sedimentação, são de suma importância para o entendimento da formação da zona hiporreica, que é o resultado desse mecanismo, um volume de sedimentos localizados no leito do rio (Figura 6).

Figura 6 - Desenho esquemático da zona hiporreica.



Fonte: O Autor, 2019

A zona hiporreica desempenha um papel fundamental na interação rio-aquífero, além de funcionar como um regulador no fluxo de água é considerado um filtro natural capaz de atenuar e desacelerar processos físico-químicos que afetam tanto o meio superficial quanto o ambiente subterrâneo (BRUNKE & GONSER, 1997).

Devido às condições espaciais existentes na zona hiporreica ocorre um armazenamento temporário da água, e é nesse tempo que ocorre a degradação e/ou absorção de nutrientes e poluentes antes de se propagar no corpo d'água (BOULTON & FOSTER., 1998).

A zona hiporreica, biologicamente falando, é um ambiente bastante rico e que sofre diferentes processos de colonização de invertebrados (DOLE-OLIVIER, 2011). Possui uma população bastante dinâmica que podem vir a ser compostas por

micróbios, meiofauna e macro-invertebrados (ENVIRONMENTAL AGENCY, 2005). Dentre os organismos, a meiofauna pode desempenhar um papel bastante importante na formação de biofilmes devida a potencialização do crescimento microbiano (HAKENKAMP & PALMER, 2000). Por serem sensíveis a poluição, os organismos hiporreicos são tidos como ótimos bioindicadores, caso ocorra uma contaminação no ambiente é comum que haja uma mudança na dinâmica populacional desses organismos (US EPA, 1998).

Apesar de inúmeras pesquisas já terem abordado a temática da zona hiporreica e sua importância para o meio aquático, esse ambiente vem sendo um dos mais ameaçados, principalmente por ações antrópicas, e um dos menos protegidos por legislação ambiental no mundo inteiro. (MUNGNAI, MESSANA & DI LORENZO 2015).

Ações antrópicas podem vir a causar danos bruscos a estrutura da zona hiporreica, dentre as atividades humanas causadoras deste impacto destacam-se as dragagens: remoção do sedimento pode comprometer a capacidade natural de atenuação de poluentes da zona hiporreica; construção de barragens: pode levar depósito de sedimentos finos a montante; a gestão inadequada do solo: pode acarretar erosão dos solos devido as atividade agrícolas depositando sedimentos finos em excesso, ocasionando colmatção e eutrofização; construção de barreiras de inundação: degradação da integridade ecológica das zonas ripárias e hiporreicas.

2.3 MICROFITOBENTOS

O microfitobentos (MFB) é formado por organismos unicelulares, principalmente diatomáceas, euglenófitas e cianobactérias, que vivem aderidos a sedimentos mais superficiais (JESUS, 2005), onde podem estar unidos a substratos de origem inorgânica, como grãos de areia e rochas; ou substratos de origem orgânica, como macroalgas e fanerógamas (TRINDADE, 2007).

A produtividade primária dos MFB depende de fatores bióticos, como a taxa de reprodução dos organismos e a herbivoria, e de fatores abióticos, como a radiação solar, a temperatura e os nutrientes disponíveis, uma vez que influenciam de forma direta no processo de fotossíntese (ESTEVEES, 1998).

Os MFB, seres autótrofos que dependem da luz para realização da fotossíntese, estão presentes nas camadas mais superficiais dos sedimentos. Isso indica que o nível de turbidez do corpo d'água pode ser um fator determinante na limitação do

crescimento dos microfitobentos, visto que a alta turbidez da água pode vir a prejudicar a penetração de luz (NETTO *et al.*, 2007).

Uma das principais características do MFB é a capacidade de produzir películas biofilmes na interface sedimento-água, podendo apresentar cores diferentes a depender da composição florística. (MACINTYRE, GEIDER & MILLER, 1996).

Este biofilme, denominado biofilme algal e também camada “fotossintetizante ativa” por Murolo *et al.* (2006), contribui no aumento e estabilidade do sedimento (DE BROUWER *et al.*, 2000; WILTSHIRE, 2000), o mesmo é responsável pela transformação de nutrientes inorgânicos e gás carbônico em matéria orgânica através de sua produção primária (NETTO *et al.*, 2007), além de formar uma barreira física entre o sedimento a coluna d’água, oxigenando a interface entre o sedimento e lâmina da água, contribuindo para reduzir o *input* de nutrientes em excesso, reduzindo a eutrofização do meio (SUNDBÄCK, 2003).

A biomassa dos microfitobentos é geralmente estimada em termos de abundância de clorofila-a por peso de sedimento ou por área, podendo ser também por feopigmentos (BARRANGUET, 1997). Esta estimativa segura é feita por espectrofotometria usando as equações de Lorenzen (1967).

Freitas (2018) afirma que, em uma determinada área, quanto maior for a razão clorofila-a/feopigmentos maior será o indicativo de taxa de herbivoria, devido ao fato que, segundo Hawkins *et al.* (1986), os feopigmentos são produtos da degradação da clorofila-a quando passa pelo trato digestivo de consumidores.

Os MFB em sua produção primária transformam nutrientes inorgânicos e gás carbônico em matéria orgânica (NETTO *et al.*, 2007). Como a meiofauna é o maior consumidor dos MFB, ela é responsável pela transferência do carbono proveniente da produção primária microfitobentônica para a cadeia alimentar. (MONTAGNA; BLANCHARD & DINET, 1995).

Como citado acima, a meiofauna é o maior consumidor dos microfitobentos, acredita-se então que, a dinâmica populacional da meiofauna está ligada a quantidade de biomassa dos microfitobentos no ambiente.

2.4 MEIOFAUNA

A meiofauna é definida como pequenos animais bentônicos, animais que vivem em interação com substratos em ambientes aquáticos, que são retidos em peneiras

com abertura de malha entre 500 µm e 42 µm (MARE, 1942; MARIA, WANDENESS & ESTEVES, 2016).

Além de ocupar uma grande variedade de habitats, ambientes com altas salinidades, como mares profundos até ambientes de água doce, a meiofauna é um grupo ecológico bastante heterogêneo (COULL, 1999).

A distribuição temporal da meiofauna pode estar relacionada a vários fatores físicos, como a temperatura, disponibilidade de alimento, salinidade, e mudanças na estrutura do sedimento (BOUVY & SOYER, 1989).

As condições hidrológicas e geomorfológicas do ambiente são de fundamental importância na determinação das interações e na distribuição populacional da meiofauna.

Diversos estudos demonstraram as complexas relações entre a meiofauna e variáveis ambientais, tais como: a degradação e remineralização da matéria orgânica detritica (PFANNKUCHE & SOLTWEDEL, 1998; CARTES *et al.*, 2002), interações com a macrofauna (DEBENHAM *et al.*, 2004), temperatura, concentração de oxigênio, as características e a composição geoquímica do sedimento (ARMONIES & HELLWIG-ARMONIES, 1987; GIERE, ELEFThERIOU, & MURISON, 1988; CARTES *et al.*, 2002) e os processos hidrodinâmicos (PALMER, 1986).

Os rotíferos por exemplo, são importantes indicadores de condições ecológicas específicas, sendo bastante utilizados na determinação do estado trófico em corpos d'água (BRANCO *et al.*, 2000).

Em um estudo realizado na Venezuela, Vásquez-Suárez *et al.* (2010) observaram que o padrão de diversidade e abundância da meiofauna estava correlacionado com o tipo de sedimento, onde a maior taxa de abundância estava em função dos sedimentos mais lodosos a taxa de diversidade estava para os sedimentos de areia grossa e areia média.

Segundo o Ministério do Meio Ambiente espécies de alguns *taxas*, como os nemátodos, são vetores de patógenos humanos e parasitas animais podendo vir a causar consideráveis problemas de saúde pública e prejuízos em atividades econômicas como de maricultura.

O estudo da meiofauna é recente quando comparado com a macrofauna e envolve uma série de dificuldades associadas às técnicas de estudo, principalmente devido ao diminuto tamanho desses animais (SILVA, GROHMANN & ESTEVES, 1997).

São poucos os estudos realizados no Brasil sobre a meiofauna em águas doce, aqui em Pernambuco, no rio Beberibe, Veras (2015) fez um levantamento da meiofauna presente no ambiente hiporreico, onde foram identificados 7804 indivíduos, sendo nematoda, anelídea e rotífera os indivíduos com maiores representatividades. Freitas (2018) também realizou um levantamento da meiofauna hiporreica no Rio Beberibe, totalizando 4906 indivíduos, onde obteve anelídea e namatoda como grupos dominantes.

Tanto a composição das comunidades meiofaunísticas como suas características vem sendo estudadas a fim de mostrar as suas complexas interações com o meio e com as variáveis ambientais. Maciel *et al.* (2015) estudaram como indicadores de poluição e contaminações urbanas, Cartes *et al.* (2002) analisaram esses animais como potenciais degradadores de matéria orgânica. Tufenkji, Ryan & Elimelech (2002) e Giere (2009) também afirmam que a meiofauna ao favorecer a degradação da matéria orgânica, estimula as atividades microbianas agindo assim na formação do biofilme na interface das águas superficiais com as águas subterrâneas, o que afeta a taxa de infiltração. Quanto mais lenta for a percolação da água, maior será a atenuação dos poluentes, ou seja, a meiofauna apresenta um papel importante na autopurificação da interface interação rio-aquífero.

Zepilli *et al.* (2015) afirmam que uma das características da meiofauna é sua alta sensibilidade as mudanças ambientais, podendo assim, ser estudada como um bom bioindicador tanto para mudanças climáticas, como principalmente para impactos ambientais antrópicos.

Araujo-Castro *et al.* (2009) descrevem que os copepodas são organismos sensíveis a poluentes, e que podem ser utilizados como bioindicadores, possibilitando a avaliação de diferentes vias de exposição a poluentes, como sedimento e água.

Perbiche-Neves *et al.* (2014) observaram que, em uma pesquisa realizada em dois reservatórios profundos, a abundância dos copepodas apresentou forte relação com a condutividade e turbidez da água, obtendo menores taxa de abundância no período de verão.

É neste contexto que LIU *et al.* (2017) apresentam como uma condição primária a preservação da zona hiporreica, principalmente por se tratar do habitat destes organismos, afim de manter o bom funcionamento da absorção de organismos nas interações rio-aquífero.

O Ministério do Meio Ambiente afirma que o número ainda é baixo de grupos diagnosticados como contendo espécies raras ou ameaçadas, o caso de algumas espécies de anelídeas, e que seja possivelmente subestimado, muito se dá pelo fato do pouco conhecimento sobre a biodiversidade, distribuição e ecologia dos diversos grupos existentes.

3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPOJUCA

Localizada na região hidrográfica do Atlântico Nordeste Oriental, fazendo parte das Regiões de Desenvolvimento - RD do Sertão do Moxotó, Agreste Meridional, Agreste Central, Mata Sul e Metropolitana, a bacia hidrográfica do rio Ipojuca possui uma área de 3.435,34 km², que representa 3,49% do território de Pernambuco. O Mapa 1 apresenta a bacia hidrográfica do rio Ipojuca localizada no estado de Pernambuco.

Mapa 1 - Localização da bacia hidrográfica do rio Ipojuca.



Fonte: Modificado de Secretaria de recursos hídricos e energéticos (2011)

A bacia abrange 25 municípios onde 12 deles possuem sua sede dentro da bacia. Desses 12 municípios que possuem sua sede dentro da bacia, Caruaru é o que apresenta maior porcentagem, com cerca de 11,31 % de área na bacia hidrográfica do rio Ipojuca.

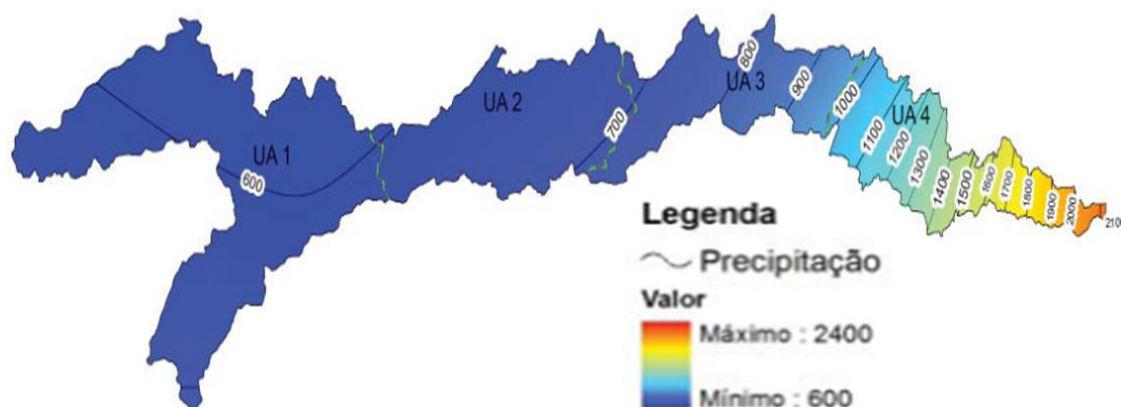
3.1.1 Características climáticas

A chuva é considerada o maior condicionante do clima na região semiárida do Nordeste Brasileiro. Segundo a Secretaria de recursos hídricos e energéticos (2011), dados recolhidos em uma média de 34 anos de 8 estações climatológicas na bacia do Ipojuca, variando entre 1953 a 1993, apontam uma média de 1133,59 mm para os totais anuais precipitados. Nas nascentes, a precipitação fica em torno de 640 mm, de acordo com o deslocamento no sentido litoral a taxa média de precipitação tende a

aumentar, chegando a 2267,05 mm. O clima da bacia hidrográfica do rio Ipojuca é caracterizado como tropical chuvoso de monção com o verão seco.

O período chuvoso acontece em fevereiro e se estende até agosto, onde ocorre cerca de 80% da precipitação média anual. Já o período seco vai de setembro a janeiro. Conforme o Mapa 2, é notável a alta variabilidade da precipitação na bacia hidrográfica do rio Ipojuca, aumentando os valores do agreste ao litoral.

Mapa 2 - Isoietas anuais médias da bacia hidrográfica do rio Ipojuca.



Fonte: Secretaria de recursos hídricos e energéticos (2011)

3.1.2 Usos da água

Até seu trecho médio, o rio Ipojuca é considerado um rio intermitente, tornando-se perene a partir do município de Gravatá. Nesse sentido, os usos da água mais representativos ocorrem em toda a bacia a partir dos reservatórios e no próprio Ipojuca, apenas no seu baixo curso.

Os principais usos das águas da bacia hidrográfica do rio Ipojuca são o abastecimento humano, a agropecuária e o abastecimento de indústrias. Além destes as águas da bacia também são utilizadas para o turismo e lazer, pesca e geração de energia (SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E ENERGÉTICOS, 2011).

A Tabela 1 apresenta os mananciais utilizados para o abastecimento público na bacia hidrográfica do rio Ipojuca. Observa-se que alguns municípios cuja sede está contida na bacia hidrográfica do rio Ipojuca, são abastecidos por mananciais que se situam em bacias próximas. O que mostra a importação de água de bacias vizinhas para complementação do abastecimento da bacia hidrográfica do rio Ipojuca. O

reservatório Jucazinho, por exemplo, situado na bacia do rio Capibaribe abastece os municípios de Caruaru, Bezerros e Gravatá, na bacia hidrográfica do rio Ipojuca.

Tabela 1 - Mananciais da bacia hidrográfica do rio Ipojuca utilizados para abastecimento público.

Município	Manancial	Localidades abastecidas	Vazão média captação (l/s)
Poção	Reservatório Sítio Velho I	Poção	5
	Reservatório Sítio Velho I	Poção	-
Belo Jardim	Reservatório Eng. Sev. Guerra (Bituri)		250
	Reservatório Pedro Moura Jr. (Belo Jardim)	Belo Jardim, Pesqueira, Sanharó, São Bento do Una, Tacaimbó, Cachoeirinha.	150
	Riacho Tabocas		30
Caruaru	Reservatório Taquara	Alto do Moura e São Caetano	70
Gravatá	Reservatório Brejinho	Gravatá	30
	Riacho Clipper	Gravatá	30
Chã Grande	Riacho Macacos	Chã Grande	-
	Riacho Vertentes	Gravatá	190
Primavera	Riacho Jussara	Primavera	-
Escada	Riacho Sapucaji	Escada	90
	Riacho Patachoca	Escada	60
Ipojuca	Reservatório Bitá	Suape e Cabo de Santo Agostinho	400

Fonte: COMPESA, 2009

3.1.3 Fontes poluidoras

As principais fontes potenciais de poluição na bacia do rio Ipojuca são os efluentes industriais, os esgotos domésticos não tratados e os resíduos sólidos lançados a céu aberto, além do uso indiscriminado de agrotóxicos (SOBRAL, 2006).

As contribuições de cargas orgânicas, oriundas de efluentes domésticos, dos municípios que possuem sede na bacia representam 94,7% da carga orgânica doméstica total que aflui à bacia do rio Ipojuca. Os municípios de Caruaru, Gravatá, Belo Jardim, Bezerros e Escada são responsáveis por 79% da carga orgânica lançada

no rio. Deve-se dar maior atenção à cidade de Caruaru, que sozinha representa 42% da carga orgânica doméstica que aflui ao rio Ipojuca (CPRH, 2003).

Em relação aos despejos gerados pelos efluentes industriais, os efluentes agroindustriais são responsáveis por 94% da carga total industrial gerada na bacia, e o setor industrial restante por 6% (CPRH, 2003)

Em relação à carga orgânica total relativa aos esgotos domésticos, despejos industriais e agroindustriais, verificou-se que 28,1% correspondem à poluição por esgotos domésticos; 5,2% pelo setor industrial; e 66,7% pelas agroindústrias (CPRH, 2003). A Tabela 2 apresenta a avaliação da carga orgânica potencial total relativa aos esgotos domésticos, aos despejos industriais e agroindustriais.

Tabela 2 - Avaliação da carga orgânica potencial total por potencial poluidor.

	Carga poluidora (Kg/DBO/dia)	Equivalente populacional (nº habitante)	Contribuição %
Esgoto doméstico	30300,5	561.120,37	28,1
Despejos industriais	5583,6	103.400,00	5,2
Desp. agroindústria	71978,4	1.332.933,33	66,7
Total	107.862,50	1.997.453,70	100

Fonte: Modificada de CPRH (2003).

Em um estudo realizado no rio Ipojuca, na cidade de Caruaru-PE, por Santos (2018), foi observado valores médios para os parâmetros DBO, DQO e OD. No ponto localizado no início da área central de Caruaru foi apresentado um valor médio de 180 mg/L de DBO, 325,75 mg/L de DQO e 0,32 O₂/L de OD, já para o ponto localizado após a área central de Caruaru foi apresentado um valor médio de 107,5 mg/L de DBO, 211,18 mg/L de DQO e 0,25 O₂/L de OD.

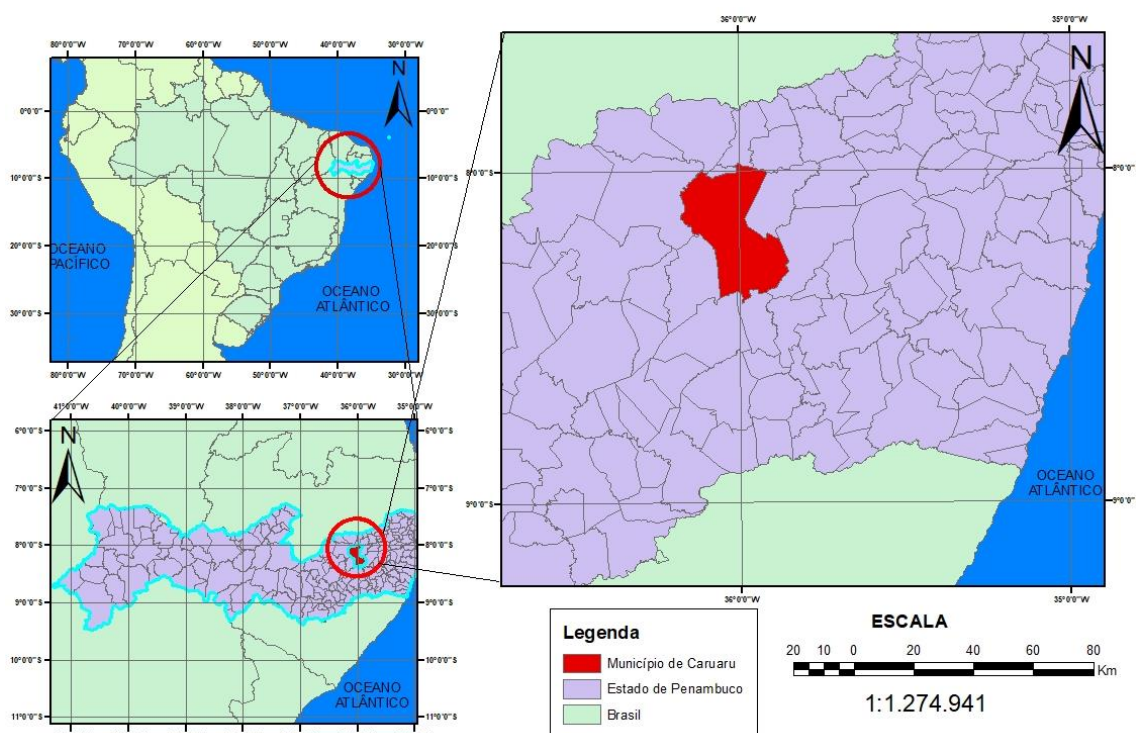
4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE PESQUISA

A pesquisa foi desenvolvida em um trecho médio do rio Ipojuca, localizado na cidade de Caruaru-PE (Mapa 3). Para tanto, foram selecionados dois pontos distintos para serem coletadas as amostras.

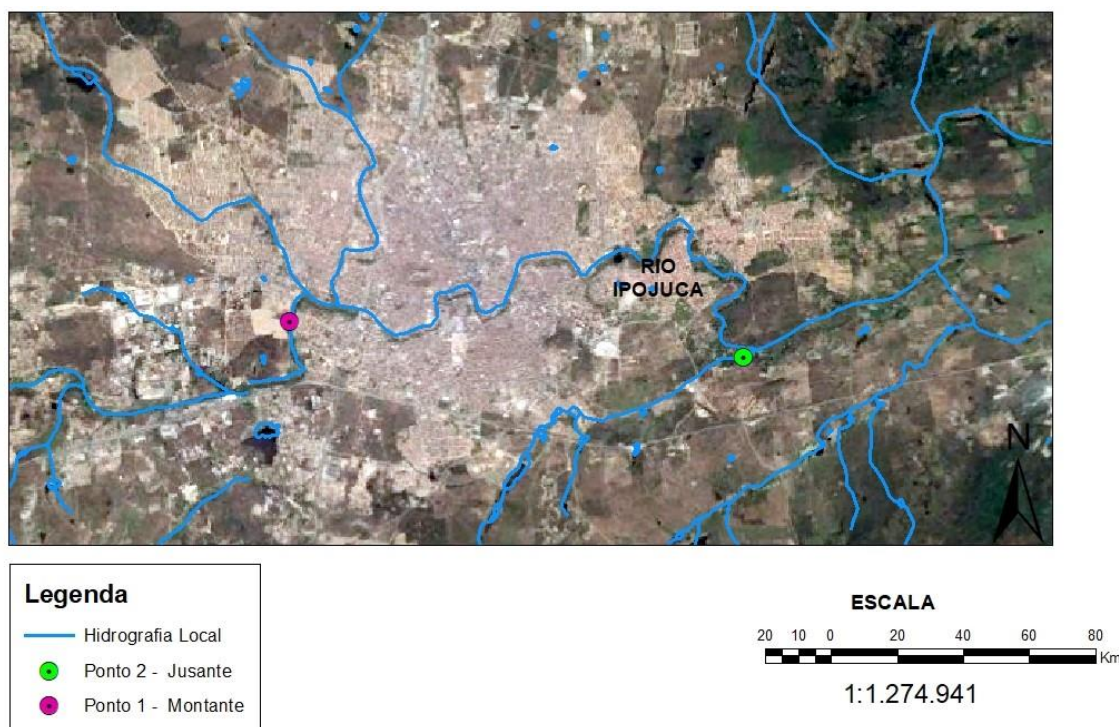
Para identificação dos pontos estudados, foram consideradas do ponto mais a montante para o ponto a jusante, neste caso, o Ponto 1 (P1) está localizado a montante do centro urbano da cidade de Caruaru-PE, enquanto o Ponto 2 (P2) encontra-se a jusante do centro urbano da cidade (Mapa 4).

Mapa 3 - Localização da área de estudo.



Fonte: O Autor, 2019

Mapa 4 - Localização dos pontos de amostragem no trecho médio do rio Ipojuca localizado na cidade de Caruaru-PE.



Fonte: O Autor, 2019

A Tabela 3 apresenta as principais características dos pontos estudados bem como as coordenadas geográficas do mesmo.

Tabela 3 - Características dos pontos de coleta do rio Ipojuca.

Ponto de Coleta	Descrição	Coordenadas Geográficas	Elevação (m)
Ponto 1	Montante de Caruaru	8°17'28.2"S 35°59'38.6"W	503
Ponto 2	Jusante de Caruaru	8°17'48.1"S 35°56'12.2"W	478

Fonte: O Autor, 2019

O Ponto P1 (Fotografia 1), localizado a montante do centro urbano de Caruaru, é uma área que possui boa parte de sua vegetação ciliar conservada e que também está passando por um processo de revitalização da mesma por ações da prefeitura local. Vale salientar também que, apesar do Ponto P1 estar localizado a montante do centro urbano da cidade, o mesmo já sofre influência de despejos de efluentes domésticos e industriais. Na Fotografia 1 observa-se a grande quantidade de

macrófitas aquáticas presentes no Ponto P1, essa foto foi registrada no dia 07/06/2018, entretanto, durante todo o período de coleta o ponto P1 apresentou quantidades de macrófitas visivelmente bastante idêntica a da imagem.

Fotografia 1 - Ponto de amostragem P1 do rio Ipojuca.



Fonte: O Autor, 2019

Como o Ponto P2 (Fotografia 2) encontra-se a jusante do centro urbano da cidade de Caruaru, nesse sentido, é provável que no mesmo se observe mais efeitos de ações antrópica em relação ao Ponto P1. Além disso, foram observadas criações de animais próximo ao ponto de coleta.

Fotografia 2 - Ponto de amostragem P2 do rio Ipojuca.



Fonte: O Autor, 2019

4.2 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA

As análises de parâmetros físico-químicos (pH, turbidez, cor, alcalinidade, dureza, cálcio, magnésio, sódio, potássio, cloreto, sulfato, N-amoniaco, nitrito, nitrato, fosfato total, carbonato e fluoreto) do rio Ipojuca foram realizadas em parceria com a COMPESA. Para tais análises, foram coletados 2 litros de amostra para cada ponto amostragem e dispostas em recipientes de polietileno esterilizados. As análises estavam previstas para serem realizadas durante o período de março/2018 a dezembro/2018, mas por problemas técnicos no laboratório da COMPESA, as análises só foram realizadas até junho/2018.

Para as análises de metais (ferro, manganês, zinco, cobre, chumbo e alumínio), foram coletadas 250 mL de amostra de cada ponto, também dispostas em recipientes de polietileno esterilizados.

Também foram coletadas amostras de 250 mL de amostras dos pontos estudados, em recipientes de polietileno esterilizados.

Após a coleta, as amostras dos parâmetros físico-químicas, de metais e bacteriológicas, foram encaminhadas para o laboratório da COMPESA, o SGCQ (Gerência de Controle de Qualidade). Onde foram realizadas as análises. Onde foi seguido o método de *Standard Methods* (APHA, 2005) para as análises realizadas.

Além do monitoramento qualitativo em laboratório, também foram realizados monitoramento *in loco*, através de medidor multiparâmetros portátil *Hanna*. As medidas foram feitas mensalmente para os parâmetros: temperatura e turbidez durante o período de março/2018 a dezembro/2018.

4.3 ANÁLISE DE PRESENÇA DE FÁRMACOS

Foram realizadas coletas mensais entre março/2018 e dezembro/2018 nos dois pontos estudados do rio Ipojuca, localizado na cidade de Caruaru-PE.

Para as coletas foram utilizados vidros âmbar como recipiente, onde, anteriormente a coleta, os recipientes foram lavados com água, detergente e água deionizada. Posteriormente, os mesmos foram colocados em mufla a 400°C para que pudessem ser eliminados possíveis resíduos orgânicos. Após isso, foram deixadas em solução aquosa contendo Extran 2% (detergente de laboratório neutro) durante 24h, em seguida passaram por um banho de solução de ácido nítrico a 15% também por um período de 24h para eliminação de possíveis materiais orgânicos existentes.

Logo após a coleta as amostras ficavam refrigeradas até o momento da extração. As etapas de coleta e preservação são fundamentais, caso não fossem devidamente preservadas, é provável que as substâncias não mantenham sua composição, assim, mostrando uma composição diferente da inicial na hora da análise.

As amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Engenharia Ambiental e da Qualidade (LEAQ) no Departamento de Engenharia Química da UFPE, onde foram processadas as análises de fármacos.

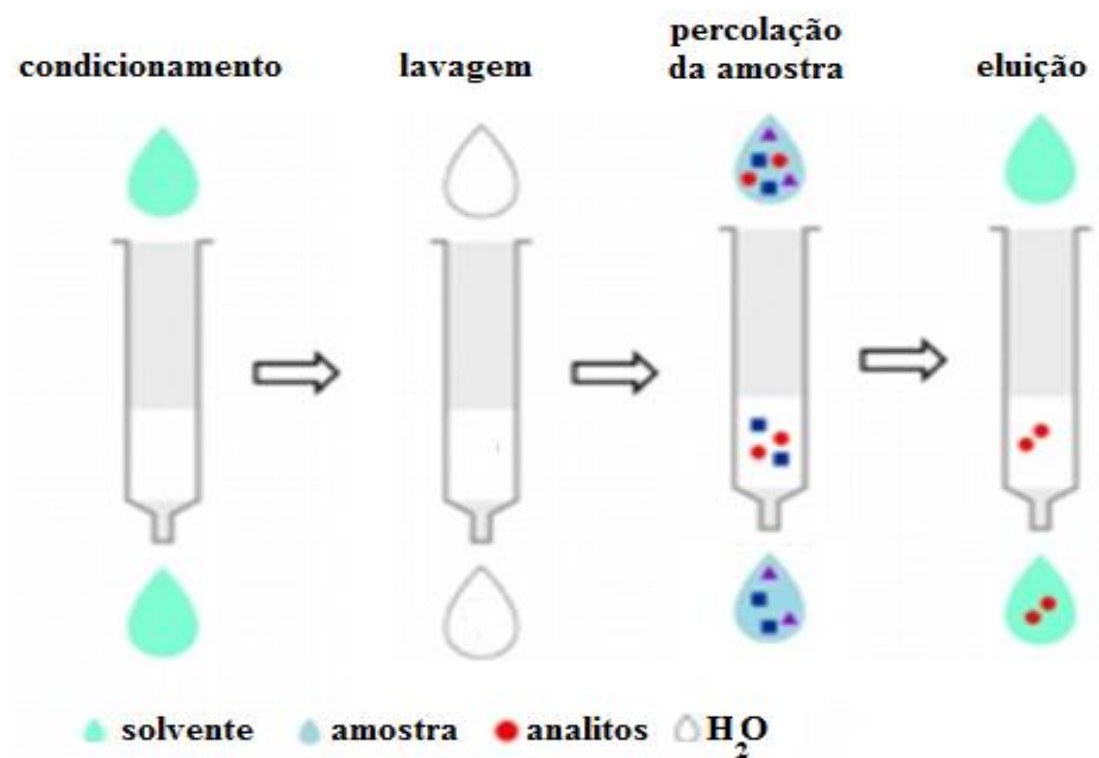
A análise dos contaminantes não são realizadas de forma direta, principalmente pelo fato dos mesmos serem encontrados em baixos níveis de concentração. Nesse caso, existe a necessidade de técnicas de pré-tratamento das amostras, como a extração por fase sólida (YUAN *et al.*, 2013).

Para o procedimento de extração dos contaminantes foi utilizado o processo de extração por fase sólida (EFS). A EFS se tornou cada vez mais abrangente e de maior

aceitação, devido ao fato de que ela apresenta características importantes, tais como: reduzir o nível de interferentes na amostra, minimizar o volume a ser analisado após a etapa de concentração do analito, servir como filtro removendo os particulados da matriz analisada, além de isolar os analitos empregando os métodos da análise cromatográfica clássica (WANG & LI, 2015).

A extração sólido-líquido foi realizada utilizando cartuchos poliméricos *strata-X* operando em fase reversa (500 mg/ 6 mL - Allcrom). Esse tipo de cartucho é capaz de reter fortemente compostos neutros, ácidos e básicos utilizando solventes orgânicos. Para tal procedimento foi utilizada bomba peristáltica (Wilson) operando a uma vazão igual a $10 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$; a fase estacionária foi condicionada com duas alíquotas de 3 mL de acetonitrila (Merck), sendo em seguida adicionadas duas alíquotas de 3 mL de água ultra-pura para realização da lavagem, posteriormente é adicionado 50 mL da amostra coletada, até então todo o produto obtido até esta fase é devidamente descartado, por fim realizamos a eluição com 5 mL do solvente, o produto gerado nesta última etapa é reservado para posteriormente ser analisado (Figura 7).

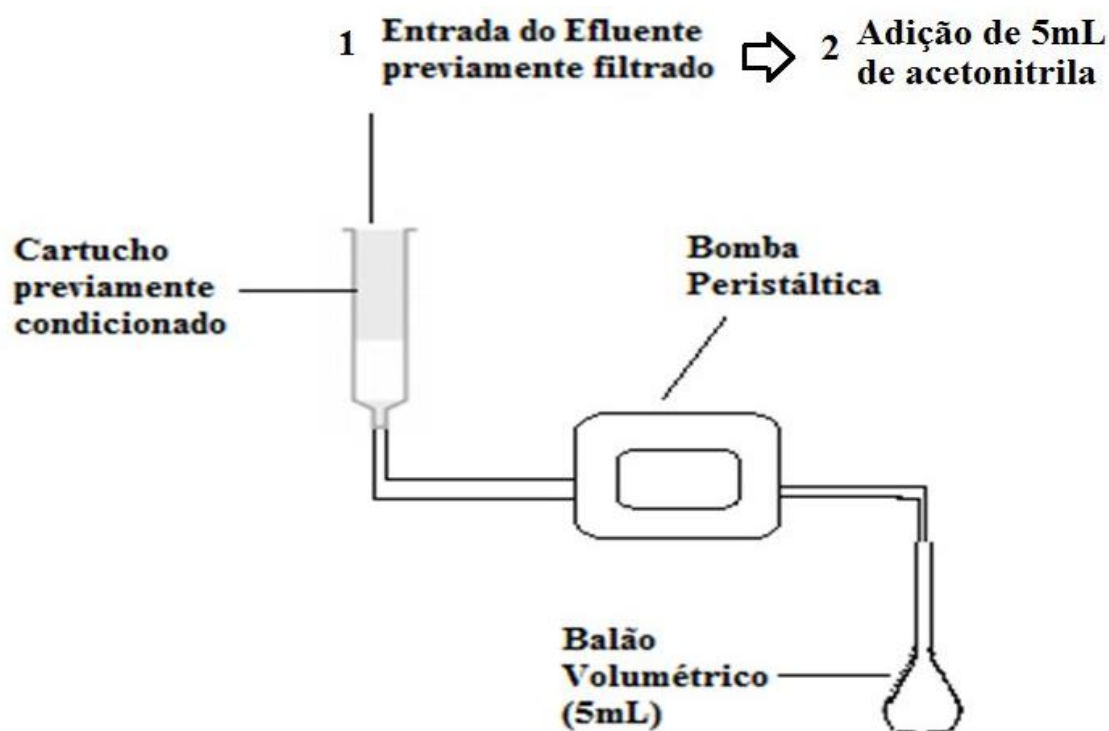
Figura 7 - Etapas envolvidas na EFS: condicionamento do sorvete, adição da amostra, remoção dos interferentes e eluição do analito.



Fonte: Adaptado pela autora de Caldas *et al.* (2011).

A Figura 8 apresenta um desenho esquemático pós o condicionamento do cartucho, em sua fase de filtração da amostra.

Figura 8 - Desenho esquemático da etapa de extração e concentração da amostra analisada.



Fonte: Napoleão (2015).

A metodologia do processo de extração e concentração do projeto de pesquisa aqui exposto, seguiu a validação realizada por Napoleão (2015) para o diclofenaco, a dipirona e o paracetamol, já para ibuprofeno a metodologia do processo de análise seguiu a validação realizada por Monteiro (2017). A quantificação e a identificação dos compostos foram realizadas utilizando o equipamento de CLAE da Shimadzu, equipado com a coluna ULTRA C18 de fase reversa (5 μ m; 4,6 x 250 mm) e detecção UV (SPD-20A) para comprimentos de onda iguais a 285nm. A fase móvel empregada foi composta por uma solução de água acidificada com ácido acético a 10% e acetonitrila numa razão volumétrica de 65:35.

Foram obtidos também dados pluviométricos da Agência Pernambucana de Águas e Climas (APAC, 2018), para fins comparativos e observar a influência da precipitação da área na diluição dos anti-inflamatórios nos pontos estudados. Esse posto está instalado em Caruaru – PE, localizado na bacia hidrográfica do rio Ipojuca nas proximidades do trecho estudado.

A partir dos dados pluviométricos, para uma melhor compreensão do comportamento dos resíduos dos compostos estudados, foi calculado o tempo de concentração da bacia através da fórmula de Kirpich (Equação 1):

$$T_c = 57 (L^3/H)^{0,385} \quad (1)$$

L: Comprimento do curso do rio (km)

H: Diferença de cotas (m).

A partir de então as concentrações de fármacos encontradas foram correlacionadas, através da correlação de Pearson, com dados de alguns parâmetros físicos analisados nos pontos de coletas, turbidez, temperatura e precipitação, parâmetros estes que são pontencialmente influenciadores da concentração de alguns compostos farmacêuticos no meio ambiente.

Garson (2009) afirma que correlação “é uma medida de associação bivariada (força) do grau de relacionamento entre duas variáveis”. O coeficiente de correlação de Pearson (r) pode variar entre -1 a 1. O sinal indica direção positiva ou negativa enquanto o valor sugere a força da relação entre as variáveis. Uma correlação perfeita (-1 ou 1) indica que uma variável pode ser determinada exatamente pela outra, enquanto uma correlação com o valor zero, indica que não há relação linear entre as variáveis. (FIGUEIREDO FILHO & SILVA JÚNIOR, 2009). Os valores encontrados a partir da correlação podem ser classificados de acordo com o grau de relação entre as variáveis: r = 0,10 até 0,30 (fraco); r = 0,40 até 0,6 (moderado); r = 0,70 até 1 (forte). (DANCEY & REIDY, 2005).

4.4 CARACTERIZAÇÃO DA ZONA HIPORREICA

4.4.1 Análise de granulometria, matéria orgânica total e CaCO₃

Ensaio de granulometria fazem parte da caracterização física da zona hiporreica. Na atual pesquisa se faz necessário a investigação dessa área, visto que o uso dos parâmetros granulométricos, além de mostrar as características físicas do sedimento, podem ser utilizados em diferentes combinações, como informações sobre

processos físicos e hidrodinâmicos do ambiente e também da disposição da meiofauna bentônica.

A distribuição granulométrica e o tamanho dos grãos determinam tanto as condições espaciais quanto estruturais do sedimento, nesse sentido, podendo determinar também o meio físico e químico do mesmo. Já que define a área disponível para o estabelecimento do biofilme. Esses são importantes fatores no estudo e descrição dos habitats da meiofauna (GIERE, 2009).

As coletas dos sedimentos para análise granulométrica foram realizadas em três períodos diferentes: uma no verão (novembro/2018), uma no inverno (junho/2018) e uma na fase de transição entre o verão e o inverno (março/2018) que é onde inicia o período chuvoso. Levando em consideração que a pesquisa será realizada no semiárido, quando se faz referência ao verão significa os períodos de estiagem e o inverno significa os períodos chuvosos. As coletas das amostras também serão realizadas em duas profundidades distintas no sedimento (de 0-5 cm e de 5-10 cm).

Assim como nas coletas das amostras da meiofauna, as coletas para a análise granulométrica foram realizadas em duas profundidades (de 0-5 cm e de 5- 10 cm) e em três estações do ano. Para facilitar a identificação das amostras segue a legenda abaixo:

005 = 0 - 5 cm de profundidade

510 = 5 - 10 cm de profundidade

V = Verão (período de estiagem)

I = Inverno (período chuvoso)

T = Transição (período de transição da estiagem para o chuvoso)

Então as amostras serão conhecidas por: 005V, 510V, 005I, 510I, 005T, 510T. Totalizando 6 amostras para cada ponto estudado.

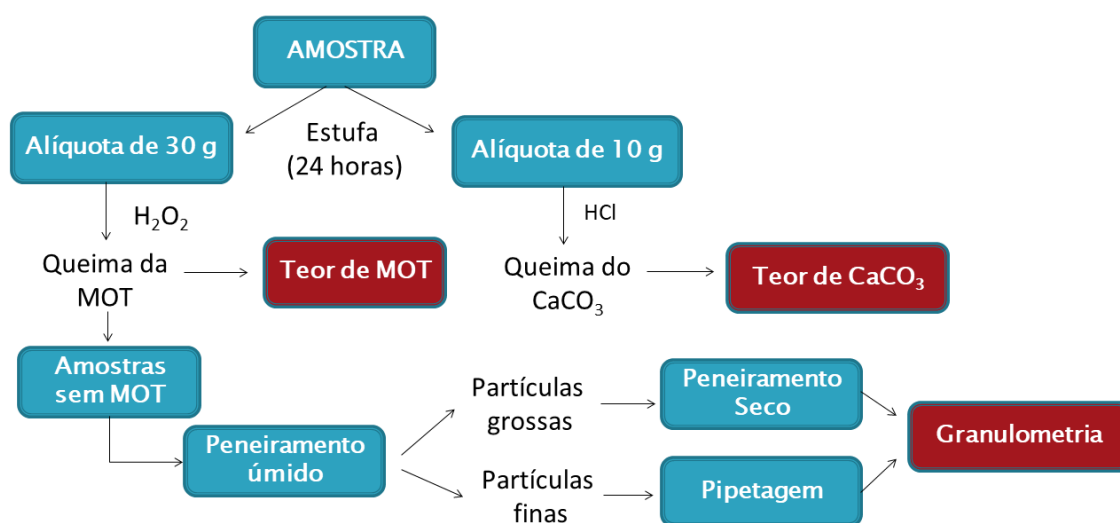
As coletas foram realizadas com um amostrador tipo *Corer*, amostrador cilíndrico de plástico liso e transparente, com área total de 261,31 cm², enterrado a 10 cm de profundidade no sedimento hiporreico, ainda em campo as amostras foram refrigeradas para melhor preservação e em seguida foram levadas ao laboratório.

As análises dos sedimentos foram realizadas na UFPE, no Departamento de Oceanografia (DOCEAN), Laboratório de Oceanografia Geológica (LABOGEO). As análises granulométricas foram feitas por meio de técnicas de peneiramento e

pipetagem descritas em Suguio (1973). Para obtenção dos teores de matéria orgânica total foi seguida a metodologia descrita por Muller (1967) e para os teores de carbonato de cálcio foi seguido o modelo descrito por INGRAM (1971).

A Figura 9 apresenta um infográfico dos processos realizados para obtenção dos teores de matéria orgânica total, carbonato de cálcio e da granulometria.

Figura 9 - Infográfico das etapas dos processos de análise dos teores de matéria orgânica total, carbonato de cálcio e da granulometria.



Fonte: O Autor, 2019

A partir dos resultados alcançados, os dados das frações granulométricas foram plotados no software SYSGRAN versão 3.0 (CAMARGO, 2006). Obtendo-se dados segundo os parâmetros estatísticos de Folk e Ward (1957) e o diagrama de fáceis texturais de Shepard (1954).

4.4.2 Análise de microfitobentos

As análises de microfitobentos, assim como as análises de meiofauna, fazem parte da caracterização biológica da zona hiporreica. Por fazerem parte da cadeia alimentar da meiofauna hiporreica, é considerado um parâmetro biológico bastante importante para presente pesquisa, principalmente por serem bioindicadores e serem utilizadas em combinações com os meiobentos hiporreicos.

Bem como as coletas de sedimentos para as análises granulométricas e de meio fauna, as coletas dos sedimentos para análise dos microfitobentos foram realizadas nos mesmos períodos: uma no verão (novembro/2018), uma no inverno (junho/2018) e uma na fase de transição entre o verão e o inverno (março/2018) que é onde inicia o período chuvoso.

As coletas das amostras foram realizadas no sedimento superficial da zona hiporreica, com auxílio de um amostrador de 1,13 cm² de área transversal e 2 cm de profundidade. Assim como as amostras da meiofauna foram realizadas análises replicadas para cada ponto em cada uma das três campanhas.

Após coletadas, as amostras foram armazenadas em frascos âmbar, e levadas a UFPE, para o Centro de Biociências (CB), no Laboratório de Dinâmica de Populações da UFPE (LABDIN) no Departamento de Zoologia.

As análises dos microfitobentos foram realizadas através da metodologia descrita em Colijn & Dijkema (1981), a estimativa de quantidade de biomassa microfitobentônica é realizada a partir das equações de Lorenzen (1967), onde são obtidos valores das concentrações de clorofila-a e feopigmentos.

A Figura 10 apresenta um infográfico dos processos realizados para análise dos microfitobentos.

Figura 10 - Infográfico dos processos de análise dos microfitobentos.



4.4.3 Análise da meiofauna

O levantamento dos indivíduos e a composição da meiofauna existente na zona hiporreica faz parte da caracterização biológica desse ecótono.

Segundo Bett (1988), pequenas amostras já são suficientes para análises da comunidade da meiofauna uma vez que um grande número de indivíduos e espécies são encontrados em pequenos volumes de sedimento. Nesse sentido, as coletas das amostras foram feitas com um amostrador *corer*, com área total de 261,31 cm², o mesmo utilizado para os ensaios de granulometria.

As coletas dos sedimentos para análise dos meiobentos foram realizadas em três períodos diferentes: uma no verão (novembro/2018), uma no inverno (junho/2018) e uma na fase de transição entre o verão e o inverno (março/2018) que é onde inicia o período chuvoso. Levando em consideração que a pesquisa foi realizada no semiárido, quando se faz referência ao verão significa os períodos de estiagem e o inverno significa o período com maior taxa de precipitação. As coletas das amostras também serão realizadas em duas profundidades distintas no sedimento (de 0-5 cm e de 5-10 cm), além de réplicas e tréplicas. Para facilitar a identificação das amostras segue a legenda abaixo:

005 = 0 - 5 cm de profundidade

510 = 5 - 10 cm de profundidade

V = Verão (período de estiagem)

I = Inverno (período chuvoso)

T = Transição (período de transição da estiagem para o chuvoso)

A = Amostra

B = Réplica

C = Tréplica

Então as amostras foram denominadas por: 005VA, 510VA, 005IA, 510IA, 005TA, 510TA, 005VB, 510VB, 005IB, 510IB, 005TB, 510TB, 005VC, 510VC, 005IC, 510IC, 005TC, 510TC. Totalizando 18 amostras para cada ponto analisado.

Após a coleta dos sedimentos, os mesmos foram armazenados em recipientes plásticos, devidamente identificados e imersos em formaldeído a 10% para sua conservação até o momento de sua triagem.

Posteriormente os recipientes foram levados para UFPE, para o Centro de Biociências (CB), onde foram analisados no Laboratório de Dinâmica de Populações da UFPE (LABDIN) no Departamento de Zoologia. Os sedimentos hiporreicos passaram por uma lavagem com água filtrada em peneiras geológicas com aberturas de malha de 500 µm, 200 µm, 100 µm e 45 µm, possibilitando a extração da meiofauna presente nos sedimentos. Os organismos retidos na malha de 500 µm de abertura não foram analisados por não fazer parte da meiofauna, os demais que foram retidos nas peneiras de menor abertura foram postos em novos recipientes plásticos e novamente imerso ao formol, dessa vez a 4%, além de corados com Rosa de Bengala, com o intuito de facilitar sua identificação e contagem. Após um período ≥ 24 h a coloração já está adequada para a triagem das amostras.

As amostras foram analisadas com o auxílio de um microscópio estereoscópico com aumento de 4x em placa de *Dollfus*. A identificação se deu em nível de grandes grupos.

Vários autores já utilizaram desta metodologia adotada para quantificação da meiofauna, Chaddad *et al.*, (2013) em parias, Barreto (2014) em ambientes recifais, Castro (2003) em uma área estuarina em plena zona urbana e Veras (2015) e Freitas (2018) na caracterização da zona hiporreica de um trecho urbano do rio Beberibe.

Para calcular a densidade foi utilizada a área referente ao círculo do corer (11,33 cm²). A densidade meiofaunística das amostras foi uniformizada para valores correspondentes a indivíduos / 10 cm², a partir da Equação (2):

(2)

$$D = (N / V) \times 10$$

Onde:

D = densidade;

N = número total de organismos presentes na amostra;

V = volume da amostra (cm²).

Foi utilizada a análise de variância multivariada por permutação (PERMANOVA) (ANDERSON, 2001; MCARDLE & ANDERSON, 2001) a partir da matriz de similaridade de BrayCurtis com dados transformados em raiz quadrada para verificar as diferenças significativas na estrutura da comunidade. A PERMANOVA foi executada usando o software *Primer*® v.6 (*Plymouth Routines in Multivariate*

Ecological Researches). O nível de significância foi fixado em $p < 0.05$ para todas as análises. As análises Multivariadas foram baseadas nos métodos propostos por Clarke e Warwick (1994).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 MONITORAMENTO QUALI-QUANTITATIVO

O procedimento do monitoramento qualitativo foi realizado a fim de conhecer a característica das águas analisadas. Na presente pesquisa, como já mencionado anteriormente, foram realizadas coletas de águas em dois pontos distintos, um a montante (Ponto P1) do centro urbano da cidade de Caruaru-PE e outro a jusante (Ponto P2) da mesma no intuito de, além de caracterizar o trecho do rio, fazer um grau comparativo entre os pontos analisados e ver se os mesmos se encontram dentro dos padrões estabelecidos pela resolução 357 (CONAMA, 2005) para rio de classe II.

Os valores mínimos, máximos e as médias dos parâmetros avaliados em cada ponto do rio Ipojuca estudado podem ser vistos na Tabela 5.1, bem como o valor padrão máximo permitido da resolução 357 (CONAMA, 2005).

Tabela 4 - Valor padrão máximo permitido da resolução 357 (CONAMA, 2005) para rios de classe II, concentrações encontradas no período de março a junho e médias dos parâmetros avaliados em cada ponto do rio Ipojuca estudado.

Parâmetros	Valor Padrão CONAMA 357/05	Ponto 1					Ponto 2				
		Março	Abril	Maió	Junho	Média	Março	Abril	Maió	Junho	Média
pH	6,5 a 9	7,2	7,3	6,9	6,8	7,05	6,9	6,8	7,4	7,3	7,10
Dureza (mg/L)	500	190,86	178,8	216,2	312,6	224,62	234,84	263,8	277,6	221,4	250,00
Cloreto (mg/L)	250	21,42	237,7	523,3	330	278,11	2869,73	497,7	370,1	229,9	992,00
Sulfato (mg/L)	250	6,555	175,3	170,5	115,1	116,86	3531,07	50,2	114,9	63,2	940,00
N amoniacal (mg/L de N)	3,7	-	22,35	0,89	1,452	8,23	-	4,43	17,9	20,5	14,28
Nitrito (mg/L de N)	1	<0,001	2,1	0,001	0,151	0,75	<0,001	6,9	0,001	<0,001	3,45
Nitrato (mg/L de N)	10	0,18	0,141	1,32	0,897	0,63	3,98	0,199	0,799	0,79	1,44
Fosfato Total (mg/L de P)	0,03	1,932	1,56	1,052	0,834	1,34	1,555	1,744	1,75	1,775	1,71
Fluoreto (mg/L)	1,4	<0,001	0,87	0,479	0,374	0,57	<0,001	0,92	0,436	0,404	0,59
Glifosato (ug/L)	65	<0,001	<0,001	-	-	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Bromato (mg/L)	0,01	<0,001	<0,001	0,001	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Lítio Total (mg/L de Li)	2,5	-	<0,001	0,001	0,001	0,00	-	0,001	0,001	0,004	0,00
Ferro (mg/L)	0,3	0,556	0,54	0,904	2,811	1,20	1,089	0,697	0,854	0,49	0,78
Manganês (mg/L)	0,1	0,558	0,488	0,825	0,7	0,64	2,194	1,482	0,715	0,52	1,23
Zinco (mg/L)	0,18	<0,100	<0,100	<0,001	<0,001	<0,001	<0,100	<0,100	<0,001	<0,001	<0,001
Cobre (mg/L)	0,009	<0,100	<0,100	<0,001	<0,001	<0,001	<0,100	<0,100	<0,001	<0,001	<0,001
Chumbo (mg/L)	0,01	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Alumínio (mg/L)	0,1	<0,100	0,544	1,8	-	0,81	1,557	1,125	1,264	-	1,32

Fonte: O Autor, 2019

Na Tabela 4 é possível observar todos os parâmetros físico-químicos e de metais analisados. No comparativo entre os pontos de coleta, pode-se observar que, as médias encontradas dos valores de concentração de cada parâmetro nas campanhas realizadas, o Ponto P2 obteve valores mais elevados na maioria dos parâmetros, com exceção do Ferro, em que o valor médio do Ponto P1 foi superior, além do glifosato, bromato, chumbo, cobre e zinco onde ambos os pontos obtiveram valores mais uniformes.

Comparando os valores médios encontrados com o valor padrão máximo permitido pela resolução 357 (CONAMA, 2005) para rios de classe II, o cloreto, N amoniacal, fosfato total, ferro, manganês e alumínio apresentaram valores acima do permitido em ambos os pontos. O sulfato e o nitrito apresentaram médias acima do permitido pela resolução apenas no Ponto P2.

Observando o nitrato, apesar de ambos os pontos atenderem a resolução 357 (CONAMA, 2005) é possível observar que o Ponto P2 apresenta valores mais altos que o Ponto P1. O nitrato é consumido por vegetais presentes na água, principalmente macrófitas (DUNIGAN, PHELAN & SHAMSUDDIN, 1975; VALITUTTO 2004), muito presentes no Ponto P1, o ponto localizado na jusante do centro urbano de Caruaru. As macrófitas aquáticas podem ser utilizadas como atenuador de diversos metais, de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio, e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) das águas, além de reduzir concentrações de coliformes (Matni, 1996). No Brasil, são diversos os estudos que vêm sendo desenvolvido para analisar o papel das macrófitas aquáticas na atenuação de poluentes no meio aquático. Diniz *et al.* (2005) em um estudo em Campina Grande-PB, observaram a remoção de de DBO5, N-amoniacal, N-nítrico, Fósforo total e coliformes termotolerantes. Gonçalves Júnior *et al.* (2008) observaram a eficiência de macrófitas aquática em remover metais pesados tóxicos como Cd, Pb e Cr onde também podem ser utilizadas como bioindicadores. Araújo *et al.* (2018) avaliaram a eficiência das macrófitas aquáticas como filtros biológicos em um lago intermitente situado em Várzea Grande-MT, onde os parâmetros que apresentaram maiores reduções em sua concentração foram dureza, cloretos e demanda bioquímica de oxigênio. Essa pode ser um dos fatores pelo qual o ponto P2 apresenta concentrações médias inferiores ao ponto P1 na maioria das amostras, um tratamento natural, advindo das macrófitas aquáticas presente no ambiente.

Como visto na Tabela 4, tanto o Ponto P1 quanto o Ponto P2 apresentaram valores acima do valor padrão exigido pela portaria. O Ponto P1 apresentou um valor médio de 278,1 mg/L e o Ponto P2 um valor médio de 991,8 mg/L. Freitas (2018) em um estudo realizado no rio Beberibe, observou que as concentrações de cloreto em todas as amostras realizadas estavam acima do valor máximo permitido pela resolução 357 (CONAMA, 2005). O cloreto é o ânion inorgânico que mais ocorre em diferentes concentrações nas águas naturais (SILVA, 1997). Santos & Rocha (2009) afirmam que os cloretos são alguns dos principais ânions inorgânicos encontrados nos esgotos domésticos e rejeitos industriais, podendo ser utilizado como indicador de poluição antrópica para os corpos d'água. Com o exposto, é provável que as águas do rio Ipojuca do trecho estudado sofram com despejos, principalmente de esgotos domésticos, visto que o mesmo está localizado próximo a áreas urbanas. Como o Ponto P2 está a jusante do centro urbano da cidade de Caruaru-PE, deve sofrer mais com as águas residuais oriundas de efluentes domésticos, por isso apresenta maiores teores de concentração de cloreto.

O sulfato apresentou valores médios acima do permitido pela resolução 357 (CONAMA, 2005) exclusivamente no Ponto P2 (939,84 mg/L). As fontes de sulfatos para os ambientes aquáticos são, principalmente, decomposição de rochas, chuvas ácidas e atividades agropecuárias. Altas concentrações de sulfato em águas naturais são mais comuns associadas à presença desses minerais (PARRON, MUNIZ & PEREIRA 2011).

Assim como ocorreu com o cloreto, ambos os pontos apresentaram concentrações de N amoniacal acima do valor padrão exigido pela resolução 357 (CONAMA, 2005) que é de 3,7 mg/L de N. Apesar do Ponto P2 apresentar uma média (14,27 mg/L de N) maior que o Ponto P1 (8,23 mg/L de N), o Ponto P1 foi quem apresentou o maior valor máximo, com concentração de 22,35 mg/L de N enquanto o valor máximo do Ponto P2 foi de 20,5 mg/L de N. Águas ricas em matéria orgânica, apresentam elevação das concentrações de amônia (SPERLING, 1996; PEREIRA & MENDONÇA, 2005). O nitrogênio amoniacal é um dos primeiros passos da decomposição da matéria orgânica, sua presença pode ser indicativo de contaminação recente (ALABURDA & NISHIHARA, 1998).

O nitrito se apresentou em concentrações médias acima do valor padrão exigido pela resolução 357 (CONAMA, 2005) apenas no Ponto P2 com concentração de 3,45 mg/L de N. Considerado um contaminante ambiental de larga expansão para corpos

d'água (AYDIN, ÖZGEN & SÜLIN, 2005), o nitrito é um estado de oxidação intermediário de nitrogênio, e ocorre tanto pela oxidação do amônio, como pela redução do nitrato. Ambos os processos ocorrem em águas naturais (PESSOA NETO & KORN, 2006). O excesso desses íons em corpos d'água são, principalmente, resultante das atividades agrícolas, e pode causar a eutrofização do ecossistema (GARDOLINSKI, DAVID & WORSFOLD, 2002). Aprile & Parente (2003) em um estudo qualitativo realizado no rio Ipojuca observaram concentrações máximas para o nitrito encontrada de $1,84 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto que a mínima foi de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$. Para o N amoniacal foi observado, o maior $29,63 \text{ mg L}^{-1}$, já as menores concentrações foi $0,09 \text{ mg L}^{-1}$. Aprile e Parente (2003) afirmam que es comportamento bastante variável dos parâmetros não está ligado necessariamente a fontes poluidoras, podendo ser explicado por alterações momentâneas, como taxa de precipitação, material carreado dos solos adjacentes e/ou por atividades bacterianas.

Para o fosfato total, ambos os pontos também apresentaram valores de concentração acima do permitido pela resolução vigente. Ocorrendo o mesmo evento do N amoniacal, apesar do Ponto P2 apresentar a média ($1,70 \text{ mg/L}$ de P) maior que a média do Ponto P1 ($1,34 \text{ mg/L}$ de P), foi o Ponto P1 quem apresentou maior concentração entre as análises. O despejo impróprio de esgotos domésticos e atividades agropecuárias são os principais fatores que influenciam na concentração deste parâmetro (LUCIO, SANTOS & SILVA, 2012). Próximo aos pontos P1 e P2 é possível observar algumas atividades de caprinocultura e suinocultura. Tais fatos podem explicar as concentrações do fosfato total superiores ao estabelecido pela resolução. Castro (2018) em um estudo realizado em doze reservatórios da bacia do rio Piranhas-Açu, semiárido do estado do Rio Grande do Norte observou que o parâmetro fósforo total estava acima do estabelecido pela resolução 357 (CONAMA, 2005) para rios de classe II para todos os reservatórios.

Os valores da concentração do ferro estavam em maiores concentrações no Ponto P1 com uma média de $1,2 \text{ mg/L}$, enquanto o Ponto P2 apresentou uma média de $0,78 \text{ mg/L}$. Ambos acima do permitido pela resolução 357 (CONAMA, 2005). Franco & Hernandez (2009) afirmam que a presença do ferro pode ser oriunda do tipo de solo que compõe a bacia hidrográfica, que, pela ação da enxurrada são lixiviados e podem ser levados para o leito do rio e contribuir com o aumento desse elemento na água. Richter & Azevedo Netto (1991) acrescentam que teores elevados de ferro

são encontrados em águas superficiais ricas em matéria orgânica e em águas poluídas por certos resíduos industriais e de atividades de mineração.

O manganês e o alumínio também apresentaram valores médios acima do valor permitido pela resolução vigente (0,1 mg/L para ambos) o Ponto P1 com valores médios de 0,64 e 0,8 mg/L, respectivamente, e o Ponto P2 com 1,22 e 1,31 mg/L. Costa *et al.* (2018) em um estudo realizado em um rio do semiárido piauiense observaram variações no parâmetro alumínio principalmente entre a área de menor interferência humana e o ponto de coleta após a área urbanizada da cidade onde os maiores valores percebidos foram 0,5 mg.L⁻¹.

Fontes de contaminação antropogênica como os despejos domésticos, industriais e ao chorume oriundo lixões promoverem a mobilização de metais naturalmente contidos no solo, como alumínio, ferro e manganês também são potenciais fontes de nitrato e substâncias orgânicas extremamente tóxicas ao homem e ao meio ambiente. (NORDBERG *et al.*, 1985). Alguns efeitos negativos como coloração e sabor podem ser atribuídos a presença de ferro e manganês nos corpos d'água (CARLSON *et al.*, 1997).

5.2 ANÁLISE DE FÁRMACOS

Foram realizadas análises de compostos farmacêuticos a fim de verificar a presença dos mesmos no trecho estudado do rio Ipojuca. Dentre os quatro compostos estudados, apenas o diclofenaco e o ibuprofeno apresentaram níveis detectáveis.

A Tabela 5 apresenta as concentrações dos compostos para cada amostra e ponto analisado.

Tabela 5 - Concentração ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) dos fármacos analisadas.

Mês	Diclofenaco		Dipirona		Paracetamol		Ibuprofeno	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
Março	10,02	9,44	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Abril	1,756	10,25	ND	ND	ND	ND	39,66	31,21
Maio	7,46	9,39	ND	ND	ND	ND	11,64	45,506
Junho	8,452	2,454	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Julho	0,554	4,154	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Agosto	2,755	1,635	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Setembro	3,054	1,36	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Outubro	1,954	3,692	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Novembro	8,452	2,454	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Dezembro	9,927	4,154	ND	ND	ND	ND	ND	ND

ND = não detectado.

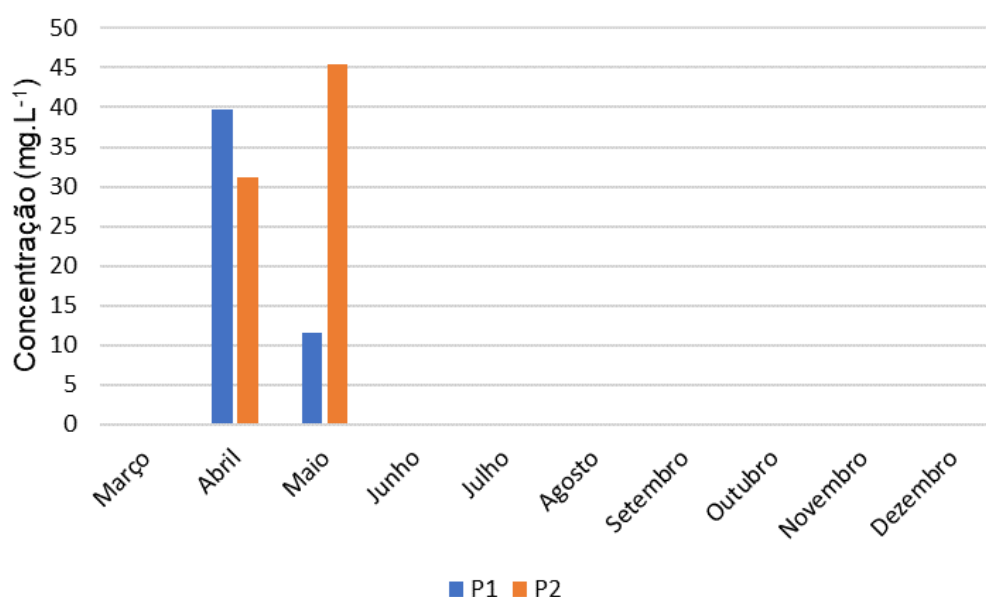
Fonte: O Autor, 2019

Como visto na Tabela 5, o dipirona e paracetamol não apresentaram concentrações a níveis detectáveis. Já o o diclofenaco esteve presente em todas as amostras coletadas, enquanto o ibuprofeno não foi possível detectar na primeira campanha. Segundo Schwaiger *et al.* (2004), o diclofenaco é um dos fármacos detectados em maior frequência no ambiente aquático.

Monitoramentos de fármacos realizados em águas superficiais em Berlim, na Alemanha, teve como composto farmacológico mais abundante o diclofenaco (HEBERER, 2002). Ragassi (2018) realizou o monitoramento de fármacos em águas superficial no córrego de Marrecas, localizado no município de Dracena - SP, dentre os fármacos analisados a maior concentração foi a do diclofenaco ($0,458 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), seguida pelo ibuprofeno ($0,120 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Na presente pesquisa, apesar do diclofenaco apresentar maior frequências nas amostras analisadas, as maiores concentrações foram observadas nas análises de Ibuprofeno ($45,506 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

Os Gráficos 1 e 2 apresentam o comportamento sazonal dos dois compostos que foram detectáveis nos pontos estudados, o ibuprofeno e o diclofenaco respectivamente.

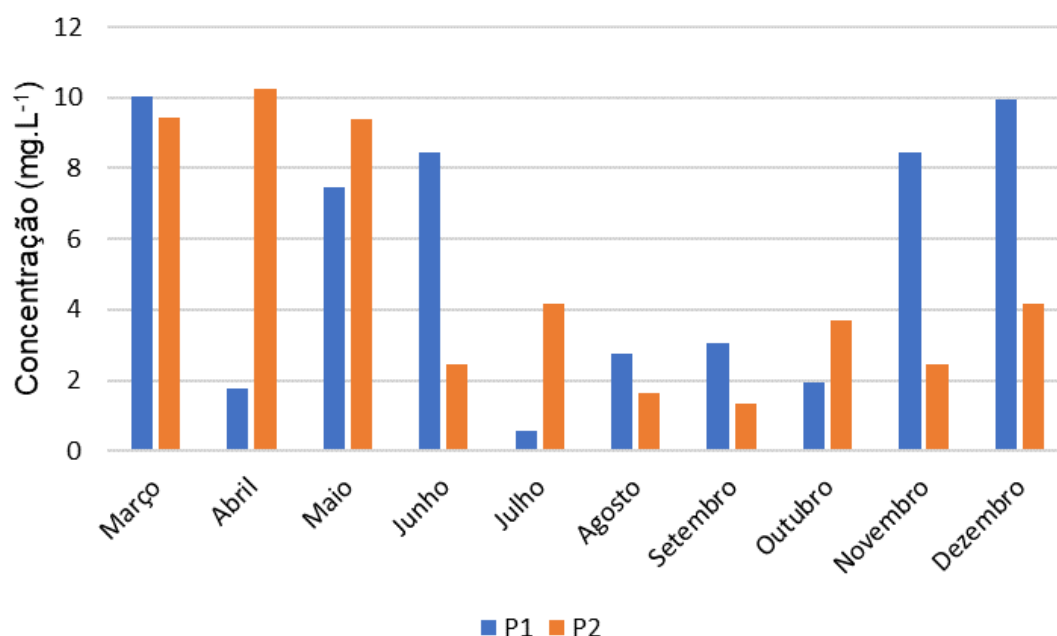
Gráfico 1 - Comportamento da concentração do ibuprofeno de acordo com os pontos e amostras analisadas.



Fonte: O Autor, 2019

O Gráfico 1 apresenta o comportamento do ibuprofeno, diferente do diclofenaco, o ibuprofeno se apresentou em níveis detectáveis apenas em dois meses dos dez estudados, em abril e maio. No mês de abril foi onde o composto foi observado em maiores concentrações no Ponto P1 com $39,66 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, tendo uma diminuição considerável no mês posterior, onde foi observada uma concentração de $11,64 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Já para o Ponto P2, a maior concentração foi observada no mês de maio, com $45,50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, no mês de abril foi apresentada uma concentração de $31,21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Levando em consideração o fato do composto ter sido observado apenas em dois meses dos dez analisados, é provável que tenha ocorrido algum evento antrópico, nesse período de tempo, que tenha sido responsável por esse fato. Pereira *et al.* (2017), em seus estudos, não detectaram a presença do ibuprofeno em suas amostras coletadas em rios portugueses que recebem efluente de estações de tratamento de esgoto.

Gráfico 2 - Comportamento da concentração do diclofenaco de acordo com os pontos e amostras analisadas.



Fonte: O Autor, 2019

No Gráfico 2 é possível observar que o comportamento do diclofenaco difere entre os pontos e de acordo com a sazonalidade. No Ponto P1 os níveis mais baixos foram encontrados nos meses entre julho e outubro, além do mês de abril. No Ponto P2 a partir de junho já se observa uma baixa nas concentrações do composto. Comparando as concentrações entre os pontos, o Ponto P1 apresentou concentrações superiores ao Ponto P2 na maioria das amostras chegando a sua maior concentração em $10,02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no mês de março, em contrapartida, o Ponto P2 foi quem apresentou a maior concentração para o composto, onde atingiu uma concentração de $10,25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no mês de abril. Já a menor concentração foi apresentada pelo Ponto P1 ($0,554 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) no mês de julho. A menor concentração observada no Ponto P2 foi de $1,36 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no mês de setembro.

Madikizela & Chimuka (2017) avaliaram a presença do diclofenaco no rio Mbokodweni, na África do Sul, onde a maior concentração para o composto encontrada foi de $9,69 \times 10^{-6} \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Pereira *et al.* (2017) detectaram a presença do diclofenaco em rios portugueses que recebiam efluente de ETES. A concentração máxima encontrada foi de $5,12 \times 10^{-5} \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

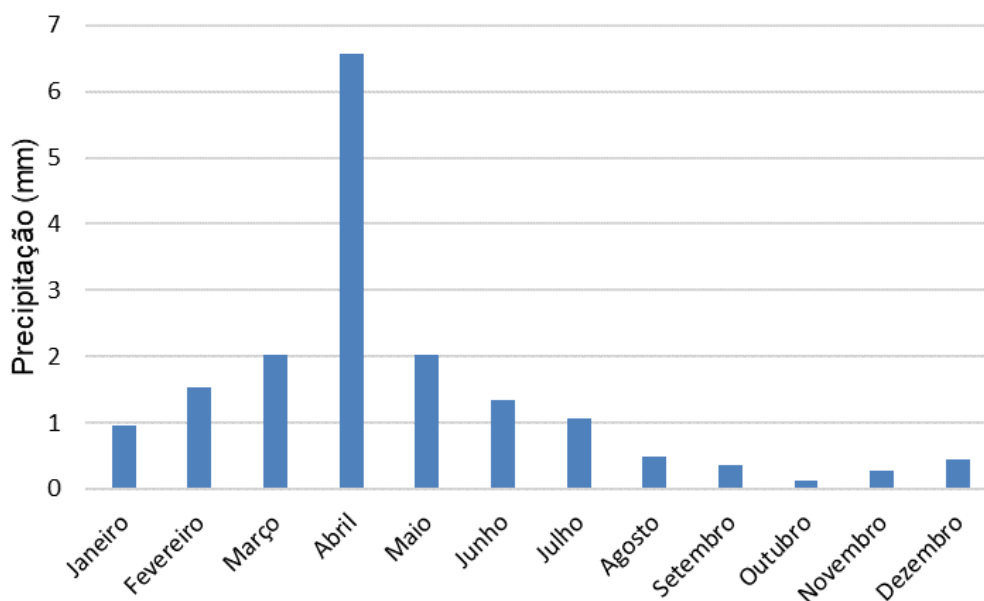
Como mostrado anteriormente, diversas pesquisas vem sendo realizadas em relação a presença dos fármacos diclofenaco e ibuprofeno nas matrizes aquáticas (RAGASSI, 2018; MADIKIZELA & CHIMUKA 2017; PEREIRA *et al.*, 2017; HEBERER, 2002;), o que pode ser observado é a diferença gritante das concentrações dos compostos analisados, onde a presente pesquisa apresentou níveis bastante alto quando comparado com os demais estudos.

Foi observado nas análises do diclofenaco, que o composto variou de forma sazonal. Uma vez no ambiente, o destino dos fármacos depende de suas características estruturais e propriedades físico-químicas, como fotossensibilidade, biodegradabilidade, entre outras (MELO, 2009).

Como já foi visto, a concentração do diclofenaco no trecho estudado do rio Ipojuca pode ser influenciada tanto pelo processo de urbanização local como por processos ambientais. Com isso dados hidrológicos de precipitação são parâmetros que devem ser considerados para o estudo sazonal desse composto. Estudos foram realizados nesse âmbito, onde foram observados que certos fármacos apresentaram maiores concentrações no período de estiagem, uma vez que neste período não sofrem o processo de diluição natural das águas (LUQUE-ESPINAR *et al.*, 2015; PEREIRA *et al.*, 2015).

Em Caruaru-PE, na região semiárida, a estação chuvosa, no período de coleta, durou de abril a julho. Outubro e novembro foram os meses de maior secura, sendo novembro o mês mais seco. O Gráfico 3 apresenta a precipitação média mensal do período de coleta, os dados foram obtidos através da Agência Pernambucana de Água e Clima do posto mais próximo da área de estudo (Posto IPA-24, Caruaru-PE.).

O Gráfico 3 - Precipitação média mensal do período de coleta no rio Ipojuca.



Fonte: O Autor, 2019

De acordo com a fórmula de Kirpich foi calculada o tempo de concentração da bacia, tendo como resultado tempo de concentração inferior a 1 dia. Dessa forma, toda a precipitação ocorrida na bacia escoar em menos de 24 horas após o término da chuva.

A temperatura da água é um parâmetro que está intimamente relacionado com a incidência de luz solar nos corpos hídricos, que desencadeia o processo de fotodegradação de muitos compostos. (AMÉRICO-PINHEIRO *et al.*, 2017).

A incidência de luz é um dos principais fatores responsáveis pela degradação do diclofenaco em água. (AMÉRICO-PINHEIRO *et al.*, 2017; BUSER, POIGER & MULLER, 1998). Mais de 90% do diclofenaco que entra num corpo d'água é fotodegradado (BUSER, POIGER & MULLER, 1998).

Com o exposto acima, a Tabela 6 apresenta a turbidez e a temperatura dos pontos estudados bem como a taxa de precipitação (APAC, 2018) de um dia anterior da coleta, para fins comparativos.

Tabela 6 - Turbidez e temperatura dos pontos estudados e taxa de precipitação de um dia anterior da coleta.

Mês de coleta	Ponto 1			Ponto 2		
	Turb	Temp	Precip	Turb	Temp	Precip
Março	31,2	25	0	72	29	0
Abril	23,1	26	0	30,1	29	0
Maio	13,37	24,5	0,2	7,89	25,3	0,2
Junho	9,64	23,7	0,6	7,03	25,9	0,6
Julho	5,86	24	0	2,16	26,2	0
Agosto	10,59	24,5	1,2	9,51	27	1,2
Setembro	11,25	23,5	1,1	8,84	27	1,1
Outubro	11,28	27	0,2	9,74	29,3	0,2
Novembro	30,23	24,6	0	24,37	28,6	0
Dezembro	25,45	25,5	0	20,38	27,5	0

Turb = Turbidez; Temp = Temperatura; Precip = Precipitação

Fonte: O Autor, 2019

A partir de então, foram realizados testes de correlação de Pearson entre os parâmetros físicos expostos (turbidez, temperatura e precipitação), afim de verificar se os mesmos influenciaram a concentração de diclofenaco ao longo da pesquisa.

A Tabela 7 apresenta o coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis físicas ambientais estudadas e a concentração de diclofenaco para os dois pontos do rio Ipojuca.

Tabela 7 - Coeficiente de correlação de Pearson (r) para turbidez, temperatura e precipitação.

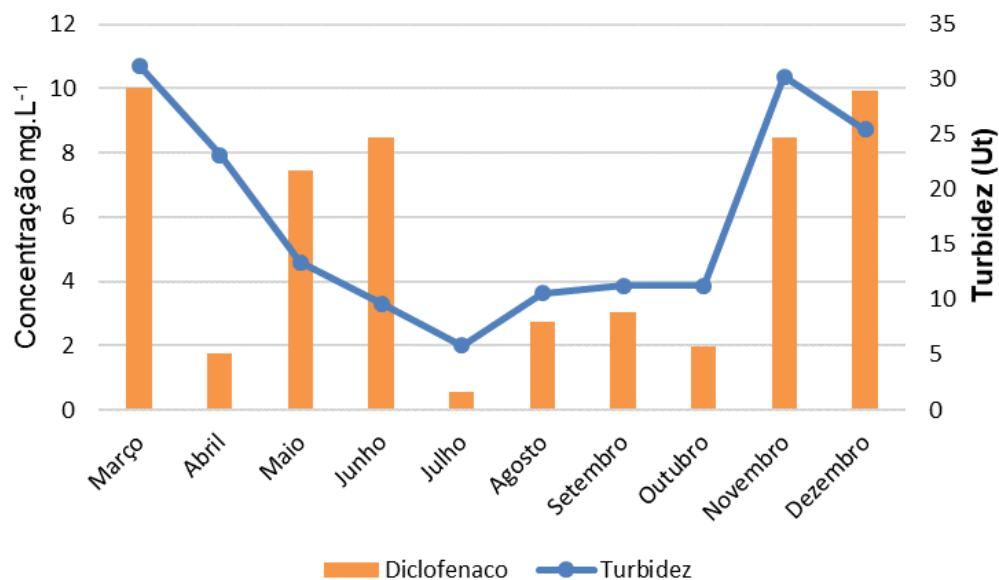
Parâmetro	P1	P2
Turbidez	0,62475	0,558476
Temperatura	- 0,12997	0,188003
Precipitação	-0,27271	-0,5886

Fonte: O Autor, 2019

Segundo a classificação proposta por Dancey & Reidy (2005), a turbidez apresentou uma correlação moderada, influenciando de forma diretamente proporcional a concentração do diclofenaco para ambos os pontos estudados, quanto maior foi a turbidez, maior foi a concentração do fármaco. O que pode ter ocorrido é que, devido a turbidez da água, a luz solar teve dificuldades de penetrar no corpo hídrico dificultando o processo de fotodegradação do composto. O Gráfico 4 e o

Gráfico 5 apresentam os dados de turbidez e a concentração do diclofenaco de forma sazonal.

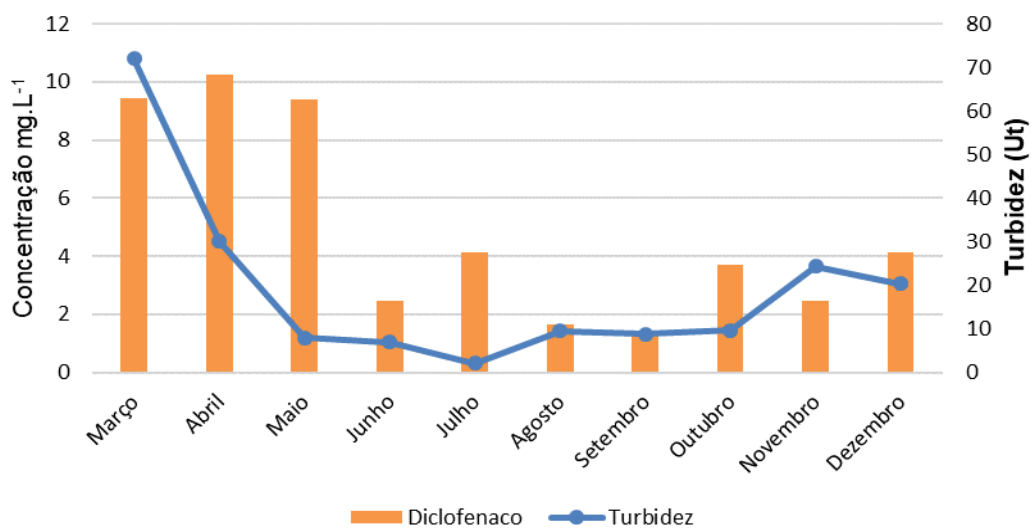
Gráfico 4 - Análise sazonal das concentrações do diclofenaco e da turbidez no ponto P1.



Fonte: O Autor, 2019

No Gráfico 4 é possível observar que o comportamento entre a turbidez e a concentração de diclofenaco acontecem de forma positiva. O evento fica bastante visível quando observamos o período entre outubro e novembro, onde ocorre um aumento bem perceptível na concentração de ambos os parâmetros.

Gráfico 5 - Análise sazonal das concentrações do diclofenaco e da turbidez no ponto P2.



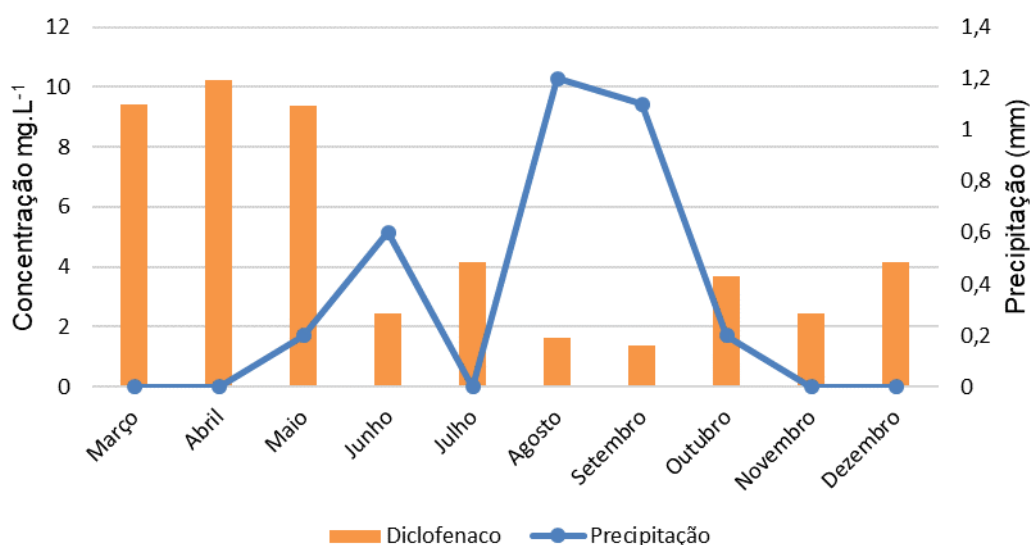
Fonte: O Autor, 2019

No Gráfico 5 observa-se uma queda da turbidez a partir de março onde teve seus menores valores entre maio e dezembro, evento que ocorreu de forma idêntica as concentrações do diclofenaco, onde é observado uma queda na concentração do fármaco em julho até dezembro, com algumas variações.

Em relação a temperatura, os resultados mostraram que a correlação entre o parâmetro e concentração do diclofenaco foi fraca em ambos os pontos de coleta.

Quanto a precipitação, o Ponto P1 apresentou uma correlação fraca com o composto, diferente do Ponto P2, que apresentou uma correlação moderada, onde quando maior a taxa de precipitação, menor foi a concentração do fármaco. (Gráfico 5.6) Resultados similares ao Ponto P2 foram apresentados por Pereira *et al.* (2015), onde ao analisaram a presença de 11 produtos farmacêuticos mais consumidos em Portugal em estações de tratamento de águas residuais, entre eles o diclofenaco. Foi detectado maiores concentrações do diclofenaco no período mais seco da pesquisa.

Gráfico 6 - Análise sazonal das concentrações do diclofenaco e da precipitação no ponto P2.



Fonte: O Autor, 2019

No Gráfico 6 observa-se um comportamento de direção negativa entre as concentrações do diclofenaco e a taxa de precipitação do dia anterior a coleta. Agosto e setembro são as coletas que apresentam maiores taxas de precipitação e consequentemente menores concentrações do fármaco.

5.3 CARACTERIZAÇÃO DA ZONA HIPORREICA

5.3.1 Análise de granulometria, matéria orgânica total e CaCO_3

As análises granulométricas foram realizadas no intuito de caracterizar fisicamente a zona hiporreica do trecho do rio Ipojuca estudado. Além da análise granulométrica, também foram determinados os teores de matéria orgânica total (MOT) e o de carbonato de cálcio (CaCO_3). A Tabela 8 apresenta os resultados obtidos em todas as amostras para os teores de cascalho, areia, silte e argila. Mostra também a classificação descrita por Shepard (1954) e o grau de seleção obtido a partir do tratamento estatístico de Folk & Ward (1957).

Tabela 8 - Análise granulométrica, de MOT e CaCO_3 .

Amostras	Diâm. Méd	Clas.	Cascalho (%)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	Grau de seleção	MOT (%)	Caco3 (%)
005P1T	6,715	SF	0,9195	13,41	42,74	42,94	MPS	9,57	6,80
510P1T	6,222	SF	0,8114	17,18	40,57	41,44	MPS	8,77	4,85
005P2T	2,997	AF	4,314	73,76	8,918	13,01	MPS	3,82	4,03
510P2T	4,186	SG	1,459	60,14	19,11	19,29	MPS	6,23	4,57
005P1I	6,926	SF	0,09179	17,29	25,4	57,22	MPS	9,95	4,65
510P1I	6,513	SF	0,02818	14,86	45,09	40,02	PS	9,03	5,00
005P2I	5,06	SM	1,867	35,97	38,36	23,81	MPS	11,44	7,54
510P2I	4,855	SG	3,58	41,26	34,86	20,3	MPS	11,70	3,32
005P1V	6,572	SF	4,297	8,126	45,96	41,61	MPS	9,917	9,72
510P1V	6,515	SF	2,466	11,25	44,32	41,96	MPS	10,76	9,85
005P2V	2,324	AF	2,962	83,56	7,981	5,498	MPS	2,983	6,36
510P2V	2,379	AF	1,943	82,27	9,119	6,664	MPS	3,393	4,47

Diâm = Diâmetro; Clas = Classificação; Méd = Média; SF = Silte fino; AF = Areia fina; SG = Silte grosso; SM = Silte médio; MPS = Muito pobremente selecionado; PS = Pobremente selecionado; 005 = 0-5 cm; 510 = 5-10 cm; P1 = Ponto 1; P2 = Ponto 2; T = Transição; I = Inverno; V = Verão.

Fonte: O Autor, 2019

Como exposto na Tabela 8, a maioria das amostras foi classificada como silte, variando entre grosso, médio e fino. Todas as amostras realizadas no P1, independentemente de ser analisada de forma sazonal e/ou por profundidade, apresentaram uma classificação de silte fino. Já o P2, obteve a classificação como silte grosso tanto no período de transição quanto no de inverno e areia fina no período de verão para a profundidade de 5 a 10 cm, enquanto que, para a profundidade de 0

a 5 cm a classificação ficou sendo areia fina no período de transição e de verão e no período de inverno, silte médio.

Dentre as frações granulométricas, a porcentagem de cascalho foram abaixo de 0 em todas as análises do P1 no período de transição e de inverno, chegando a atingir 4,29% no verão. Já para o P2 vale observar que no período de transição o teor de cascalho foi maior na camada superficial estudada (0 a 5 cm) do que na camada mais profunda (5 a 10 cm), onde apresentaram 4,314% e 1,459% de cascalho respectivamente. Diferente do que ocorreu no período de transição, o período de inverno apresentou uma maior porcentagem na camada mais profunda, representada por 3,58% enquanto a mais superficial apresentou 1,867% de cascalho. No verão voltou a se repetir o que ocorreu no período de transição, a camada superficial apresentando uma maior fração (2,962%) do que a camada mais profunda (1,943%).

A fração granulométrica da areia, quando comparados os pontos, seguiu basicamente a mesma distribuição do cascalho, P1 apresentando porcentagens bem menores do que o P2. No P1, no período de transição, a porcentagem de areia foi maior na amostra mais profunda, diferente do P2 que apresentou uma porcentagem maior na amostra superficial. Já no período do inverno, ocorreu exatamente o inverso, as maiores porcentagens de areia no P1 foram apresentadas na camada superior analisada, enquanto o P2 apresentou na camada mais profunda. Para o período de verão, no P1 as maiores porcentagens foram apresentadas na camada inferior, já no P2, na camada superior.

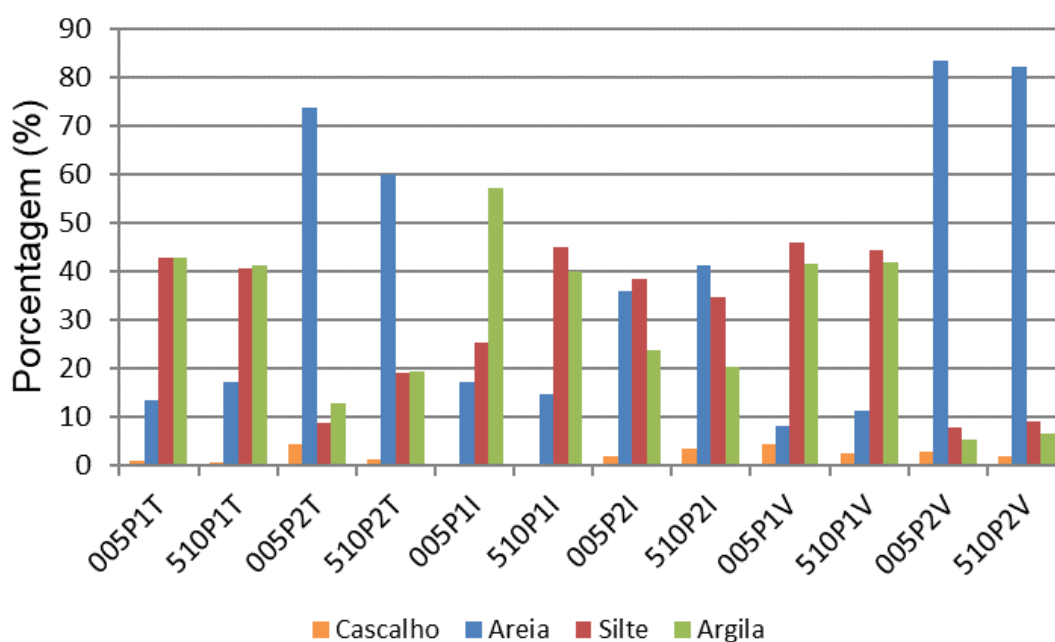
As porcentagens de silte distribuídas no período de transição obtiveram seus maiores teores no P1 e, dentre as profundidades analisadas no P1, a superficial apresentou maior porcentagem. No período de inverno, apesar da maior porcentagem ser apresentada na camada mais profunda do P1, as porcentagens foram bem distribuídas, onde a segunda maior porcentagem apareceu no P2 na camada superficial. No período de verão, o P1 apresentou valores bem acima do P2 em relação as profundidades. Para o P1, a camada superficial foi mais representativa, enquanto para o P2 a mais representativa foi a mais profunda.

A distribuição da argila foi uniforme para o P1 no período de transição, obtendo pouco diferencial entre a porcentagem apresentada nas profundidades analisadas. O P2 apresentou uma porcentagem maior na análise de 5 a 10 cm, mas ambas menores do que o P1. Para o período do inverno, o P1 também apresentou porcentagem de argila maior que o P2 em ambas as profundidades, sendo a superficial a maior. No P2

a maior porcentagem também foi apresentada na superfície. No verão houve pouca variabilidade entre as profundidades, já entre os pontos, o P apresentou maior representatividade.

No Gráfico 7 é possível observar melhor o comportamento das frações granulométricas de acordo com cada amostra, profundidade e sazonalidade.

Gráfico 7 - Comportamento das frações granulométricas.



Fonte: O Autor, 2019

No Gráfico 7 pode-se observar melhor o comportamento e as variações das porcentagens granulométricas divididas em cada amostra realizada nos dois pontos do rio Ipojuca, em diferentes épocas do ano e profundidades. A amostra 005P1T, apresentou como maior porcentagem a argila com 42,94% e com menor, o cascalho com menos de 1%, vale ressaltar que a porcentagem de silte também foi bastante relevante, totalizando 42,74%. A mostra 510P1T, teve um comportamento bastante parecido com a anterior, onde obteve as maiores porcentagens para Argila, com 41,44% e silte, com 40,57%, a menor também foi a porcentagem do cascalho, >1%. Dentre as todas as amostras observadas, a 005P2T foi a que apresentou uma maior porcentagem de cascalho, chegando a 4,31%, além de ter a areia, representada por 73,18% do total, com a maior porcentagem. A amostra 510P2T também obteve sua maior porcentagem para areia, com 60,14% e como menor o cascalho, apresentando

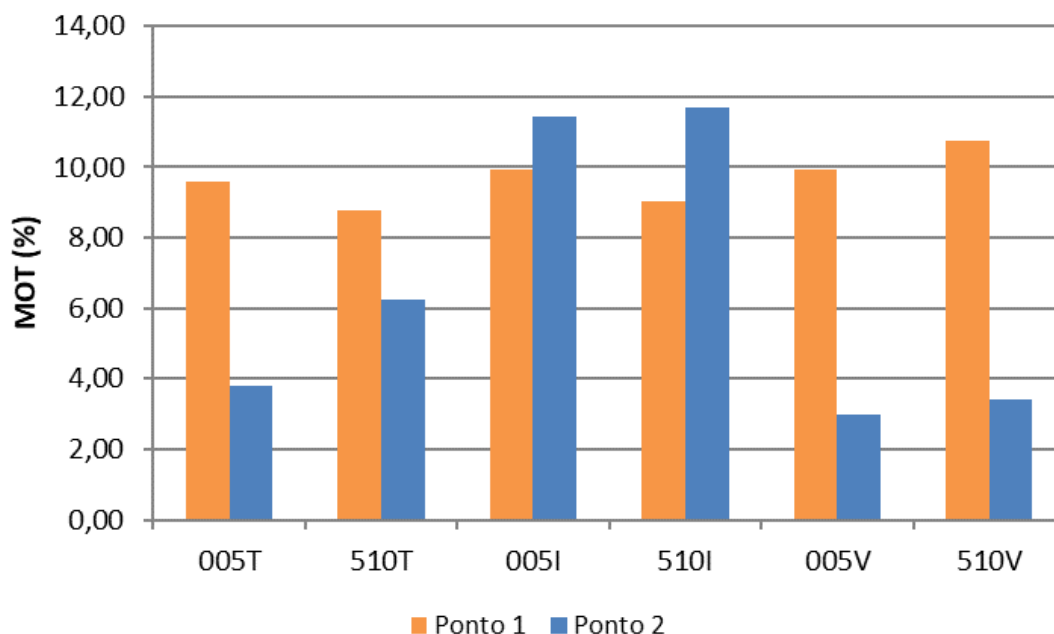
um valor de 1,45%. A 005P1I obteve como fração granulométrica dominante a argila, com 57,22% e o cascalho como a menos representativa, não atingindo nem 1%. A amostra 510P1I apresentou o silte com 45,09% com a maior porcentagem seguida pela argila, com 40,2%. A amostra 005P2I e 510P2I, apresentaram valores de cascalho acima de 1% (1,867% e 3,58% respectivamente), além de apresentarem valores bastante representativos para a areia (35,97%; 41,26%) e para o silte (38,36%; 34,86%). A amostra 005P1V apresentou frações granulométricas de silte (44,32%) e argila (41,96%) como as mais representativas, seguidas por Areia (8,126%) e cascalho (4,297%). A amostra 510P1V seguiu basicamente o mesmo comportamento, onde os maiores valores foram obtidos para silte e argila (44,32 e 41,96) seguidos por areia e cascalho (11,25%; 2,466%). As amostras do ponto 2 de verão, 005P2V e 510P2V, apresentam de forma bem expressiva as frações granulométricas da areia com 83,56% e 82,27% respectivamente, seguidas do silte (7,981%; 9,119%) da argila (5,498%; 6,664%) e pro fim do cascalho (2,962%; 1,943%).

O que podemos observar de uma forma geral no que nos foi apresentado no Gráfico 5.7, é que as amostras do P1 apresentaram níveis baixos de cascalho, tanto na análise sazonal quanto de profundidade, e apresentaram o silte e a argila como os mais representativos. Já no P2, apesar do cascalho ter sido a menor fração granulométrica, o mesmo apresentou valores consideráveis. No período de transição e de verão, o P2 apresentou a areia como a mais representativa, no período de inverno o silte também apareceu com uma fração bem expressiva.

O grau de seleção é um parâmetro estatístico de dispersão da amostra classificado de acordo com Folk & Ward (1957) a partir do desvio padrão (σ). Quanto melhor for selecionado os sedimentos, menor será o desvio padrão, isso significa que será menor sua distribuição em relação ao valor médio, mostrando que os grãos possuem tamanhos próximos.

Em relação à MOT, houve uma variação de 2,98% a 11,70% nas amostras analisadas. O Gráfico 5.8 apresenta de forma gráfica a variação da porcentagem de MOT para a profundidade e sazonalidade dos pontos analisados.

Gráfico 8 - Variação percentual de MOT nos pontos analisados.



Fonte: O Autor, 2019

Como pode ser observada no Gráfico 8, a taxa de variação da MOT do P1 foi pouco variável, tanto para a profundidade quanto para a sazonalidade. Já para o P2, o período de inverno apresentou uma porcentagem de MOT bem mais elevada do que os demais períodos, onde atingiu 11,70% de MOT, enquanto no período de transição o maior valor foi de 6,23% e o de verão 3,39%. Vale ressaltar também que, o P2 no período de transição houve uma variação considerável em relação a profundidade, onde na parte mais superficial foi atingiu apenas 3,82%, enquanto na mais profunda, chegou à 6,23%.

5.3.2 Análise de microfitobentos

A estimativa da quantidade de biomassa dos microfitobentos pode nos mostrar a disponibilidade de alimento para a meio fauna no local estudado. Os dados obtidos na presente pesquisa estão expostos da Tabela 9.

Tabela 9 - Concentrações médias obtidas de clorofila-a e feopigmentos da zona hiporreica do trecho estudado do rio Ipojuca.

Pontos		Transição	Inverno	Verão
P 1	Clorofila-a ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	27,44	4,96	4,49
	Feopigmentos ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	18,92	64,90	60,66
	Razão Cl-a/Feo	1,45	0,07	0,07
P 2	Clorofila-a ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	37,13	7,68	95,68
	Feopigmentos ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	44,28	18,55	-
	Razão Cl-a/Feo	0,83	0,41	-

Fonte: O Autor, 2019

A amostra de verão do P2 apresentou valores irreais para a estimativa calculada, a equipe de trabalho chegou à conclusão que o espequifometro acabou lendo outra coisa além dos feopigmentos, com isso, os valores e análises referentes a essa amostra foram descartados na pesquisa.

Na Tabela 5.6 é possível observar que a maioria das amostras, com exceção do período de transição do P1, os dados de feopigmentos são superiores aos de clorofila-a.

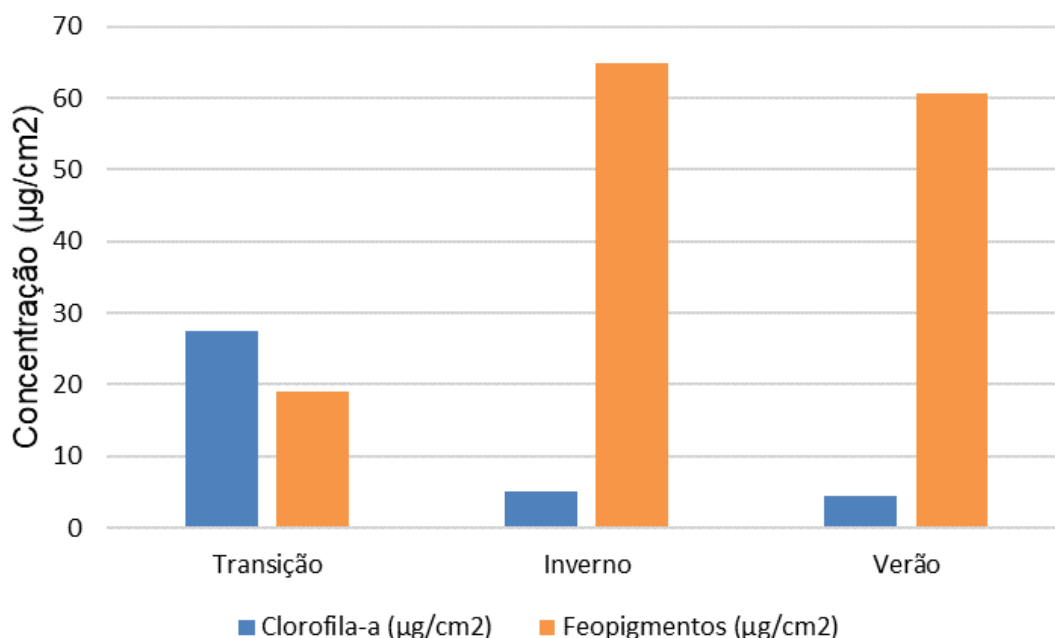
Essa grande quantidade de feopigmentos pode ser resultado do consumo da meiofauna, mas também pode indicar resultado de processos de deposição de detritos vegetais de microalgas fitoplâncton da água (BENITES, 2014; HAWKINS *et al.*, 1986).

Pode-se observar também que as razões entre clorofila-a e feopigmentos foram baixas, a maioria abaixo de um, o que pode ter ocorrido é que a taxa de consumo dos microfítobentos pela meiofauna foram maiores do que sua produção primária, nesses pontos. Freitas (2018), em um estudo realizado no rio Beberibe na região metropolitana do Recife-PE e Netto *et al.* (2007), em um estudo realizado na praia comprida em Santa Catarina, observaram os resultados bastantes idênticos.

Nota-se que o P2 apresentou valores de clorofila-a mais elevados em todas as amostras, comparando-as de forma sazonal, onde o P2 obteve a maior concentração de clorofila-a no período de verão ($95,68 \mu\text{g}/\text{cm}^2$), enquanto o P1 obteve a maior concentração no período de transição ($27,44 \mu\text{g}/\text{cm}^2$). Já em relação aos feopigmentos, comparando os pontos de acordo com a sazonalidade, os resultados foram bem mais heterogêneos, enquanto no período de transição quem apresentou a maior concentração foi o ponto P2, no período de inverno foi inverso, o ponto P1 apresentou a maior concentração para os feopigmentos.

Os Gráficos 9 e 10 apresentam gráficos das concentrações médias da clorofila-a e do feopigmento de cada ponto, analisados de forma sazonal.

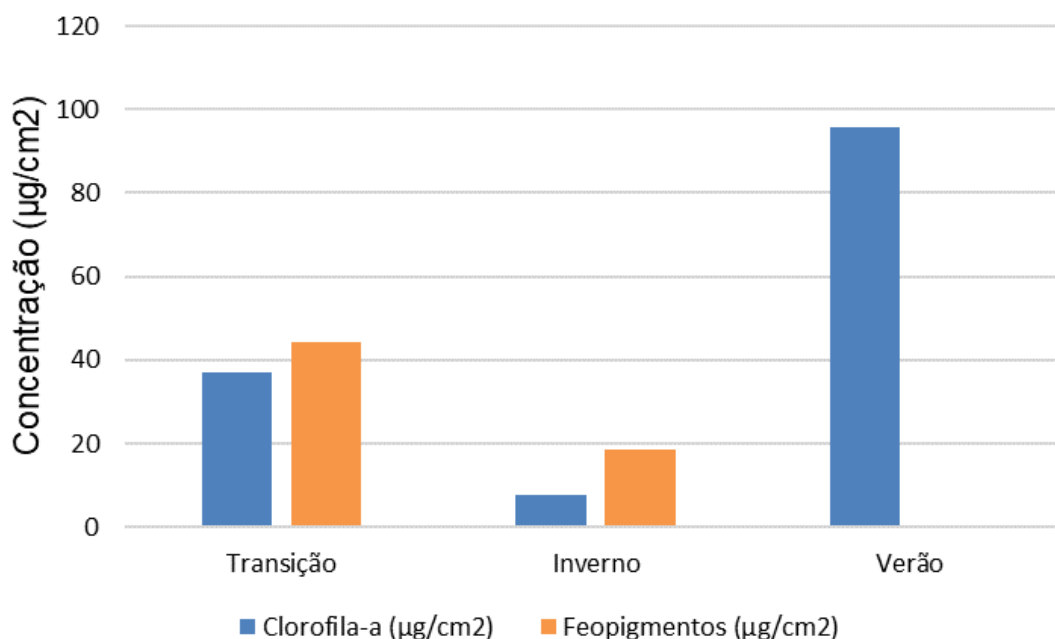
Gráfico 9 - Concentrações médias de clorofila-a e feopigmentos do ponto P1.



Fonte: O Autor, 2019

Observando as concentrações de feopigmentos e clorofila-a de forma sazonal no P1 (Gráfico 9) a clorofila-a teve sua maior concentração no período de transição com 27,44 µg/cm², já no período de inverno e verão, teve uma redução fácil de ser observada, onde atingiu 4,96 e 4,49 µg/cm² respectivamente. Já para os feopigmentos, ocorreu exatamente o contrário, no período de transição obteve-se o menor valor (18,92 µg/cm²) enquanto no período de inverno e verão foram valores bem mais elevados (64,90 e 60,66 µg/cm²).

Gráfico 10 - Concentrações médias de clorofila-a e feopigmentos do ponto P2.



Fonte: O Autor, 2019

O gráfico 10 apresenta as concentrações de clorofila-a e feopigmentos do ponto P2 de acordo com os períodos estudados. Para clorofila-a é possível observar que os maiores valores encontrados foram no período de verão (95,68 µg/cm²), seguido pelo período de transição (37,13 µg/cm²) e logo pelo período de inverno (7,68 µg/cm²). Sassi & Kunter (1982), também observaram valores mais altos de clorofila-a em períodos mais secos. Para os feopigmentos o período de transição (44,28 µg/cm²) também foi superior ao período de inverno (18,55 µg/cm²).

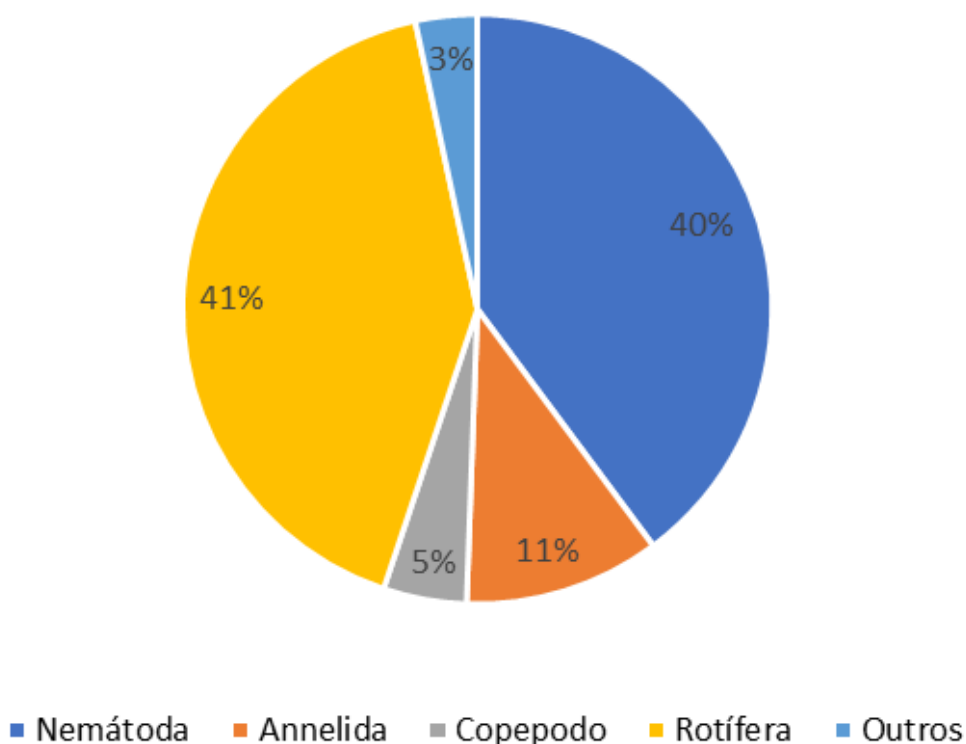
5.3.4 Análise da meiofuna

A caracterização biológica da zona hiporreica foi realizada por meio de um estudo da estrutura da comunidade da meiofauna, através da avaliação do número total de indivíduos e da identificação em níveis taxonômicos superiores. Segundo Ricklefs & Miller (1999), o número total de indivíduos junto com a diversidade taxonômica são fatores que podem ser considerados propriedades da estrutura de uma comunidade.

Durante as análises realizadas das amostras, foram identificados um total de 678 indivíduos, distribuídos em quatro *taxa* mais representativos, nematódeo, anelídeo,

copepoda e rotífera, responsáveis por 97% de dominância. Os outros *taxa*s representaram um total de 3% e neles estavam contidos, ácaros e larvas de insetos. A Figura 11 apresenta o percentual de abundância dos *taxa*s mais representativos em relação ao total de indivíduos encontrados em todas as amostras coletadas. Vale lembrar que, em cada ponto foram coletadas três amostras, inicial, réplica e tréplica.

Gráfico 11 - Percentual de abundância dos *taxa*s mais representativos em relação ao total de indivíduos.



Fonte: O Autor, 2019

Como pode ser visto na figura acima, dentre os grupos dominantes, nemátoda e rotífera foram os *taxa*s que tiveram maiores destaques com 40 e 41% respectivamente do total de indivíduos encontrados. Seguido pelos annelidas, com 11%, e os copepodos com 5%. Os outros *taxa*s representaram um total de 3% e neles estavam contidos, ácaros e larvas de insetos.

Em outros estudos realizados em ecossistemas de água doce os rotíferas também se apresentaram como os indivíduos mais representativos (PALMER, 1990; GIERE, 2009; ALBUQUERQUE, 2015).

A Tabela 10 apresenta os dados da abundância total dos meiobentos analisados. Nela pode-se observar a quantidade e variabilidade de cada grupo taxonômico por ponto e período estudado.

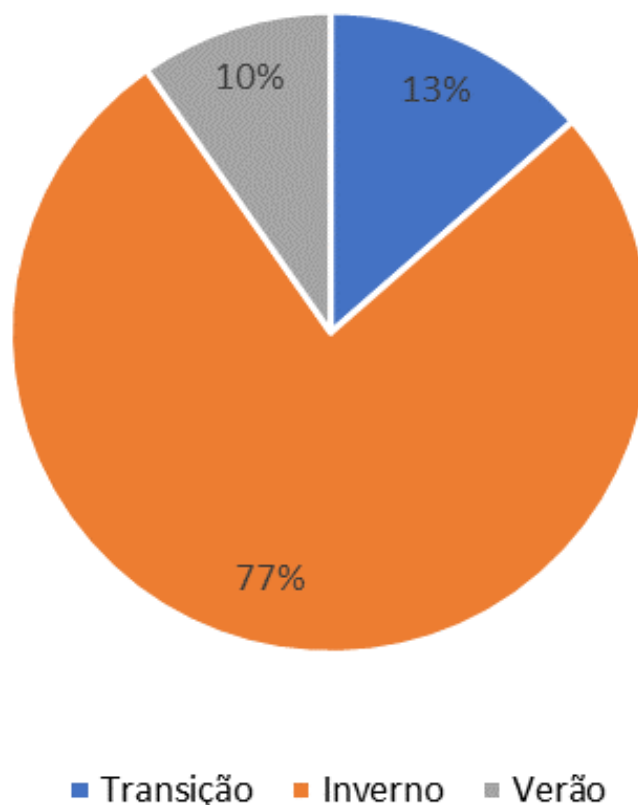
Tabela 10 - Abundância total da meiofauna analisada.

Pontos	Taxas	Transição	Inverno	Verão	Total
Ponto 1	Nemátoda	10	152	12	174
	Annelida	12	13	10	35
	Copepodo	18	8	4	30
	Rotífera	0	3	0	3
	Outros	0	8	2	10
	SUB-TOTAL	40	184	28	252
Ponto 2	Nemátoda	26	50	20	96
	Annelida	23	0	15	38
	Copepodo	0	1	0	1
	Rotífera	0	276	2	278
	Outros	3	9	1	13
	SUB-TOTAL	52	336	38	426
TOTAL		92	520	66	678

Fonte: O Autor, 2019

A partir da Tabela 5.7 foi possível a construção de gráficos, exibidos nos Gráficos 12 e 13, para facilitar a análise dos dados obtidos.

Gráficos 12 - Abundância total da meiofauna por período de coleta.



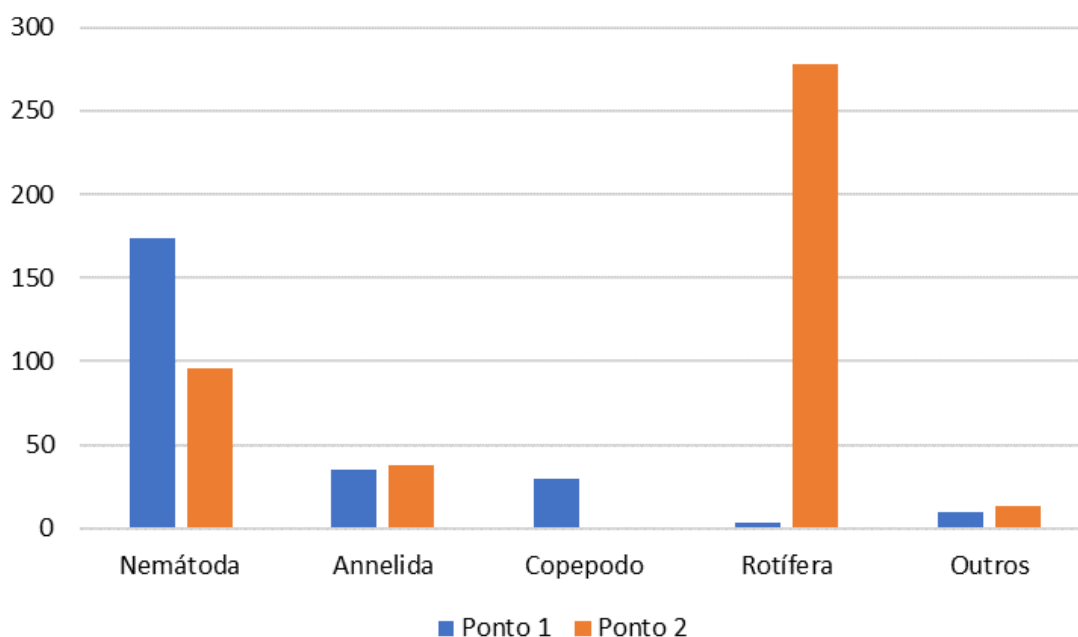
Fonte: O Autor, 2019

No Gráfico 12 podemos observar que dentre os períodos de coleta, o período chuvoso foi o que obteve maior representatividade, apresentando 77% do total de indivíduos analisados, seguido pelo período de transição e verão com 13 e 10% respectivamente.

Resultados semelhantes foram observados em um estudo realizado por Freitas (2018) no rio Beberibe em Pernambuco, onde foram obtidos maior abundância total da meiofauna no período de inverno. Em outro estudo realizado por Castro (2003), na bacia do Pina, também no estado de Pernambuco, apontou o período chuvoso com maiores densidades meiofaunísticas.

Ape *et al.* (2018) realizaram um estudo na Itália que mostrou que a abundância da meiofauna ocorria de forma inversa a temperatura encontrada. O que se assemelha a presente pesquisa, visto que as menores temperaturas para ambos os pontos (24 °C para o P1 e 26,2 °C para o P2) foram encontradas no período de maiores densidades da meiofauna, período de inverno.

Gráfico 13 - Abundância dos grupos taxonômicos por ponto.



Fonte: O Autor, 2019

Além do exposto na Tabela 10, onde foi possível observar uma diferença quantitativa da meiofauna entre os pontos, onde o P1 apresentou um total de 252 indivíduos, enquanto o P2 apresentou um total de 462 indivíduos. O Gráfico 13 nos proporciona observar melhor uma análise da abundância dos grupos taxonômicos por ponto.

A granulometria aparece como um fator físico bastante importante no comportamento da dinâmica populacional dos meiobentos (GIERE, 2009).

Coull (1988), Giere (1993) e Santos (1999) fazem referências a correlação existente entre a dominância e nematodas em sedimentos finos.

Vasconcelos, Santos & Trindade (2004), observaram, em um estudo realizado no estuário do Rio Formoso - PE, que os nematodas apresentaram uma forte correlação com sedimentos que apresentaram porcentagem elevadas de silte/argila e também com matéria orgânica.

Como observado no Gráfico 13, os nematodas foram predominantes no P1 onde também foi observado a classificação granulométrica como silte fino, altos teores de MOT e dominância de silte e argila nas frações granulométricas. Obtendo resultados similares aos estudos realizados por Vasconcelos, Santos & Trindade (2004).

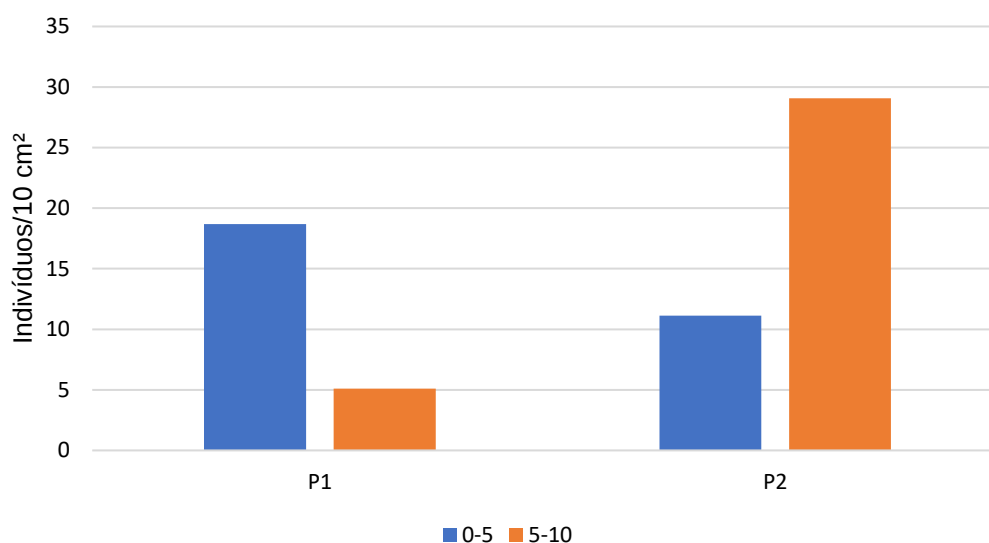
Outro grupo que merece destaque por sua abundância é o grupo dos rotíferas, apresentando um total de 281 indivíduos, onde 276 foram encontrados no P2 no período de inverno. Ponto e período onde também foram observadas as maiores porcentagens de MOT.

A densidade média de organismos encontrados foi de 23,77 indivíduos/10 cm² para o P1 e 40,19 indivíduos/10 cm² para o P2. O Gráfico 14 apresenta uma análise da densidade média de indivíduos por profundidade em cada ponto.

O P1 obteve uma densidade média de 18,68 indivíduos/10 cm² para os primeiros 5 cm estudados, já para a profundidade de 5-10 cm, obteve uma densidade média de 5,09 indivíduos/10 cm². Essa distribuição vertical da meiofauna no ambiente hiporreico também foi verificada por diversos autores, onde observou a diminuição da densidade meiofaunística de acordo com a profundidade da mesma. (DE LA CRUZ & VARGAS, 1987; DALTO & ALBUQUERQUE, 2000; KOTWICK *et al.*, 2005; GIERE, 2009; HUANG *et al.*, 2014; ALBUQUERQUE, 2015; FREITAS 2018). Segundo Coll & Bell (1979), Ansari & Parulekar (1993) e Smol *et al.* (1994), esta distribuição dos organismos no sedimento é determinada principalmente pela profundidade da camada de descontinuidade do potencial de óxido-redução, que é o limite entre a zona aeróbica e anaeróbica, servindo como uma barreira para os organismos e pela clorofila-a.

No P2 foi observado um comportamento diferente, para a profundidade de 0-5 cm apresentou uma densidade média de 11,13 indivíduos/10 cm², já para a profundidade de 5-10 cm, foi observado uma densidade média de 29,06 indivíduos /10 cm². O que pode explicar o comportamento da distribuição vertical do P2 é que, como observado em campo, o trecho do rio Ipojuca no P2 é bem mais hidrodinâmico e segundo Palmer, (1988) distúrbios físicos no sedimento em função do hidrodinamismo podem causar a suspensão de sedimentos para a coluna d'água e consequentemente a remoção da meiofauna. Ou seja, os meiobentos presentes nas camadas mais superficiais zona hiporreica acaba passando para a coluna d'água, podendo até ser transportada para outros locais. Além disso, Palmer (1986) e Ward & Palmer (1994) mencionam que a interação rio-aquífero também podem vir a influenciar na dinâmica populacional meiofaunística. Em alguns pontos e/ou período de tempo onde exista um fluxo vertical onde o rio alimenta o aquífero, os níveis de oxigênio em camadas mais profundas podem elevar, possibilitando aos meiobentos viverem nessas zonas.

Gráfico 14 - Densidades médias da meiofauna presente nos sedimentos hiporreicos dos dois pontos relacionadas com cada profundidade estudada.



Fonte: O Autor, 2019

A análise da dinâmica e estrutura populacional da comunidade da meiofauna foi realizada através da análise multivariada PERMANOVA (*Permutational multivariate analysis of variance*), que verifica se há diferenças significativas entre níveis dos fatores considerando as variâncias a partir dos dados obtidos por permutação. Admite-se 95% de confiança neste teste de hipótese ($p \leq 0,05$). A Tabela 11 apresenta os resultados dos valor-p estatísticos encontrados a partir dos fatores analisados, que foram, período, ponto e estrato (profundidade).

Tabela 11 - Resultado da PERMANOVA de acordo com os fatores analisados.

Interações	Valor P
Período	0.0009
Ponto	0.0261
Estrato	0.3081
Pe x Po	0.0779
Pe x Es	0.9018
Po x Es	0.744
<u>Pe x Po x Es</u>	<u>0.7271</u>

Po = ponto; Pe = período; Es = Estrato.

Fonte: O Autor, 2019

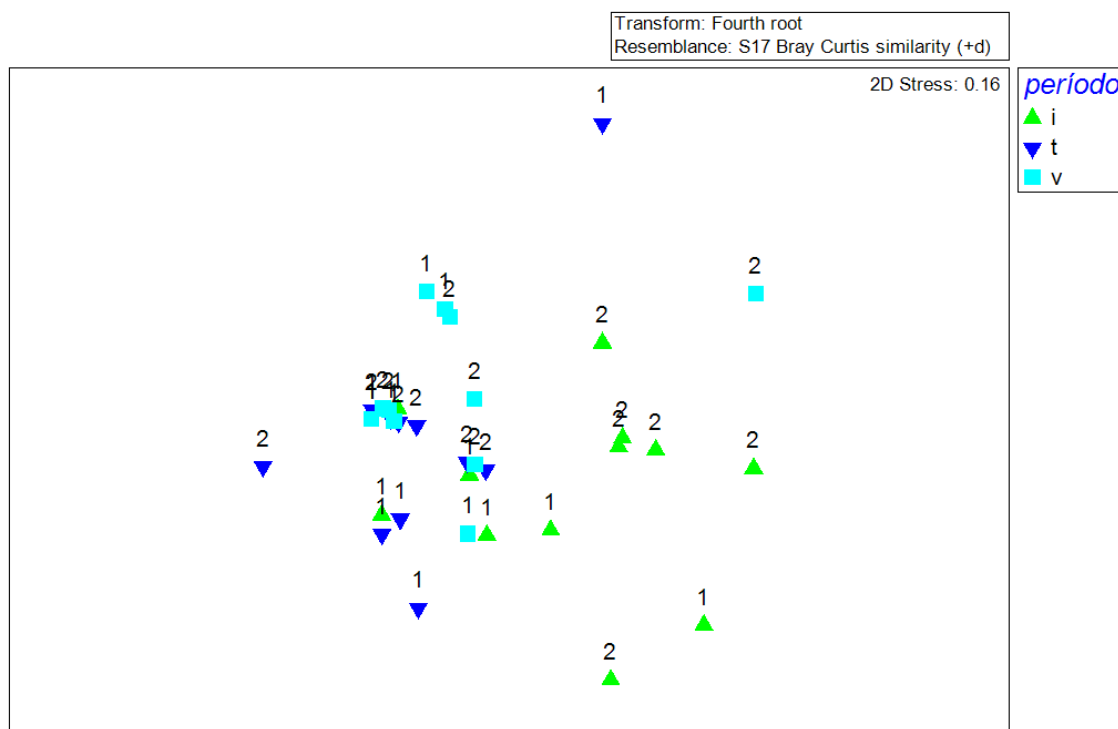
Como pode-se observar na Tabela 11 a análise de PERMANOVA apresentou diferenças significativas para os fatores período de coleta e ponto, mas não houve

diferenças entre estratos, o que indica uma certa homogeneidade da dinâmica da meiofauna no sedimento até pelo menos os 10 cm de profundidade. Também não foi observado interação significativas entre os fatores.

Para os períodos de coleta foi realizado um teste pareado (*pair-wise tests*) o que indicou diferenças entre o período de inverno e de verão ($p = 0.0038$) e entre o de inverno e de transição ($p = 0.0012$), mas não foi observado diferenças entre verão e período de transição ($p = 0.3133$).

O Gráfico 15 ilustra a representação gráfica de MDS da estrutura meiofaunística entre os períodos de coleta e pontos.

Gráfico 15 - Representação MDS da estrutura da comunidade da meiofauna para os diferentes períodos de coleta e pontos.



Fonte: O Autor, 2019

No Gráfico 15, é possível ver que há uma tendência de agrupamento nas amostras do período de verão e transição, mostrando uma certa homogeneidade entre as mesmas. Pode-se observar também, que as amostras de inverno, em sua grande maioria, se afastam das amostras de verão e transição. As de verão são as que estão mais agrupadas, apresentando maior similaridade entre si. Observa-se também a dispersão e heterogeneidade das amostras quando analisadas por ponto.

Para verificar a relação entre a meiofauna e os parâmetros do sedimento, foi realizado uma análise de BIOENV, através desta pode-se realizar a correlação existente entre a meiofauna e fatores abióticos. Nesta pesquisa foi analisado que não houve correlação significativa entre a estrutura da comunidade da meiofauna e a estrutura do sedimento hiporreico.

Foi realizado também, uma correlação entre a meiofauna e a clorofila-a, mas a correlação não mostrou relevância. Vasconcelos, Santos & Trindade (2004) em um estudo realizado no estuário do rio Formoso, em Pernambuco e Fortuna (2014) em um estudo realizado no estuário da Barra do rio Una, litoral Sul de São Paulo, também não observaram correlação significativas entre a meiofauna e a clorofila-a.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Através do monitoramento da qualidade de água do rio Ipojuca no trecho estudado, pode-se observar algumas características das águas analisadas. Das análises físico-químicas e de metais realizadas em laboratório e posteriormente comparadas com a resolução 357 (CONAMA, 2005) para rios de classe II, foi observado que o cloreto, N amoniacal, fosfato total, ferro, manganês e alumínio apresentaram valores acima do valor máximo permitido pela resolução em ambos os pontos. O sulfato e o nitrito apresentaram médias acima do permitido pela resolução apenas no ponto P2. Já quando fazemos um comparativo entre os pontos estudados, o ponto P2 obteve valores médios mais elevados na grande maioria, com exceções do ferro, em que o valor médio do ponto P1 foi superior, além do glifosato, bromato, chumbo, cobre e zinco, onde ambos os pontos obtiveram valores mais uniformes.

Analisando os dados expostos, é possível concluir que a qualidade da água do rio Ipojuca está bem deteriorada e aquém do que se espera para uma água de rio classe II. Isso pode ser resultado das cargas poluidoras de esgotamento doméstico e industrial lançados na matriz aquática.

Se faz necessária tomadas de decisões para melhoria da qualidade da água do rio Ipojuca, tais como a ampliação do atendimento do esgotamento sanitário, tratamento de efluentes domésticos e uma maior fiscalização dos efluentes lançados pelas indústrias.

Dos quatro fármacos analisados (paracetamol, dipirona, diclofenaco e ibuprofeno) apenas o diclofenaco e o ibuprofeno apresentaram concentrações a níveis detectáveis, sendo o diclofenaco presente em todas as amostras coletadas, enquanto o ibuprofeno só foi possível detectar nas campanhas de abril e maio. Apesar do diclofenaco apresentar maior frequências nas amostras analisadas, as maiores concentrações foram observadas nas análises de ibuprofeno. Foram realizados testes de correlação de Pearson entre os parâmetros físicos turbidez, temperatura e precipitação com as concentrações de diclofenaco obtidas. A turbidez apresentou uma correlação moderada, influenciando de forma diretamente proporcional a concentração do diclofenaco para ambos os pontos estudados, quanto maior foi a turbidez, maior foi a concentração do fármaco. Para temperatura, os resultados mostraram que a correlação entre o parâmetro e concentração do diclofenaco foi fraca em ambos os pontos de coleta. Quanto a precipitação, o ponto P1 apresentou uma

correlação fraca com o composto, diferente do ponto P2, que apresentou uma correlação moderada, onde quando maior a taxa de precipitação, menor foi a concentração do fármaco.

Um fator preocupante são altos níveis de concentrações de diclofenaco e ibuprofeno encontradas nas análises do rio Ipojuca. Quando comparado com outros estudos foi observado que estes compostos apresentaram concentrações bastante elevadas. Levando em consideração que estes compostos são persistentes no meio e não são facilmente atenuados em tratamentos convencionais, e que o rio Ipojuca é um rio destinado a abastecimento público pós tratamento. Faz-se necessário uma campanha de conscientização da população a respeito do excesso de consumo e do descarte inadequado desses medicamentos, além de, como já mencionando, um sistema de esgotamento sanitário mais eficiente.

A partir da caracterização física da zona hiporreica foi possível observar que a maioria das amostras foi classificada como silte, variando entre grosso, médio e fino. Todas as amostras realizadas no ponto P1 apresentaram uma classificação de silte fino. Já o ponto P2, obteve a classificação como silte grosso tanto no período de transição quanto no de inverno e areia fina no período de verão para a profundidade de 5 a 10 cm, enquanto que, para a profundidade de 0 a 5 cm a classificação ficou sendo areia fina no período de transição e de verão e no período de inverno, silte médio. A taxa de variação da matéria orgânica total do ponto P1 foi pouco variável, tanto pra profundidade quanto para a sazonalidade, apresentando maiores valores no período de verão. Já para o ponto P2, o período de inverno apresentou uma porcentagem de MOT bem mais elevada do que os demais períodos para o ponto.

Para caracterização biológica da zona hiporreica foram identificados um total de 678 indivíduos da meiofauna, distribuídos em quatro *taxa* mais representativos, nematódeo, anelídeo, copepoda e rotífera. Nemátoda e rotífera foram os *taxa* que tiveram maiores destaques com 40 e 41% respectivamente do total de indivíduos encontrados. Seguido pelos annelidas, com 11%, e os copepodos com 5%. Os outros *taxa* representaram um total de 3% e neles estavam contidos, ácaros e larvas de insetos. Houve uma diferença quantitativa da meiofauna entre os pontos, onde o ponto 1 apresentou um total de 252 indivíduos, enquanto o ponto 2 apresentou um total de 462 indivíduos. Comparando entre os períodos estudados, o período de inverno foi o que obteve maior representatividade, apresentando 77% do total de indivíduos analisados, seguido pelo período de transição e verão com 13 e 10% respectivamente.

A análise de PERMANOVA apresentou diferenças significativas para os fatores período de coleta e ponto. Através de um teste um teste pareado foi apresentada diferenças entre o período de inverno e de verão e entre o de inverno e de transição, mas não foi observado diferenças entre verão e período de transição. Não houve correlação significativa entre a estrutura da comunidade da meiofauna e a estrutura do sedimento hiporreico. Foi realizado também, uma correlação entre a meiofauna e a clorofila-a, mas a correlação não mostrou relevância.

É notável a necessidade de continuação e um maior aprofundamento nos estudos da meiofauna localizada na zona hiporreica, pois os ciclos desses organismos são altamente variáveis e as poucas amostragens realizadas não podem ser consideradas como um padrão de comportamento dos organismos. A meiofauna demonstra complexas relações com algumas variáveis ambientais, sendo assim, esses conhecimentos são de suma importância pois envolve informações sobre desses organismos como bioindicadores e possivelmente na atenuação de contaminantes durante a passagem da água na interação das águas superficiais e águas subterrâneas.

REFERÊNCIAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas, Norma Brasileira Nº 10004, Classificação de Resíduos, NBR 10004. 2004.
- ALABURDA J. E. & NISHIHARA. L.. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. **Revista de Saúde Pública** 32(2):160-165. 1998.
- ALVARENGA, L. S. V.; NICOLETTI, M. A.. Descarte doméstico de medicamentos e algumas considerações sobre o impacto ambiental decorrente. **Revista Saúde UNG**, v. 4, n. 3, 2010.
- ALVARENGA, L. S. V.; NICOLETTI, M. A.. Descarte doméstico de medicamentos e algumas considerações sobre o impacto ambiental decorrente. **Revista Saúde-UNG**, v. 4, n. 3, p. 34-39, 2011.
- AMERICO-PINHEIRO, J. H. P.; ISIQUE, W. D.; TORRES, N. H. ; MACHADO, A. A.; CARVALHO, S. L.; FILHO, W. V. V.; FERREIRA, F. R. Ocorrência de diclofenaco e naproxeno em água superficial no município de Três Lagoas (MS) e a influência da temperatura da água na detecção desses anti-inflamatórios. **Eng. Sanit. Ambient.** [online]. vol.22, n.3, pp.429-435. ISSN 1413-4152, 2017.
- ANDERSON M. J.. “A new method for non-parametric multivariate analysis of variance”. **Austral Ecol.**, v. 26, p. 32-46. 2001.
- ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Descarte de medicamentos: responsabilidade compartilhada.** Disponível em: <<http://189.28.128.179:8080/descartemedicamentos/apresentacao-1>> Acesso em: 25 de SETEMBRO 2017.
- APAC – AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. Dados climatológicos. Disponível em: <<http://www.apac.pe.gov.br>>. Acesso em: 10 jan. 2019.
- APE, F.; GRISTINA, M. CHEMELLO, R.; SARÁ, G.; MIRTO, S.. Meiofauna associated with vermetid reefs: the role of macroalgae in increasing habitat size and complexity. **Coral Reefs**. Volume 37, Issue 3, pp 875–889, 2018.

- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Washington: APHA, 2005
- APRILE, F., PARENTE, A.H.. Avaliação da qualidade das águas do rio Ipojuca, Pernambuco-Brasil. **Revista Química & Tecnologia (UNICAP)**, v.1, p.71 - 77, 2003
- ARAÚJO, I. C. F., BARRETO, J. P., da SILVA, W. J., & MARTINS, E. O.. **Caracterização da água e teste de eficiência de macrófitas aquáticas no tratamento de lago intermitente**. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental. Centro Universitário de Várzea Grande – UNIVAG, 2018.
- ARAUJO-CASTRO, C. M. V.; SOUZA-SANTOS, L. P.; TORREIRO, A. G. A. G.; GARCIA, K. S.. Sensitivity of the marine benthic copepod *Tisbe biminiensis* (Copepoda, Harpacticoida) to potassium dichromate and sediment particle size. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 57, n. 1, p. 33-41. 2009.
- ARMONIES, W.; HELLWING - ARMONIES, M. Synoptic patterns of meiofaunal and macrofaunal abundances and specific composition in littoral sediments. **Helgoländer Meeresunters**, 41:83-111, 1987.
- AYDIN, A.; ÖZGEN, E.; SÜLIN, T. A.. Novel Method for the Spectrophotometric Determination of Nitrite in Water. **Talanta**, n. 66, p. 1181, 2005.
- BALBINO¹, M. L. C.; BALBINO, E. C.. O descarte de medicamentos no Brasil: Um olhar socioeconômico e ambiental do lixo farmacêutico. **Revista Brasileira de Estudos Jurídicos – Faculdades Santo Agostinho**, v. 7, n. 1, p. 87-100, 2017.
- BARRANGUET, C.. The Role of Microphytobenthic Primary Production in a Mediterranean Mussel Culture Area. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 44, 753 – 765, 1997.
- BARRETO, A. F. S.. **Viabilidade da UAS (Unidade Artificial de Substrato) na avaliação do efeito da pressão antrópica sobre a associação de meiofauna e Copepoda Harpacticoida em ambientes recifais**. Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia,

Programa de Pós graduação em biologia Animal - Dissertação de Mestrado. Recife-PE, 2014.

BENITES, C.M. **Estudo sobre a proposta de metodologia para ensaios de determinação das concentrações e fósforo e clorofila "a" para emprego nos exames periciais de unidades de criminalística da Polícia Federal.** Universidade Federal de Santa Catarina, Mestrado em Perícias Criminais Ambientais. Dissertação de Mestrado. Florianópolis-SC, 2014.

BETT, B.. Monitoring with meiofauna. **Marine Pollution Bulletin**, 19 (6): 293-294, 1988.

BILA, D. M.; DEZOTTI, M.. Fármacos no meio ambiente. **Química Nova**, v. 26, n. 4, p. 523-530, 2003.

BOULTON, A. J.; FOSTER, J.. Effects of buried leaf litter and vertical hydrologic exchange on hyporheic water chemistry and fauna in a gravel-bed river in northern New South Wales. **Freshwater Biology** 40: p. 229–243, 1998.

BOUVY, M.; SOYER, J.. Benthic seasonality in an intertidal mud flat at Kerguelen Islands (Austral Ocean). The relationships between meiofaunal abundance and their potential microbial food. **Polar Biol** 1989; 10:19–27

BRANCO, C. W.; KOLOWSKY-SUZUKY, B.; ESTEVES, F. A. & COIMBRA E SOUZA, L. Rotifers as ecological indicators in three coastal lagoons in the state of Rio de Janeiro. In: SIMPÓSIO DEECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 5º, Vitória. **Anais...** Vitória, UFES.p.249-261, 2000.

BRANDT, E. M. F. **Avaliação da remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em sistemas simplificados de tratamento de esgoto (reatores UASB seguidos de pós-tratamento).** Mestrado em Engenharia Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte (MG), 2012.

BRASIL. - **"Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências."** - Data da legislação: 02/08/2010 - Publicação DOU, de 03/08/2010 Disponível em: <
<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>> Acesso: 30 de novembro de 2017.

- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução n.º 358, de 29 de abril de 2005**. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. Brasília, DF, Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, 4 de maio 2005.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>. Acesso em 15 de maio de 2018.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>. Acesso em 15 de maio de 2018.
- BROUWER, J. F. C.; BJELIC, S.; DE DECKERE, E. M. G. T.; STAL, L. J.. Interplay between biology and sedimentology in a mudflat (Biezelingse Ham, Westerschelde, The Netherlands). **Continental Shelf Research**, v. 20, n. 1, p. 1159 - 1177, 2000.
- BRUNKE, M.; GONSER, T.. The ecological significance of exchange processes between rivers and ground-water. **Freshwater Biol** 37, p.1–33, 1997.
- BUSER, H. R.; POIGER, T.; MULLER, M. D.. Occurrence and fate of the pharmaceutical drug diclofenac in surface waters: rapid photodegradation in a lake. **Environmental Science & Technology**, v. 32, n. 22, p. 3449-3456. 1998.
- CAMARGO, M.G.. SYSGRAN: um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 36, n. 2, p. 371378, 2006.
- CARLSON, K.H.; KNOCKE W.R.; GERTIG, K.R.. Optimizing treatment through Fe and Mn fractionation. **Journal. AWWA**. v.89, n.4, p.162-171 , 1997.
- CARTES, J. E.; GRÉMARE, A.; MAYNOU, F.; VILLORA-MORENO, S. & DINET, A.. Bathymetric changes in the distributions of particulate organic matter and associated fauna along a deep-sea transect down the catalan sea slope

(Northwestern Mediterranean)". **Progress in Oceanography**, v. 53, p. 29-56, 2002.

CARVALHO, N. O.. **Guia de Práticas Sedimentométricas**. Brasília: ANEEL, p. 116, 2000.

CARVALHO, N.O.. Guia de Práticas Sedimentométricas. Brasília: ANEEL, p. 116, 2000. CHEN, X.; CHEN, X.H. Stream water infiltration, bank storage, and storage zone changes due to stream-stage fluctuations. **J. Hydrol** **280**: p.246–264, 2003.

CARVALHO, N.O.. **Hidrossedimentologia prática, CPRM / Eletrobrás**, Rio de Janeiro – RJ, 1994.

CASTRO, C. M. B.. Perturbadores endócrinos ambientais: uma questão a ser discutida. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, v.7, n 1/2 (jan./jun), p. 4-5, 2002.

CASTRO, F. J. V.. **Variação temporal da meiofauna e da nematofauna em uma área mediolitorânea da bacia do piná (Pernambuco, Brasil)**. Universidade Federal de Pernambuco, Mestrado em Oceanografia. Tese de Doutorado. Recife-PE, 2003.

CASTRO, M. H. F. M.. **Alocação quali-quantitativa de água em reservatórios de regiões semiáridas**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós graduação, em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2018.

CHADDAD, P. A. S., ALVES, P. S., GOMES, C. R., SOUSA, A. M., NUNES, V., LIMA, P. M. S., GUILHERME, B. C. Meiofauna da praia arenosa de serrambi (Pernambuco – Brasil). XIII Jornada de Ensino, Pesquisa e Extensão – JEPEX – **Anais...**UFRPE: Recife, 09 a 13 de dezembro, 2013.

CHAVES, A. M. M.. **Descarte de medicamentos e seus impactos socioambientais**. 2014. Monografia (Bacharel em Farmácia), 2011. João Pessoa, Universidade Federal da Paraíba, 2014.

- CHERNICHARO, C. A. L.. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Reatores anaeróbios. Vol. 5. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 1997.
- CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M.. Ordination of samples by Mult- Dimensional Scaling (MDS). In: Change in marine communities: An approach to Statistical Analyses and Interpretation. 2nd edition, PRIMER -E Ltd - Plymouth Marine Laboratory, UK, 2001.
- COLIJN, F. C.; DIJKEMA, K. S.. Species composition of benthic diatoms and distribution of chlorophyll-a on an intertidal flat in the Dutch Wadden Sea. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** v.4. p. 9-21, 1981.
- CONDEPE/FIDEM - Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco. **Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca: série de bacias hidrográficas de Pernambuco Nº 1.** p 64. Recife, 2005.
- COSTA, F.N.L.; OLIVEIRA, Y.R.; SILVA, P.H.; FERREIRA, P.M.P.; PACHECO, A.C.L.; ABREU, M.C.. Avaliação da qualidade hídrica de um rio do semiárido piauiense. **Journal of Environmental Analysis and Progress.** V. 03 N. 02 p. 218-225, 2018.
- COULL, B.C.. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. **Australian Journal of Ecology.** v. 24, p. 327-343, 1999
- CPRH - Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco.** p. 72-78 Recife, 2003. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br>> Consulta em 2 de fevereiro de 2018.
- CUNHA, F. A.. **Farmacopéia Brasileira**. São Paulo: Organização Andrei Editora S.A, 1977.
- DALTO, A. G.; ALBUQUERQUE, E. F.. Meiofauna distribution in a Tropical Estuary of the South-Western Atlantic (Brazil). **Vie et Milieu**, 50 (3): 151-162, 2000.

- DANCEY, C.; REIDY, J.. **Estatística Sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para Windows**. Porto Alegre, Artmed, 2006.
- DE LA CRUZ, E.; VARGAS, J. A.. Abundancia y distribución vertical de la meiofauna en la playa fangosa de Punta Morales, Golfo de Nicoya, Costa Rica. **Rev. Biol. Trop.** 35(2) : 363-367, 1987.
- DEBENHAM, N. J.; LAMBSHEAD, P. J. D.; FERRERO, T. J.; SMITH, C. R.. The impact of whale falls on nematode abundance in the deep sea. **Deep-Sea Research**, 51:701-706, 2004.
- DOLE-OLIVIER, M. J.. The hyporheic refuge hypothesis reconsidered: a review of hydrological aspects. **Marine and Freshwater Research** 62(11):1281-1302, 2011.
- DUNIGAN, E. P.; PHELAN, R. A.; SHAMSUDDIN, Z. H. Use of water hyacinths to remove nitrogen and phosphorus from eutrophic waters. **Hyacinth Control J**, v. 13, p. 59-61, 1975.
- EDWARDS, T. K.; GLYSSON, G. D.. Field Methods for Measurement of Fluvial Sediment. In: Techniques of Water- Resources Investigations of the U.S. **Geological Survey (USGS)**. Reston, Virginia, 1999.
- ENVIRONMENTAL AGENCY Groundwater-surface water interactions in the hyporheic zone. Science Report SC030155/SR1. United Kingdom. p. 71, 2005.
- EPA – Environmental Protection Agency. **Office of Ground Water and Drinking Water. Effect of Treatment on Nutrient Availability**. Total Coliform Rule Issue Paper. p.45, 2007.
- ERGÜN, H.; FRATTARELLI, D. A. C.; ARANDA, J. V.. Characterization of the role of physicochemical factors on the hydrolysis of dipyrone, **Water Research**, v. 35, p. 479-487, 2004.
- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnología**. 2 ed. Interciência. Rio de Janeiro, 1998

- FALQUETO, E.; KLIGERMAN, D. C.; ASSUMPÇÃO, R. F.. Como realizar o correto descarte de resíduos de medicamentos? **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 1, p.3283-3293, 2006.
- FENT, K., WESTON, A. A, CAMINADA, D.. Ecotoxicology of human pharmaceuticals. **Aquatic Toxicology**. v. 76, n. 2, p. 122-159, 2006.
- FIGUEIREDO FILHO, D. B.; SILVA JÚNIOR, J. A.. Desvendando os mistérios do coeficiente de correlação de Pearson (r). **Revista Política Hoje**, v. 18, n. 1, p. 115-46. 2009,
- FOLK, R. L.; WARD. W.C. Brazos River Bar: Study of the Significance of Grain Size Parameters. **Journal of Sedimentary Petrology**, 27 : p.3-27, 1957.
- FOLMAR, L. C.; HEMMER, M.; HEMMER, R.; BOWMAN, C.; KROLL, K.; DENSLOW, N. D.. Comparative estrogenicity of estradiol, ethynyl estradiol and diethylstilbestrol in an in vivo, male sheep sheadmin now (Cyprinodonvariegatus), vitellogeninbioassay. **Aquatic Toxicology**, v. 49, n. 1, p. 77-88, 2000.
- FORTUNA, M. D.. **Controle descendente da meiofauna pelo caranguejo Uca burgersi**. Dissertação de mestrado - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Biociências de Botucatu, 2014.
- FRANCO, R. A. M.; HERNANDEZ, F. B.T.. Qualidade da água para irrigação na microbacia do Coqueiro, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 6, p. 772-780, 2009.
- FREITAS, B. A. F. **Caracterização da zona hiporreica no trecho médio do rio Beberibe considerando aspectos biológicos e sedimentológicos**. Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Dissertação de mestrado, 2018.
- FROEHNER, S.; PICCIONI, W.; MACHADO, K. S.; AISSE, M. M. Removal Capacity of Caffeine, Hormones, and Bisphenol by Aerobic and Anaerobic Sewage Treatment. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 216, p. 463-471, 2011.

- GALLETTI, A.; AL AUKIDI, M.; VERLICCHI, P.; PETROVIC, M.; BARCELÓ, D. Pharmaceuticals removal in a H-SSF treating a secondary domestic waste water – an experimental investigation. **Anais...** In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 12. Proceedings of the International Conference on wetland systems for water pollution control. Venice: IWA, 2010.
- GARCIA L. P., ZANETTI-RAMOS B. G.. Gerenciamento dos resíduos de serviços de saúde: uma questão de biossegurança. **Cad Saúde Pública**, v.20, n.3, p.744-52, 2009.
- GARDOLINSKI, P. C. F. C.; DAVID, A. R. J.; WORSFOLD, P. J.. Miniature Flow Injection Analyser for Laboratory, Shipboard and in Situ Monitoring of Nitrate in Estuarine and Coastal Waters. **Talanta**, n. 58, p. 1015, 2002.
- GARSON, G. D.. **Statnotes: Topics in Multivariate Analysis**, 2009.
- GEBHARDT, W.; SCHRÖDER, H.Fr.. Liquid chromatography-(tandem) mass spectrometry for the follow-up of the elimination of persistent pharmaceuticals during wastewater treatment applying biological wastewater treatment and advanced oxidation. **J. Chromatogr. A**, v.1160, p.34-43, 2007.
- GIERE, O.. **Meiobenthology: The Microscopic Motile Fauna of Aquatic Sediments**. Second Edition. Springer. 2009.
- GIERE, O.; ELEFThERIOU, A.; MURISON, D. J.. **Abiotic Factors**. IN: HIGGINS, R.P.; THIEL, H.. (eds). Introduction to the Study of Meiofauna. Washington, D. C: Smithsonian Institution Press, p. 61-78, 1988.
- GONÇALVES JÚNIOR, A., LINDINO, C., FERREIRA, M., BARICCATTI, R., DIVINO, G.. Remoção de metais pesados tóxicos cádmio, chumbo e cromo em biofertilizante suíno utilizando macrófita aquática (*Eichornia crassipes*) como bioindicador. **Acta Scientiarum**. Technology. 30 (1): 9-14, 2008
- GRAAFF, M. S.; VIENO, N. M.; KUJAWA-ROELEVELD, K.; ZEEMAN, G.; TEMMINK, H.; BUISMAN, C. J. N.; Fate of hormones and pharmaceuticals during combined anaerobic treatment and nitrogen removal by partial nitrification in ammonium collected black water. **Water Research**, v. 45, p. 375-383, 2011.

- GUERRA, E. D. **Avaliação da influência do ferro e do sulfato na degradação de paracetamol em reatores biológicos anaeróbios**. Monografia (Bacharel em Engenharia Ambiental). Caruaru-PE, Centro Universitário Tabosa de Almeida ASCES/UNITA 2017.
- HAKENKAMP, C.C.; PALMER, M.A.. **The ecology of hyporheic meiofauna**. In: JONES, J.B. MULHOLLAND, P.J. Streams and ground Waters. Academic Press. Cap. 13, p. 307-329, 2000.
- HAWKINS, A.J.S.; BAYNE, B.L.; MONTOURA, R.F.C.; LLEWELLUN, C.A.; NAVARRO, E.. Chlorophyll degradation and absorption throughout the digestive system of the blue mussel *Mytilus edulis*. Exp. **Mar. Biol. Ecol**, v. 96, p.213-223, 1986.
- HEBERER, T. Tracking persistent pharmaceutical residues from municipal sewage to drinking water. **Journal of Hydrology**, v.266, p.175-189, 2002.
- HIRATUKA, Célio et al. **Logística reversa para o setor de medicamentos**. Brasília: ABDI, 2013.
- HUANG, D.; LIU, X.; LIN, M.; CHEN, H.; WEI, L.; HUANG, L.; ZHANG, Z.. Effects of sewage discharge on abundance and biomass of meiofauna. **Yingyong Shengtai Xuebao**, v. 25, p. 3023-3031, 2014.
- INGRAM, R. L.. **Sieve analysis**. in: CARVER R. E.. (ed) Procedures in Seimentary Petrology. Wiley Interscience, 1972
- IRWIN, L. K.; GRAY, S.; OBERDÖRSTER, E.. Vitellogenininduction in paintedturtle, *Chrysemys picta*, as a biomarker of exposure o enviro nmental levels of estradiol. **AquaticToxicology**, v. 55, n. 1, p. 49-60, 2001.
- JESUS, B. M. F. B.. **Ecophysiology and spatial distribution of microphytobenthic biofilms**. Lisboa, 2005. 258 f. Doutorado (Faculdade de Ciências - Departamento de Biologia). Universidade de Lisboa.
- JIANG, J. Q. et al. Occurrence and treatment of endocrine disrupting chemicals (EDCs) in wastewaters. **Chemosphere**, v. 61, n. 4, p. 544-550, 2005.

- JOÃO, W. da S. J.. Descarte de medicamentos. **Pharmacia Brasileira**, v. 82, n. 82, p. 14-16, 2011.
- KARTHIKEYAN, K. G.; MEYER, M. T. Occurrence of antibiotics in waste water treatment facilities in Wisconsin, USA. **Science of the Total Environment**, v. 361, p. 196-207, 2006.
- KASPRZYK-HORDERN, B.; DINSDALE, R. M.; GUWY, A. J. The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during waste water treatment and its impact on the quality of receiving waters. **Water Research**, v. 43, n. 2, p. 363-380, 2009.
- KOTWICK, L. *et al.* Horizontal and vertical distribution of meiofauna on sandy beaches of the North Sea. **Helgol Mar Res**, v. 59, p. 255–264, 2005.
- KÜMMERER, K.. Pharmaceuticals in the environment. **Annual review of environment and resources**, v. 35, p. 57-75, 2010.
- LIU, Y.; DEDIEU, K.; SANCHEZ-PÉREZ, J.; MONTUELLE, B.. “Role of biodiversity in the biogeochemical processes at the water-sediment interface of macroporous river bed: An experimental approach”. **Ecological Engineering**, v. 103, part B, p. 385-393, 2017.
- LORENZEN, C. J.. Determination of chlorophyll and phaeopigmentes: Spectrophotometric equations. **Limnol Oceanogr.**, v. 12, p.343-346, 1967.
- LUCIO, M. Z. T. P. Q.; SANTOS, S. S.; SILVA, D. M. L.. Hydrochemistry of Cachoeira River (Bahia State, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 2, p. 181-192, 2012.
- LUQUE-ESPINAR, J. A.; NAVAS, N.; CHICA-OLMO, M.; CANTARERO-MALAGÓN, S.; CHICA-RIVAS, L.. Seasonal occurrence and distribution of a group of ECs in the water resources of Granada city metropolitan areas (South of Spain): pollution of raw drinking water. **Journal of Hydrology**, v. 531, n. 3, p. 612-625, 2015.
- MACIEL, D. C.; COSTA, B. V. M.; SANTOS, L. P. S.; SOUZA, J. R. B.; ZANARDI-LAMARDO, E.. Avaliação da toxicidade dos sedimentos do Sistema Estuarino

do Capibaribe (Pernambuco, Brasil) utilizando o copépodo bentônico *Tisbe biminiensis* Volkmann Rocco (1973). **Tropical Oceanography**, v. 43, n. 1, p. 26-37. Recife, 2015.

MACINTYRE, H. L.; GEIDER, R. J.; MILLER, D. C.. Microphytobenthos: The Ecological Role of the "Secret Garden" of Unvegetated, Shallow-Water Marine Habitats. I. Distribution, Abundance and Primary Production. **Estuarine Research Federation**, v. 19, n. 2A, p. 186 - 201, 1996.

MADIKIZELA, L. M.; TAVENGWA, N. T.; CHIMUKA, L.. Status of pharmaceuticals in African water bodies: Occurrence, removal and analytical methods. **Journal of environmental management**, v. 193, p. 211-220, 2017.

MAENG, S. K., AMEDA, E., SHARMA, S. K., GRÜTZMACHER, G. & AMY, G. Organic micropollutant removal from waste water effluent-impacted drinking water sources during bankfiltration and artificial recharge. **WaterResearch**, v.44, n.14, p.4003-4014, 2010.

MARE, M. F.. A study of marine benthic community with special reference to the microorganisms. **J. Mar. Biol. Ass. UK.**, v.25, pp.517-554, 1942.

MARE, M. F.. A study of marine benthic community with special reference to the microorganisms. **J. Mar. Biol. Ass. U.K.**, v. 25, p. 517–554, 1942.

MARIA, T. F.; WANDENESS, A.P.; ESTEVES, A.M. State of the art of the meiofauna of Brazilian Sandy Beaches. **Brazilian Journal of Oceanography**, 64, p. 17-26, 2016

MATAMOROS, V.; ARIAS, C.; BRIX, H.; BAYONA, J. M. Preliminary screening of small-scale domestic waste water treatment systems for removal of pharmaceutical and personal care products. **Water Research**, v. 43, p. 55-62, 2009.

MATAMOROS, V.; BAYONA, J. M.; Elimination of pharmaceuticals and personal care products in subsurface flow constructed wetlands. **Environmental Science & Technology**, v. 40, p. 5811-5816, 2006.

- MATAMOROS, V.; GARCÍA, J.; BAYONA, J. M. Organic micropollutant removal in a full scale Surface flow constructed wetland fed with secondary effluent. **Water Research**, v. 42, p. 653-660, 2008.
- MATNI, A.S.. As macrófitas aquáticas mais freqüentemente encontradas nos Lagos Bolonha e Água Preta do Parque Ambiental de Belém. 54º Congresso Nacional de Botânica. **Anais...** Belém: Universidade Federal do Pará, 1996
- MCARDLE B. H.; ANDERSON M. J. (2001). "Fitting multivariate models to community data: a comment on distance based redundancy analysis". **Ecology**, v. 82, p. 290-297.
- MELO, S. A. S., TROVO, A. G., BAUTITZ, I. R., NOGUEIRA, R. F. P.. Degradação de fármacos residuais por processos oxidativos avançados. **Quím Nova**, v.32, n.1, p.188-197, 2009.
- MERTEN, G. H.; POLETO, C.. **Qualidade dos sedimentos**. 1ª ed. Porto Alegre - RS: ABRH. P. 397, 2006.
- MONTAGNA, P.A.; BLANCHARD, G.F.; DINET, A.. Effects of production and biomass of intertidal microphytobenthos on meiofaunal grazing rates. **J. Exp. Mar. Bio. Ecol**, v.185, p. 149-165, 1995.
- MUGNAI, R.; MESSANA, G.; DI LORENZO, T.. The hyporheic zone and its functions: revision and research status in Neotropical regions. Resultados da pesquisa. **Brazilian Journal of Biology**. v. 75, n. 3, p. 524-534. 2015.
- MULLER, G.. **Methods in Sedimentary Petrography (Part I)**. Hafner Publishing Co., New York. 1967.
- MUROLO, P.P.A.; CARVALHO, P.V.V.C.; CARVALHO, M.L.B.; SOUZASANTOS, L.P.; SANTOS, P.J.P.. Spatio-temporal variations of microphytobenthos in the Botafogo and Siri estuaries (Northeast - Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v.54 n.1, p.19-30, 2006.
- NAPOLEÃO, D.C.. **Avaliação e tratamento de fármacos oriundos de diferentes estações de tratamento empregando processos oxidativos avançados**.

Departamento de Eng. Química, Universidade Federal de Pernambuco. Tese de Doutorado. 107p, 2015.

NASCIMENTO, A. C.. **Propaganda de Medicamentos. É possível regular?** Departamento de Ciências Sociais. Tese de Doutorado, Rio de Janeiro, RJ: UERJ, 2007.

NETTO, S. A.; PAGLIOSA, P. R.; FONSECA, A. L. O.; GALLUCCI, F.; FONSECA, G. F. C.; SOUZA, R. S.. Interações entre o microfitobentos, meiofauna e macrofauna (Praia Comprida, Santa Catarina). **Braz. J. Ecol.** v. 11, p. 78-82, 2007.

NORDBERG, G. F.; GOYER, R. A.; CLAKSON, T. W.. Impact of effects of acid precipitation on toxicity of metals. **Environmental Health Perspectives**, 63:169-180, 1985.

OMS - Organização Mundial Da Saúde. **Guidelines for Drinking-water Quality**. 4 WHO Word Health Organization, Geneva, 2011.

PALMER, M. A.. Dispersal of marine meiofauna: a review and conceptual model explaining passive transport and active emergence with implications for recruitment. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, 48(1):81- 91, 1988.

PALMER, M. A.. Hydrodynamics and structure: interactive effects on meiofauna dispersal. **Journal of Experimental**, V. 104, p. 53-68, 1986.

PALMER, M.A.. Hydrodynamics and structure: interactive effects on meiofauna dispersal. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 104, p. 53-68, 1986.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H.; PEREIRA, C. M.. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Colombo, Embrapa Florestas, 2011.

PASQUINI, N. C.. Determinação de diclofenaco, ibuprofeno, sulfametazol e trimetropina no esgoto bruto da cidade de Sumaré, SP, BR. **Journal of Biology & Pharmacy and Agricultural Management**, v. 14., n. 1, p. 1-9, 2018.

- PERBICHE-NEVES, G.; NOGUEIRA, M. G.; OLIVEIRA, P.; SERAFIM-JUNIOR, M. Sobre alguns atributos ecológicos de Copépodes (Crustacea) planctônicos de dois reservatórios profundos. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.* 18(1):1-8, 2014.
- PEREIRA, A. M. P. T.; SILVA, L. J. G.; LEONOR M. MEISEL, L. M.; LINO, C. M.; PENA, A. Environmental impact of pharmaceuticals from Portuguese wastewaters: geographical and seasonal occurrence, removal and risk assessment. *Environmental Research*. v.136, p. 108–119, 2015.
- PEREIRA, T. V.; MENDONÇA, A. S. F.. Aplicação de Modelagem Computacional na Simulação de Parâmetros de Qualidade da Água Relacionados com Nitrogênio em Curso D'água. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. *Anais...*, João Pessoa: ABRH, 2005.
- PESSOA NETO A. R.; KORN E. M. G.. Os nutrientes nitrato e nitrito como contaminantes ambientais e alternativas de determinação. *Candombá*, v. 2, n. 2, p. 90–97, 2006
- PFANNKUCHE, O.; SOLTWEDEL, T.. Small benthic size classes along the N.W. European Continental Margin: spatial and temporal variability in activity and biomass. *Progress in Oceanography*, 42:189– 207, 1998.
- QUEIROZ, F. B.; BRANDT, E. M. F.; AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; AFONSO, R. J. C. F.. Occurrence of pharmaceuticals and endocrine disruptors in raw sewage and their behavior in UASB reactors operated at different hydraulic retention times. *Water Science & Technology*, v. 6612, p. 2562-2569, 2012.
- RAGASSI, B.. **Monitoramento de fármacos em água superficial e efluente de estação de tratamento de esgoto no município de Dracena-SP**. Universidade Estadual de Paulista. Departamento de recursos hídricos e tecnologias ambientais, Dissertação de mestrado, 2018.
- REGNERY, J.; BARRINGER, J.; ALEXANDRE D. WING, A. D.; HOPPE-JONES, C.; TEERLINK, J.; DREWES, J. E.. Start-up performance of a full-scale river bank filtration site regarding removal of DOC, nutrients, and trace organic chemicals. *Chemosphere*, v.127, p.136-142, 2015.

- RICHTER, C.A.; AZEVEDO NETTO, J.M.. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. São Paulo, Edgard Blücher. 1991.
- RICKLEFS, R. E.; MILLER, G. L.. **Ecology**. 4 th. Ed. Library of Congress Cataloging in Publication Data. Printed in U.S.A. 1999.
- RODGERS-GRAY, T. P.; JOBLING, S.; KELLY, C.; MORRIS, S.; BRIGHTY, G.; WALDOCK, M. J.; SUMPTER, J. P.; TYLER, C. R.. Exposure of juvenileroad (Rutilus rutilus) to treated sewage effluent induces dose-dependent and persistent disruption in gonadal duct development. **Environmental Science & Technology**, v. 35, n. 3, p. 462-470, 2001.
- RODRIGUES, C. R. B.. **Aspectos Legais e Ambientais do Descarte**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, 112f. 2009.
- RUIZ, M. A. H.. Síntesis del ibuprofeno: ejemplo histórico de la economía atómica industrial. **Revista de Química de la Universidad Pablo de Olavide**. N 9. p. 133-136, 2003.
- SANTOS, L.H.M.L.M.; ARAÚJO, A.N.; FACHINI, A.; PENA, A.; DELERUEMATOS, C.; MONTENEGRO, M. C. B. S. M.. Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 75, p. 45-95, 2010.
- SASSI, R.; KUTNER, M. B. B.. Variação sazonal do fitoplâncton da região do Saco da Ribeira (Lat. 23°30'S – Lng. 45°07'W), Ubatuba, Brasil. **Boletim do Instituto Oceanográfico** 31: 43-55, 1982.
- SCHWAIGER, J.; FERLING, H.; MALLOW, U.; WINTERMAYR, H.; NEGELE, R. D. Toxic effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac. Part I: histopathological alterations and bioaccumulation in rainbow trout. **Aquatic Toxicology**. v. 68, p. 141-150, 2004.
- SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E ENERGÉTICOS, **Plano Hidroambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca. Tomo I – Diagnóstico Hidroambiental**. Recife, 2011.

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E ENERGÉTICOS, **Plano Hidroambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca. Tomo II – Diagnóstico Hidroambiental**. Recife, 2011.

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E ENERGÉTICOS, **Plano Hidroambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca. Tomo III – Diagnóstico Hidroambiental**. Recife, 2011.

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E ENERGÉTICOS, **Plano Hidroambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca. Tomo IV – Diagnóstico Hidroambiental**. Recife, 2011.

SERVOS, M.R.; BENNIE, D.T.; BURNISON, B.K.; JURKOVIC, A.; McINNIS, R.; NEHELI, T.; SCHNELL, A.; SETO, P.; SMYTH, S.A.; TERNES, T.A. Distribution of estrogens, 17b-estradiol and estrone, in Canadian municipal wastewater treatment plants. **Science of The Total Environment**, v. 336, n. 1-3, p. 155-170, 2005.

SHEPARD, F. P.. Nomenclature Based on Sand-Silt-Clay Ratios. **Journal of Sedimentary Petrology**, v.24 n.3, p.151-158, 1954.

SILVA, M. O. S. A.. **Analises Físico-Químicas para Controle das Estações de Tratamento de Esgoto**, CETESB, 117p, 1997.

SILVIA, V. M. A. P.; GROHMANN, P. A.; ESTEVES, A. M.. Aspectos gerais do estudo da meiofauna de Praias arenosas. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v.3, n. 1, 1997.

SOUZA, J. S.; FERRÃO, M. F. Aplicações da espectroscopia no infravermelho no controle de qualidade de medicamentos contendo diclofenaco de potássio. Parte I: Dosagem por regressão multivariada. **Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas**, v.42, n.3, São Paulo, 2006.

SPERLING, M.V.. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996. (Série Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.1.

- SUGUIO, K.. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo. Ed. Edgard Blucher. EDUSP, 317 p. 1973.
- SUNDABÄCK, K.; NILSSON, P.; NILSSON, C.; JÖNSSON, B. Balance Between Autotrophic and Heterotrophic Components and Processes in Microbenthic Communities of Sandy Sediments: A Field Study. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 43, p. 689 - 706, 1996.
- SUNDBÄCK, K.; MILES, A.; HULTH, S.; PIHL, L.; ENGSTRÖM, P.. Selander E, Svenson A (2003) Importance of benthic nutrient regeneration during initiation of macroalgal blooms in shallow bays. **Mar Ecol Prog Ser** 246:115–126
- TALEB, A.; BELAIDI, N.; SÁNCHEZ-PÉREZ, JOSÉ-MIGUEL; VERVIER, P.; TITA, G.; DESROSIERS, G.; VINCKX, M. & NOZAIS, C. Predation and sediment disturbance effects of internal polychaeta *Nereis virens* (Sars) on associated meiofaunal assemblages. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 243:261- 282, 2000.
- TAMBOSI, J. L.; YAMANAKA, L. Y.; MOREIRA, R. F. P. M.; JOSÉ, H. L.; SCHRODER, H. F. R.. Recent research data on the removal of pharmaceuticals from sewage treatment plants (STP). **Química Nova**, v. 33, n. 2, p. 411-420, 2008.
- TAVARES, R. N.. **Ocorrência de desreguladores endócrinos e fármacos na ETA do Jiqui, Natal/RN. Trabalho de conclusão de curso**. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Departamento de engenharia civil, p. 1-26, Natal, 2018.
- TERNES T. A.. Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. **Water Res.**, v.32, n.11, p.3245-3260, 1998.
- TRINDADE, R.L.. **Interação microfitobentos x copepoda harpacticoida em área estuarina do Canal de Santa Cruz**. Universidade Federal de Pernambuco, Mestrado em Oceanografia. Dissertação de Mestrado. Recife – PE, 2007.
- TUFENKJI, N.; RYAN, J.; ELIMELECH, M.. The Promise of Bank filtration. **Environmental Science Technology**, v. 36, p. 422A-428, 2002.

- USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Biological Indicators of Groundwater- Surface water Interaction**. September, 1998.
- VALITUTTO, R. S. **Acumulação de Poluentes Inorgânicos por Macrófitas Aquáticas nos Reservatórios de Santana e Vigário, Barra do Piraí – RJ**. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2004.
- VASCONCELOS, D. M.; SANTOS, P. J. P.; TRINDADE, R. L.. Distribuição espacial da meiofauna no estuário do rio formoso, Pernambuco, Brasil. **Atlântica**, 26 (1): 45-54, 2004
- VÁSQUEZ-SUÁREZ, A.; GONZÁLEZ, M.; DÍAZ, O.; LIÑERO, A. I. Variación temporal de la meiofauna en sedimentos del sistema lagunar "laguna de raya", estado nueva esparta, Venezuela. **Interciencia**, vol. 35, n. 2, pp. 144-150, 2010.
- VERAS, T. B. **Caracterização física e biológica da zona hiporreica na interação rio-aquífero no rio Beberibe - Pernambuco**, Doutorado em Engenharia Civil - Área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Tese de Doutorado. Recife-PE, 2015.
- VERAS, T. B.; CABRAL, J. J. S. P.; RIBEIRO, A.L.; DUARTE, M. M. B.; ZAIDAN, E. M. C.. A filtração em margem na remoção de fármacos: Estudo de caso rio Beberibe-PE, Brasil. **Anais...** In: Simpósio de Hridaúlica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Portuguesa. 2017.
- VERLICCHI, P.; GALLETTI, A.; AL AUKIDI, M.; PASTI, L.; MARCHETTI, N. Evaluation of sulphamethoxazole, ciprofloxacin and trimethoprim removal in a H-SSF system: An experimental investigation. In: **12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Proceedings...**, Venice: IWA, 2010.
- VON SPERLING, M.. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005.

- WANG, X.; LI, P.. Rapid screening of mycotoxins in liquid milk and milk powder by automated size-exclusion SPE-UPLC–MS/MS and quantification of matrix effects over the whole chromatographic run. **Food Chemistry**, v. 173, p. 897-904, 2015.
- WARD, J.V.; PALMER, M.A.. Distribution patterns of interstitial freshwater meiofauna over a range of spatial scales, with emphasis on alluvial riveraquifer systems. **Hydrobiologia**, v.287, p. 147-156, 1994.
- WILTSHIRE, K. H.. Algae and associated pigments of intertidal sediments, new observations and methods. **Limnologica**, v. 30, p. 205 - 214, 2000.
- YUAN, S. L.; LI, X. F.; JIANG, X. M.; ZHANG, H. X.; ZHENG, S. K. Simultaneous determination of 13 psychiatric pharmaceuticals in sewage by automated solid phase extraction and liquid chromatography-mass spectrometry, **Chinese Journal Of Analytical Chemistry**, v. 41, n. 1, p. 49-56, 2013.
- ZEPPILLI, D.; SARRAZIN, J.; LEDUC, D.; ARBIZU P. M.; FONTANETO, D. C.. Is the meiofauna a good indicator for climate change and anthropogenic impacts?. **Marine Biodiversity**, v. 45, n. 3, p. 505-535, 2015.
- ZUCCATO, E.; CASTIOGLIONI, S. & FANELLI, R.. Identification of the pharmaceuticals for human use contaminating the Italian aquatic environment. **J. Hazard Mat.**, v.122, p.205-209, 2005.
- ZUCCATO, E; CASTIGLIONI, S.; FANELLI, R.; REITANO, G.; BAGNATI, R.; CHIABRANDO, C.; POMATI, F.; ROSSETTI, C.; CALAMARI D.. Pharmaceuticals in the environment in Italy: causes, occurrence, effects and control. **Environ. Sci. Pollut. Res. Int.**, v.13, n.1, p.15-21, 2006.