



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Amanda Fraga do Amaral

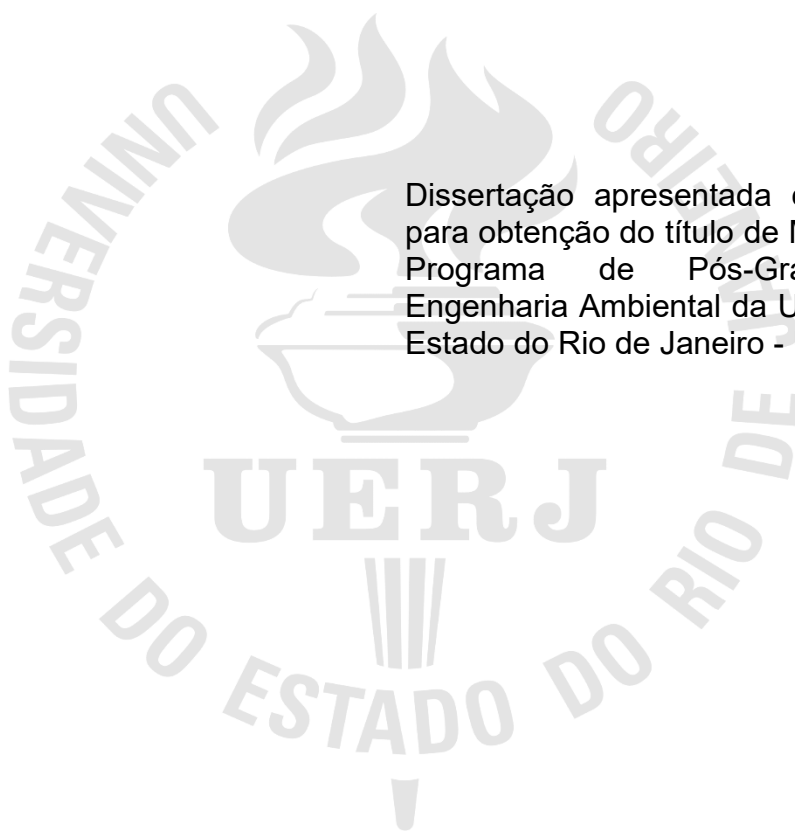
**Monitoramento e avaliação da eficiência de um Reator piloto
Bardenpho modificado-IFAS no tratamento de esgoto real:
Remoção de Benzofenona e Dietilftalato**

Rio de Janeiro

2021

Amanda Fraga do Amaral

**Monitoramento e avaliação da eficiência de um Reator piloto Bardenpho
modificado-IFAS no tratamento de esgoto real: Remoção de Benzofenona e
Dietiltalato**



Dissertação apresentada como requisito
para obtenção do título de Mestre junto ao
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental da Universidade do
Estado do Rio de Janeiro - UERJ.

Orientadora: Profa. Marcia Marques Gomes

Coorientador: Deivisson Lopes Cunha

Rio de Janeiro

2021

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

A485 Amaral, Amanda Fraga do.
Monitoramento e avaliação da eficiência de um reator piloto Bardenpho modificado-IFAS no tratamento de esgoto real: remoção de benzofenona e dietilftalato / Amanda Fraga do Amaral. – 2021.
102f.

Orientadora: Marcia Marques Gomes.
Coorientador: Deivisson Lopes Cunha.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Águas residuais - Purificação - Tratamento biológico - Teses. 3. Poluentes - Teses. I. Gomes, Marcia Marques. II. Cunha, Deivisson Lopes. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. IV. Título.

CDU 628.35

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Amanda Fraga do Amaral

Monitoramento e avaliação da eficiência de um Reator piloto Bardenpho modificado-IFAS no tratamento de esgoto real: Remoção de Benzofenona e Dietilftalato

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre junto ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ.

Apresentado em 22 de março de 2021.

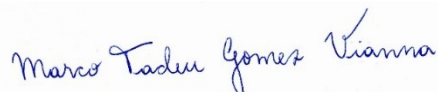
Banca examinadora:



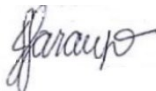
Profa. Marcia Marques Gomes (Orientadora)
Faculdade de Engenharia, UERJ



Dr. Deivisson Lopes Cunha (Coorientador)
Curso de Doutorado em Engenharia Ambiental - DEAMB, UERJ



Dr. Marco Tadeu Gomes Vianna
InovUERJ - UERJ



Prof. Frederico Goytacazes de Araujo
Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Espírito Santo - IFES

Rio de Janeiro

2021

DEDICATÓRIA

Aos meus pais e irmã.

AGRADECIMENTOS

À minha mãe por sempre estar presente durante o caminho, comemorando cada passo dado, por menor que fosse, como se tivesse sido a maior conquista de todas e diminuindo os percalços, me incentivando a acreditar no meu potencial e dando todo o apoio necessário.

Ao meu pai que nunca mediu esforços para me proporcionar a oportunidade de estudar, estando presente com palavras de incentivo, apoio e encorajamento e me inspirando a continuar no caminho certo.

À minha irmã, que desenvolveu a virtude da paciência ao me ouvir repassar diversas vezes as mesmas apresentações, por ter respeitado os meus silêncios, e ouvir os meus desesperos, sofrendo e comemorando cada segundo ao meu lado na mesma intensidade.

Aos meus orientadores, Professora Marcia Marques, pela oportunidade, acolhimento e confiança, por se dedicar ao trabalho e aos orientados com maestria, não faltando zelo. E ao meu coorientador Dr Deivisson Lopes Cunha, por toda a dedicação na condução do trabalho, sempre me motivando, estimulando o meu melhor, não faltando paciência e compreensão.

Aos integrantes do grupo LABIFI, principalmente ao agora Dr. Alexandre Amaro que enquanto doutorando projetou, construiu e operou o sistema de tratamento biológico, contribuindo incansavelmente para o andamento do projeto. À Gabi técnica do LABIFI, agora mestranda como eu, que com dedicação e disposição, me ajudou nos dias cansativos das análises, trazendo leveza e bom humor ao ambiente. Ao técnico do LABIFI Rodrigo Coutinho que sempre se manteve disponível para me ajudar no laboratório.

Aos meus amigos mais próximos, por compreenderem os meus momentos, me incentivarem a continuar na carreira acadêmica, vibrarem com as minhas conquistas, e por trazerem calma nas turbulências. A uma amiga em especial, por ter incentivado a minha inscrição no processo seletivo e ter me acompanhado durante a maior parte do período.

A todos os que passaram por mim durante o desenvolvimento deste trabalho, deixando uma palavra de incentivo e me apoiando de alguma forma, os meus sinceros agradecimentos.

Nenhum vento sopra a favor de quem não sabe para onde ir.

Sêneca

RESUMO

AMARAL, Amanda Fraga do. **Monitoramento e avaliação da eficiência de um reator piloto Bardenpho modificado-IFAS no tratamento de esgoto real: remoção de benzofenona e dietilftalato.** 2021. 102f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

A crescente complexidade da indústria de bens de consumo, resulta introdução a cada ano de novas substâncias químicas, os micropoluentes (MPs), sendo possível detectá-los – ainda que em baixas concentrações nas matrizes aquosas pelo mundo, onde as Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) convencionais são as principais vias de disseminação para o meio ambiente. Devido aos riscos que a presença dessas substâncias pode gerar ao ambiente, há uma demanda para o aprimoramento do tratamento biológico de esgotos com foco principalmente, na remoção desses MPs. Uma alternativa que sugere aumento significativo da eficiência geral são os sistemas que associam biomassa fixa e suspensa em um mesmo reator, ou seja, processos híbridos (IFAS/MBBR), combinados à compartimentos com diferentes condições de oxirredução. O objetivo deste estudo foi avaliar o desempenho de um sistema híbrido piloto Bardenpho modificado-IFAS, com foco na remoção de Benzofenona (BP) e Dietilftalato (DEP). O sistema que combina a tecnologia híbrida (IFAS/MBBR) com o processo de remoção biológica de nutrientes foi projetado para tratar esgoto real, composto por sete unidades de tratamento (anaeróbico, anóxico 1, aeróbio, anóxico 2 e reaeração e dois tanques de sedimentação). O sistema com um volume total de 400 L e teve cerca de 50% do volume do tanque aeróbio (120 L) preenchido com meios-suporte (mídias). O afluente altamente variável, principalmente em carga orgânica, resultou em oscilação de desempenho do tratamento. Contudo, a biomassa fixa apresentou resistência aos choques sofridos, sendo capaz de desempenhar de forma satisfatória o abatimento da demanda química de oxigênio (DQO) e do nitrogênio amoniacal após a perda de praticamente toda biomassa suspensa do compartimento aeróbio, indicando que com menor concentração de biomassa suspensa, houve uma maior taxa de transporte de massa para o biofilme, melhorando assim a eficiência geral do sistema, sendo que a remoção de BP subiu de $24\pm 33\%$ para $49\pm 18\%$, e a de DEP subiu de $57\pm 8\%$ para $62\pm 15\%$.

Palavras-chave: Tratamento de águas residuárias. IFAS. MBBR. Benzofenona. Dietilftalato.

ABSTRACT

AMARAL, Amanda Fraga do. **Monitoring and evaluation of the efficiency of a modified Bardenpho-IFAS pilot reactor in the treatment of real sewage:** removal of benzophenone and diethylphthalate. 2021. 102f. Dissertation (Environmental Engineering MSc) – Faculty of Engineering, Rio de Janeiro State University, Rio de Janeiro, 2021.

The increasing complexity of the industrialized products results in the introduction of new chemicals every year, the micropollutants (MPs), making it possible to detect them - albeit in low concentrations in aqueous matrices, being the conventional wastewater treatment plants (WWTPs) one of the main paths for dissemination to the environment. Due to the risks that the presence of these substances can generate to the environment, there is a demand for the improvement of biological treatment systems with focus on the removal of MPs. A biological treatment strategy that has demonstrated high efficiency on the removal of micropollutants combines fixed and suspended biomass in the same reactor named hybrid processes, combined with the use of compartments with different redox conditions. The objective of this study was to evaluate the performance of a modified Bardenpho-IFAS hybrid pilot system, focusing on the removal of Benzophenone (BP) and Diethylphthalate (DEP). The system that combines a hybrid technology (IFAS/MBBR) with the process of biological removal of nutrients was designed to treat real domestic wastewater and is composed of seven treatment units (anaerobic, anoxic 1, aerobic, anoxic 2 and re-aeration and two sedimentation tanks). The system had a total volume of 400 L and being 50% of the volume of the aerobic tank (120 L) filled with support media (media). The highly variable composition of the affluent, mainly regarding the organic load, resulted in fluctuations in the treatment performance. However, the fixed biomass showed resistance to the shock loads, being able to perform satisfactorily on the abatement of chemical oxygen demand (COD) and ammoniacal nitrogen after the loss of practically all suspended biomass from the aerobic compartment, indicating that with a lower concentration of suspended biomass, there was a greater mass transport rate for the biofilm, thus improving the overall efficiency of the system, with the removal of BP rising from $24\pm 33\%$ to $49\pm 18\%$, and that of DEP rising from $57\pm 8\%$ to $62\pm 15\%$.

Keywords: Wastewater treatment. IFAS. MBBR. Benzophenone. Diethylphthalate.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Evolução dos processos de tratamento de águas residuárias.....	24
Figura 2 – Representação esquemática do sistema bardenpho modificado.....	31
Figura 3 – Representação esquemática do funcionamento dos reatores.....	37
Figura 4 – Suportes Kaldnes® empregados nos sistemas.....	38
Figura 5 – Diagrama do sistema piloto Bardenpho Modificado-IFAS.....	48
Figura 6 – Meio suporte da marca Enviromex utilizado para enchimento dos tanques do MBBR.....	51
Figura 7 – Resultados de recuperação da extração por SPE de todos os analitos estudados em duas concentrações: 0,1 µg L ⁻¹ e 0,2 µg L ⁻¹	57
Figura 8 – Tempo de retenção hidráulica na redução da DQO e nitrogênio total ao longo do tempo de monitoramento.....	59
Figura 9 – Matriz de dispersão com correlações e valores-p entre variáveis e o desempenho do sistema da redução da DQO e remoção do nitrogênio total.....	60
Figura 10 – Variação do teor de SST ao longo do tempo de monitoramento.....	61
Figura 11 – Redução da carga orgânica recebida por cada reator ao longo do tempo de monitoramento.....	61
Figura 12 – Redução da carga do nitrogênio amoniacal por cada compartimento ao longo do tempo de monitoramento.....	62
Figura 13 – Razão da carga aplicada e reduzida dos compostos nitrogenados ao longo do tempo de monitoramento.....	63
Figura 14 – Perfis de fósforo afluente e efluente ao sistema biológico e a eficiência ao longo do tempo de monitoramento.....	64
Figura 15 – Variação da concentração de nitrato na saída do sedimentador.....	65
Figura 16 – Perfis dos compostos-alvo (a) benzofenona (BP) e (b) dietilftalato no afluente e efluente do sistema biológico piloto ao longo do tempo de monitoramento.....	66
Figura 17 – Redução da DQO e remoção do nitrogênio total e compostos-alvo ao longo do tempo de monitoramento.....	67
Figura 18 – Matriz de dispersão com correlações e valores-p do sistema.....	68

Figura 19 - Remoção da BP após cada etapa do tratamento no bardenpho-IFAS modificado.....	69
Figura 20 - Remoção da DEP após cada etapa do tratamento no bardenpho-IFAS modificado.....	69
Figura 21 – Concentração da biomassa fixa e suspensa e remoção dos MPs no compartimento aeróbio ao longo do tempo de monitoramento.....	71
Figura 22 – COV e remoção dos MPs no compartimento aeróbio ao longo do tempo de monitoramento.....	72
Figura 23 – Concentração do OD e remoção dos MPs no compartimento aeróbio ao longo do tempo de monitoramento.....	73
Figura 24 – Matriz de dispersão com correlações e valores-p para o reator aeróbio.....	73
Figura 25 – Carga de nitrato consumida e remoção dos MPs no compartimento anóxico ao longo do tempo de monitoramento.....	74
Figura 26 – Matriz de dispersão com correlações e valores-p para o reator anóxico.....	75
Figura 27 - Matriz de dispersão com correlações e valores-p para o reator anaeróbio.....	76
Figura 28 – Variação na remoção dos compostos-alvo em diferentes sistemas de tratamento.....	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Propriedades físico-químicas e estrutura dos compostos-alvo.....	40
Tabela 2 – Faixa de concentração de BP e DEP quantificado em águas superficiais no mundo.....	41
Tabela 3 – Tempo de retenção hidráulica do sistema Bardenpho modificado-IFAS ao longo do tempo de monitoramento.....	49
Tabela 4 – Características do meio de suporte.....	51
Tabela 5 – Frequência dos parâmetros físico-químicos e metodologias utilizadas na análise do monitoramento do sistema.....	53
Tabela 6 – Parâmetros otimizados do detector MS/MS para os analitos estudados.....	54
Tabela 7 – Parâmetros de controle de qualidade analítico UPLC-MS/MS para BP e DEP.....	56
Tabela 8 – Características físico-químicas do sistema Bardenpho modificado-IFAS.....	58
Tabela 9 – Remoção da BP e DEP em sistemas biológicos.....	78

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A/O	<i>Anaerobic/Aerobic</i> (Anaeróbio/Aeróbio)
A2/O	<i>Anaerobic/Anoxic/Aerobic</i> (Anaeróbio/Anóxico/Aeróbio)
AGS	<i>Aerobic Granular Sludge</i> (Lodo Aeróbio Granular)
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
BP	Benzofenona
C/N	Razão Demanda Química de Oxigênio/Nitrogênio Amoniacal
CEDAE	Companhia Estadual de Águas e Esgotos
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DEP	Dietilftalato
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EBENR	Remoção Biológica de Fósforo Aprimorada
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
P	Fósforo
GAO	Organismo Acumulador de Glicogênio
IFAS	<i>Integrated Fixed Film Activated Sludge</i> (Sistema Integrado de Biomassa Fixa e Lodos Ativados)
LD	Limite de Detecção
LQ	Limite de Quantificação
MBBR	<i>Moving Bed Biofilm Reactor</i> (Reator Biológico de Leito Móvel)
MBR	<i>Membrane Biological Reactor</i> (Biorreator com Membrana)
MLE	<i>Modified Ludzack-Ettinger</i> (Ludzack-Ettinger Modificado)
MPs	Micropoluentes
NH ₃ -N	Nitrogênio Amoniacal
NT	Nitrogênio Total
OD	Oxigênio Dissolvido
PAO	Organismo Acumulador de Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PHA	Polihidroxialcanoatos
PHB	Polihidroxibutirato

Poli-P	Polifosfato
PVC	Policloreto de Polivinila
SBR	<i>Sequencing Batch Reactor</i> (Reator de Batelada Sequencial)
SST	Sólidos Suspensos Totais
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor</i> (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo)
UCT	<i>University of Cape Town</i> (Universidade de Cape Town)
VIP	<i>Virginia Initiative Plant</i> (Iniciativa da Estação de Virgínia)

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	16
1. OBJETIVOS	20
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
2.1. Contextualização do problema: déficit na coleta e tratamento de esgotos no mundo e no Brasil	21
2.2. Processos biológicos no tratamento de esgotos	22
2.2.1. <i>Processos biológicos convencionais</i>	24
2.2.1.1. <i>Sistema de lagoas anaeróbias – lagoas facultativas</i>	24
2.2.1.2. <i>Lodos ativados convencional</i>	25
2.2.1.3. <i>Reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo</i>	25
2.2.1.4. <i>Filtro biológico</i>	26
2.2.2. <i>Processos biológicos não-convencionais</i>	27
2.2.2.1. <i>Reator biológico de Leito Móvel – MBBR</i>	27
2.2.2.2. <i>Biorreator com membrana – MBR</i>	27
2.2.2.3. <i>Reator de batelada sequencial – SBR</i>	29
2.2.2.4. <i>Lodo aeróbio granular - AGS</i>	30
2.3. Processo Bardenpho Modificado	31
2.3.1. <i>Funcionamento</i>	33
2.3.1.1. <i>Anaeróbio</i>	33
2.3.1.2. <i>Anóxico I</i>	34
2.3.1.3. <i>Aeróbio I</i>	34
2.3.1.4. <i>Anóxico II</i>	35
2.3.1.5. <i>Aeróbio II</i>	35
2.4. Sistemas híbridos do tipo MBBR e IFAS	35
2.4.1. <i>Histórico</i>	35
2.4.2. <i>Fundamentos</i>	37
2.4.3. <i>Suportes Móveis</i>	38
2.5. Micropoluentes	39
2.5.1. <i>Compostos-alvo</i>	39

2.5.2. <i>Mecanismos de remoção dos compostos-alvo</i>	42
2.6. Desafios na implementação de sistemas híbridos em escala piloto	45
3. MATERIAIS E MÉTODOS	47
3.1. Sistema de Tratamento Biológico Piloto Bardenpho Modificado-IFAS	47
3.1.1. <i>Unidades do sistema e suas características</i>	49
3.1.1.1. <i>Reator Anaeróbio</i>	49
3.1.1.2. <i>Reator Anóxico 1</i>	49
3.1.1.3. <i>Reator aeróbio</i>	50
3.1.1.4. <i>Reator anóxico 2</i>	50
3.1.1.5. <i>Reator de Reaeração</i>	50
3.1.1.6. <i>Tanques de sedimentação</i>	50
3.1.2. <i>Meio suporte</i>	50
3.2. Plano de Monitoramento	51
3.2.1. <i>Amostragem</i>	51
3.2.2. <i>Análises físico-químicas</i>	52
3.2.3. <i>Análises cromatográficas</i>	53
3.2.4. <i>Análise estatística</i>	55
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
4.1. <i>Análises cromatográficas</i>	56
4.2. <i>Análises físico-químicas</i>	58
4.3. <i>Ocorrência e remoção dos compostos-alvo no sistema</i>	65
4.4. <i>Desempenho de cada compartimento</i>	68
4.5. <i>Remoção dos compostos-alvo em diversos sistemas biológicos</i>	76
5. CONCLUSÃO	80
6. RECOMENDAÇÕES E PESQUISAS FUTURAS	81
REFERÊNCIAS	82
APÊNDICES	93
APÊNDICE A: Resultado da análises físico-químicas do monitoramento do esgoto bruto e tratado por cada compartimento do sistema Bardenpho modificado-IFAS	93

APÊNDICE B: Resultado das análises cromatográficas do monitoramento do esgoto bruto e tratado por cada compartimento do sistema Bardenpho modificado-IFAS	101
--	------------

INTRODUÇÃO

A água, recurso natural essencial à vida, dispõe diversos usos para homem, usos estes que resultam em sua contaminação por uma grande variedade de contaminantes orgânicos e inorgânicos, de modo que se torna necessário a coleta dos efluentes gerados e o tratamento adequado antes do seu descarte. Tendo em vista a crescente complexidade nos padrões de consumo humano, os efluentes ao serem despejados sem tratamento adequado podem conter contaminantes de complexidade igualmente crescente, o que pode causar alterações na qualidade dos corpos hídricos receptores e, conseqüentemente, danos aos ecossistemas e ao próprio homem.

O desordenado desenvolvimento urbano, com a falta de investimentos de infraestrutura propicia uma carência crescente de coleta e tratamento dos efluentes gerados. Estima-se que 48% das águas residuárias são lançadas *in natura* no ambiente, sem tratamento prévio (JONES *et al.*, 2020). Os países com populações de baixa renda tratam, em média, apenas 4,2% dos esgotos que produzem; já nos países com populações de renda média-baixa e média-alta essa proporção de esgotos tratados sobe, chegando a 26% e 43% respectivamente, sendo que nos países com populações de renda alta, o tratamento está estimado a uma média de 74% (JONES *et al.*, 2020).

Há grandes desafios no setor de saneamento básico, principalmente em países de baixa renda, sendo necessário combater o déficit existente, assegurando o atendimento universal da população, atendendo os padrões de qualidade que vem se tornando mais rígidos ao longo dos anos. Visto que inicialmente o tratamento de efluentes, em particular de origem doméstica, objetivava apenas a remoção dos sólidos suspensos e da matéria orgânica biodegradável. Com avanço do conhecimento científico passou a ser considerado na concepção das estações de tratamento de esgoto (ETEs) a remoção do nitrogênio amoniacal, e com o tempo, a remoção no nitrito e nitrato concomitantemente ao fósforo (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018). Atualmente, com a crescente complexidade da indústria de bens de consumo e o lançamento a cada ano de novas substâncias químicas para os mais diversos objetivos, a demanda por tratamento tem focado, principalmente, na remoção dos micropoluentes (MPs) (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018).

Os MPs são substâncias presentes em diversas matrizes ambientais em baixas concentrações, na ordem de microgramas ou nanogramas por litro ($\mu\text{g L}^{-1}$ ou ng L^{-1}), que representam riscos em potencial para organismos aquáticos e a saúde humana; por essa razão tornaram-se um dos maiores desafios da atualidade, em termos de tratamento de efluentes, despertando a atenção da comunidade acadêmica (KORA *et al.*, 2020; GOGOI *et al.*, 2018).

As ETEs convencionais representam uma das principais vias de disseminação desses compostos para o ambiente, principalmente em regiões urbanizadas, uma vez que não foram projetadas objetivando a remoção desses MPs (MARCANTONIO *et al.*, 2020; KOSEK *et al.*, 2020). Tais ETEs proporcionam uma eficiência geralmente muito limitada, por onde os MPs podem passar inalterados, formar subprodutos ou serem removidos em taxas muito baixas (KOSEK *et al.*, 2020; MARCANTONIO *et al.*, 2020). Portanto, os sistemas de tratamento convencionais devem ser aprimorados, com vistas à redução do lançamento de MPs nos corpos hídricos receptores, e desta forma, aumentar a qualidade do efluente tratado em níveis que permitam o reuso, protegendo ao mesmo tempo, os mananciais e a qualidade da água bruta a ser tratada para abastecimento humano.

Os reatores biológicos de leito móvel (MBBR – do inglês *Moving Bed Biofilm Reactor*) e o sistema integrado de biomassa fixa e lodos ativados (IFAS – do inglês *Integrated Fixed Film Activated Sludge*) são alternativas não-convencionais no tratamento de esgotos e foram desenvolvidos no final da década de 80 e início dos anos 90 (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018; RUSTEN *et al.*, 1998). São tecnologias compactas, capazes de tratar esgotos com cargas orgânicas elevadas e passíveis de serem incorporadas em estações convencionais de pequeno porte já existentes, sem a necessidade de obras de ampliação (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018). Caracterizam-se por serem sistemas híbridos que utilizam biomassas suspensa e fixa no mesmo reator, visto que biofilmes são formados em meios-suporte móveis inseridos em reatores, como os de lodos ativados, propiciando assim, uma maior concentração de biomassa ativa por m^3 (RUSTEN *et al.*, 2006; ØDEGAARD, 2006). Uma das características que os diferem são os valores de concentração dos sólidos suspensos, sendo cerca de 20 vezes maior no IFAS do que no MBBR (ØDEGAARD *et al.*, 2010). Mesmo que o desenvolvimento desses sistemas tenha ocorrido quando os MPs não eram ainda uma preocupação, os mesmos têm recentemente sido

considerados como moderadamente eficazes na remoção desses compostos (KOSEK *et al.*, 2020).

Estudos relatam que sistemas que operam com biomassa fixa e suspensa associadas em um mesmo reator, denominados “sistemas híbridos”, apresentam uma maior remoção de MPs devido à variedade superior de microrganismos decompositores (LATORRE *et al.*, 2015; ARIAS *et al.*, 2018). Cabe lembrar que tais microrganismos atuam por mecanismos distintos, sendo que a biomassa fixa supera a biomassa em suspensão no tocante à biodegradação de MPs, enquanto existe uma tendência inversa para a remoção abiótica, como processos sortivos, em que a biomassa suspensa é mais efetiva do que o biofilme (ABTAHI *et al.*, 2018).

Uma alternativa que propicia o aumento significativo da eficiência geral de remoção dos MPs nesses sistemas é a combinação de diferentes condições de oxirredução (ALVARINO *et al.*, 2018b). Sistemas alternativos formados pela combinação das condições biológicas principais (aeróbias, anóxicas e anaeróbias), desenvolvidos na década de 70 predominantemente na África do Sul, por meio do trabalho de James Barnard, que objetivavam originalmente, a remoção biológica dos nutrientes (ESFAHANI *et al.*, 2019). Por volta de 1978, James Barnard desenvolveu o processo conhecido como Bardenpho modificado, que consiste em cinco tanques de tratamento, combinando as três condições biológicas, onde a primeira é a anaeróbia seguida da pré-anóxica, aeróbia, pós-anóxica e aeróbia, com uma recirculação do primeiro reator aeróbio ao pré-anóxico, a fim de proporcionar o processo de desnitrificação (ESFAHANI *et al.*, 2019; METCALF & EDDY, 2016).

Com uma ampla variedade de compostos incluindo fármacos, drogas ilícitas, componentes de produtos de limpeza e higiene pessoal dentre outros, lançados em corpos receptores via efluentes domésticos, industriais e hospitalares não tratados, são classificados como MPs (MARCANTONIO *et al.*, 2020; KORA *et al.*, 2020; KANAUIYA *et al.*, 2019; GOGOI *et al.*, 2018; LUO *et al.*, 2014) faz-se necessário o estudo de grupos de MPs selecionados quanto à eficiência de remoção dos sistemas convencionais e aperfeiçoados.

Duas substâncias amplamente utilizadas pela sociedade moderna na categoria de MPs, a Benzofenona (BP) e o Dietilftalato (DEP), são produzidas ou importadas por, pelo menos, um país membro da União Europeia, em níveis superiores a 1.000 toneladas por ano (ECHA, 2020). Tais substâncias apresentam diversos usos e aplicações, dentre esses, são amplamente utilizados como estabilizador ou

absorvedor da radiação ultravioleta (BP) e plastificante (DEP), e não são removidas completamente por ETEs convencionais (GUO *et al.*, 2020; LI, 2012; FARAJZADEH; MOGADDAM, 2012; YE *et al.* 2011; KAWAGUCHI *et al.*, 2008). São escassos os estudos que investigaram a eficiência de sistemas híbridos que combinam MBBR/IFAS para remoção de DEP em reatores em escala piloto com efluente real e quanto à BP, tais estudos não foram encontrados até o presente momento.

O presente estudo teve como objetivo monitorar o desempenho de um sistema piloto do tipo Bardenpho modificado-IFAS projetado para tratar esgoto real de uma estação de tratamento de esgoto da cidade do Rio de Janeiro, quanto à eficiência de remoção da BP e DEP.

1. OBJETIVOS

Objetivo Geral

Monitorar um sistema piloto Integrado de Biomassa Fixa utilizando mídias no tanque aerado, dentro do conceito MBBR e Lodos Ativados do tipo IFAS combinado ao processo biológico do tipo Bardenpho Modificado doravante denominado Bardenpho modificado-IFAS com foco na remoção da Benzofenona e Dietilftalato.

Objetivos Específicos

1. Apresentar e descrever o sistema piloto Bardenpho modificado-IFAS instalado na ETE Alegria da Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Rio de Janeiro (CEDAE);
2. Monitorar o funcionamento do reator Bardenpho modificado-IFAS quanto aos parâmetros físico-químicos selecionados;
3. Monitorar a eficiência do reator Bardenpho modificado-IFAS quanto à remoção dos compostos-alvo BP e DEP;
4. Apresentar a evolução do sistema em termos de eficiência ao longo de um período de monitoramento semanal por oito semanas;
5. Apresentar críticas e sugestões para aperfeiçoamento do sistema, com base nas informações obtidas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Contextualização do problema: déficit na coleta e tratamento de esgotos no mundo e no Brasil

A água doce é um recurso natural fundamental para vida, sendo indispensável, em padrões de qualidade adequados, como elemento econômico e social, como meio de vida para os organismos aquáticos, ou como componente bioquímico de seres vivos.

Dentre os usos múltiplos que a água dispõe, a sua utilização para as atividades humanas, em sua maioria, produz as águas residuárias, sejam provenientes de processos industriais ou domésticos (WWAP, 2017).

Em virtude de apresentarem uma fração de poluentes, que variam quantitativamente e qualitativamente em virtude de sua utilização (JORDÃO; PESSÔA, 2011), as águas residuárias precisam ser tratadas adequadamente (VON SPERLING, 1996). Visto que quando lançadas *in natura* no meio ambiente, é capaz de gerar impactos negativos nos ecossistemas, na saúde humana e na qualidade dos corpos receptores, interferindo nas atividades econômicas (WWAP, 2017).

Devido ao crescimento populacional, a urbanização, a migração e a industrialização, juntamente com o aumento da produção e do consumo, a demanda por recursos hídricos estão cada vez maiores (WWAP, 2015). Conseqüentemente, aumenta a quantidade de águas residuárias produzidas e a poluição gerada por essas em todo mundo, visto que a sua maior parcela é lançada no meio ambiente sem tratamento adequado (WWAP, 2017).

Dado acima mencionado apoia-se nas estimativas de que em âmbito global, em média, os países de renda baixa apenas 0,02% da população têm acesso ao serviço de tratamento e 3,6% ao serviço de coleta, para os países de renda média-baixa e média-alta os índices estão entorno de 2 e 13,8% para tratamento, e 12,7 e 53,6 para coleta, respectivamente (BAUM *et al.*, 2013). Os países de renda alta são os únicos que atendem mais da metade dos indivíduos com os serviços de coleta (86,8%) e de tratamento (78,9%) (BAUM *et al.*, 2013).

Ademais, encontra-se na literatura as proporções de águas residuárias tratadas em relação as geradas por países em categorias econômicas. Os países de renda

baixa tratam, em média, apenas 4,2% dos esgotos que produzem, enquanto os de média-baixa e média-alta essa proporção melhora chegando a 26 e 43%, respectivamente (JONES *et al.*, 2020). Os países de renda alta tratam cerca de 74% das águas residuais urbanas e industriais que produzem, quase o dobro dos países de média-baixa (JONES *et al.*, 2020).

Nas cidades brasileiras apenas 43% de todo esgoto produzido é coletado e tratado por sistema coletivo (ANA, 2017). Considerando que 12% do total produzido a população utiliza fossa séptica como forma de tratamento individual, o índice de atendimento é de aproximadamente 55% (ANA, 2017). Portanto 45% são constituídos por não coletados e não tratados (26%) e coletados e não tratados (19%), assim prejudicando a utilização dos recursos hídricos, uma vez que as águas residuárias acabam sendo destinadas de formas inadequadas, como em sarjetas, redes pluviais, diretamente no solo e em corpos d'água (ANA, 2017).

Analisando as regiões brasileiras individualmente, considerando apenas os sistemas coletivos de esgotamento sanitário, observa-se que a Norte é mais precária, onde abrange apenas 12% da população com o serviço de tratamento de esgotos e 16% de coleta (ANA, 2017). Subsequente encontra-se as regiões Nordeste, Sul e Centro-oeste, com os índices de 43, 54 e 51% para coleta e 32, 40 e 49% para tratamento, respectivamente (ANA, 2017). A região Sudeste, a que apresenta os melhores índices, é a única onde o serviço de tratamento de esgoto atende mais da metade de sua população urbana, representando 54% ao todo, enquanto de coleta é de 83% (ANA, 2017). No entanto, considerando os dados isolados de cada estado da região sudeste, observa-se que apenas São Paulo atende mais da metade da população, 64%, com o serviço de tratamento (ANA, 2017).

Observa-se que há grandes desafios no setor de saneamento básico, principalmente em países de baixa renda, sendo necessário combater a deficiência existente de tratamento das águas residuárias, no sentido de assegurar o atendimento universal a toda população, com qualidade, segurança sanitária e responsabilidade ambiental, conciliando com futuras pressões.

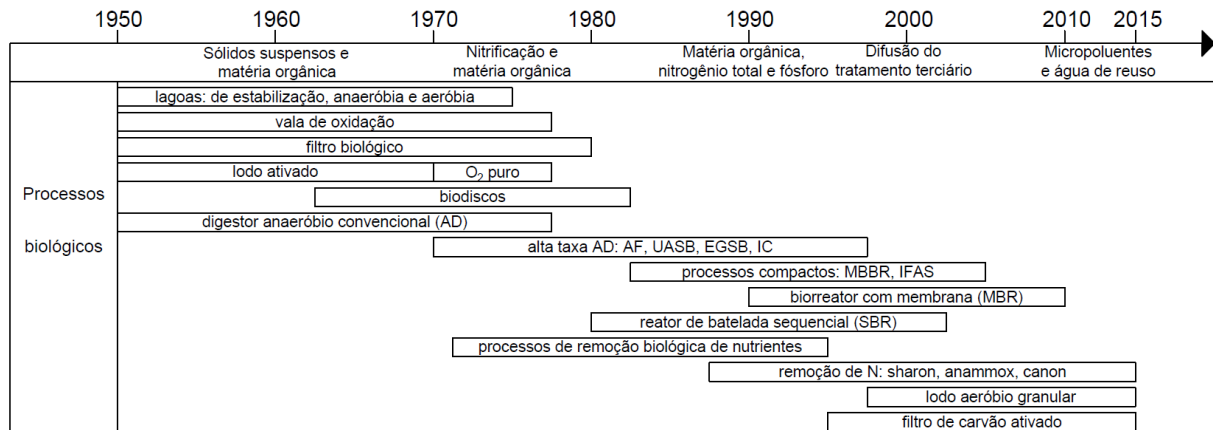
2.2. Processos biológicos no tratamento de esgotos

Os processos biológicos de tratamento de esgotos são caracterizados pela ação dos microrganismos em sistemas projetados que visa reproduzir os fenômenos

naturais que ocorrem no meio ambiente (JORDÃO; PESSÔA, 2011; VON SPERLING, 1996; SANT'ANNA JR., 2013). Sobrevêm em condições controladas a fim de degradar os inúmeros poluentes presentes no efluente em um tempo e área inferiores, que sejam economicamente viáveis, ao dos processos da natureza (JORDÃO; PESSÔA, 2011; VON SPERLING, 1996). Se encontram em constante evolução em detrimento do avanço do conhecimento, tornando conceitos estabelecidos obsoletos, propiciando o desenvolvimento de novas tecnologias a fim de acompanhar as metas mais rígidas impostas ao longo dos anos (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018).

Os desafios iniciais, de 1900 até o início de 1970, se restringiam a remoção dos sólidos suspensos e matéria orgânica biodegradável e a eliminação de organismos patogênicos (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018; METCALF & EDDY, 2016). Como pode ser visto na Figura 1, as tecnologias eram voltadas para atender a demanda da época, sendo essas a de lodos ativados, filtros de gotejamento, reatores anaeróbios convencionais, entre outras. Em seguida, os objetivos do tratamento do efluente se tornaram mais rigorosos, sendo considerado na concepção das ETEs a remoção do nitrogênio amoniacal, o processo de nitrificação, e com o tempo, o processo de desnitrificação, objetivando a remoção do nitrito e nitrato, concomitantemente a remoção do fósforo (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018). Com isso, sistemas alternativos formados pela combinação das três condições biológicas principais (aeróbias, anóxicas e anaeróbias) em diferentes tanques foram desenvolvidos na década de 70, predominantemente na África do Sul, por meio do trabalho de James Barnard, ou em diferentes períodos, porém no mesmo compartimento como reator de batelada sequencial (SBR – do inglês *Sequencing Batch Reactor*), desenvolvido na década de 80, onde objetivavam a remoção biológica dos nutrientes (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018; ESFAHANI *et al.*, 2019). Mais recentemente, se viu a necessidade de desenvolver processos compactos, que ocupem menos espaço, a fim de driblar o crescimento exponencial e repentino dos grandes centros urbanos, como os processos híbridos do tipo MBBR e IFAS, que associam a biomassa fixa à suspensa (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018). Atualmente, os processos de tratamento estão sendo ajustados para atender a remoção dos MPs e o reúso da água tratada (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018).

Figura 1 – Evolução dos processos de tratamento de águas residuárias.



Legenda: AF = filtro anaeróbio; UASB = reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo; EGSB = leito granular expandido; IC = circulação interna; MBBR = reator biológico de leito móvel; IFAS = sistema Integrado de Biomassa Fixa e Lodos Ativados.

Fonte: Adaptado Dezotti, Lippel e Bassin (2018).

2.2.1. Processos biológicos convencionais

No Brasil, dentre as 2.768 estações de tratamento de esgotos identificadas, verificou-se que o processo biológico mais empregado é a lagoa anaeróbia antecedente da lagoa facultativa, conhecido como sistema australiano, representando 364 ETEs (ANA, 2017). No entanto, o processo biológico de lodos ativados convencional atende a maior parcela da população do país assistida pelo sistema de tratamento de águas residuárias, representando cerca de 16,5 milhões de pessoas, 24% da população (ANA, 2017).

Além das tecnologias supracitadas, algumas outras que podem ser considerados como processos biológicos convencionais, visto que apresentam conceitos consolidados, como o reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) e o filtro biológico, que serão descritos brevemente a seguir:

2.2.1.1. Sistema de lagoas anaeróbias – lagoas facultativas

Este sistema, conhecido como australiano, apresenta uma melhor eficiência quando comparado à de uma lagoa facultativa única, no entanto devido ao processo anaeróbio, pode haver liberação de odores (VON SPERLING, 1996).

O afluente é encaminhado para uma lagoa aberta de menores dimensões, mais profunda e desprovida de agitação mecânica, características essenciais para que o oxigênio dissolvido se concentre apenas na superfície. Nessas condições, a

concentração de oxigênio é desprezível, tendo uma concentração nula abaixo da superfície. Portanto, configura-se como um sistema anaeróbio, onde os fenômenos de digestão ácida e fermentação mecânica tornam-se parte do processo (VON SPERLING, 1996; DEZOTTI *et al.*, 2008; JORDÃO; PESSÔA, 2011). Nessa primeira fase a decomposição da matéria orgânica é apenas parcial, sendo necessário passar pela segunda lagoa, a facultativa (VON SPERLING, 1996).

2.2.1.2. *Lodos ativados convencional*

O centenário sistema de lodos ativados é uma das tecnologias convencionais que dispõe de maior eficiência na degradação da matéria orgânica, apresentando fatores econômicos atrativos, visto ser um processo relativamente baixo custo, sendo essas, características que favoreceram a implementação, estando, atualmente, entre os mais aplicados (DEZOTTI *et al.*, 2008). Possui diversas classes de processos, que se diferenciam em relação ao tempo de retenção e a concentração de biomassa no reator (DEZOTTI *et al.*, 2008).

O processo consiste na intensa mistura, agitação e aeração do esgoto bruto e do lodo ativado, que é o floco formado no próprio afluente pela floração de microrganismos na presença de oxigênio dissolvido, e posteriormente são separados por sedimentação em tanques de decantação. A maior parte do lodo ativado retorna ao sistema (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

2.2.1.3. *Reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo*

No sistema de reator anaeróbio de manta de lodo a concentração da biomassa, que cresce dispersa em meio líquido, se encontra em valores bem elevados, não precisando de grande volume de reator para alcançar boa eficiência na remoção dos compostos orgânicos e sólidos suspensos, com um custo relativamente baixo (VON SPERLING, 1996; DEZOTTI *et al.*, 2008).

O fluxo do líquido é ascendente, fazendo com que o sistema seja também denominado como reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB – do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*). Portanto, o afluente entra no fundo do reator, e com o movimento ascendente, passa através da manta de lodo, de uma zona de sedimentação e um separador de fases, até escoar na superfície (VON SPERLING, 1996; DEZOTTI *et al.*, 2008).

Em resultado das atividades anaeróbias, formam-se gases que são dispersos na parte superior, sem haver contato com a zona de sedimentação, de onde pode ser coletado para o reaproveitamento energético, ou a queima (VON SPERLING, 1996). Ademais, a produção de lodo é bem baixa, que já até sai estabilizado, podendo ser diretamente direcionado para um leito de secagem (VON SPERLING, 1996). Devido à fermentação produzida, há possíveis produções de odores, porém, é possível realizar o controle desses (VON SPERLING, 1996).

2.2.1.4. *Filtro biológico*

O termo filtro biológico não condiz com funcionamento do sistema, visto não realizar nenhum processo de filtração, mas sim da metabolização dos constituintes biodegradáveis do afluente quando em contato com a massa biológica aderida aos meios de suporte, através do fenômeno de adsorção (SANT'ANNA JR., 2013, JORDÃO; PESSÔA, 2011; DEZOTTI *et al.*, 2008; VON SPERLING, 1996). Trata-se de um processo aeróbio, que normalmente é realizada através de ventilação forçada ou tiragem natural (SANT'ANNA JR., 2013; DEZOTTI *et al.*, 2008). Portanto, trata-se de uma tecnologia aeróbia de biomassa aderida a suportes inertes, onde desenvolve-se a comunidade microbiana formando o biofilme, por onde percola o efluente a ser tratado.

Essa tecnologia apresenta o inconveniente do efluente não ser distribuído por toda área do biofilme continuamente, assim interferindo na eficiência do tratamento (SANT'ANNA JR., 2013; DEZOTTI *et al.*, 2008). Porém, para superar tal desvantagem, se faz necessário haver a recirculação do efluente, reduzindo as zonas mortas (SANT'ANNA JR., 2013; DEZOTTI *et al.*, 2008).

Como vantagem, pode-se citar, dependendo da espessura do biofilme, que há formação de zonas anaeróbias no interior, próxima ao suporte, e zonas aeróbias próximo à superfície do biofilme, beneficiando tanto as bactérias autotróficas como heterotróficas (DEZOTTI *et al.*, 2008). Recomenda-se que a biomassa apresente uma espessura variando de 0,1 mm a 2 mm, a fim de não acarretar problemas na operação do sistema (DEZOTTI *et al.*, 2008). Quando há desprendimento da biomassa dos suportes, os mesmos são removidos como lodo, visto que são arrastados pela corrente líquida para a saída do reator (DEZOTTI *et al.*, 2008).

2.2.2. Processos biológicos não-convencionais

Com o avanço do conhecimento científico ao longo dos anos, as metas acerca do padrão de qualidade do efluente tratado impulsionaram o desenvolvimento de novas tecnologias (SANT'ANNA JR., 2013). Com isso, serão apresentados a seguir alguns dos processos biológicos relativamente recentes, que vem ganhando espaço, apresentando potencial na alteração do cenário atual.

2.2.2.1. Reator biológico de Leito Móvel – MBBR

O Reator Biológico de Leito Móvel, conhecido como MBBR – do inglês *Moving Bed Biofilm Reactor*, caracteriza-se na combinação do processo de lodos ativados combinado ao processo de filtro biológico, usufruindo das melhores características de cada sistema, e abstendo das características desfavoráveis (RUSTEN *et al.*, 2006, ØDEGAARD; RUSTEN; WESSMAN, 2004, ØDEGAARD, 1999).

Esta tecnologia consiste na inserção de suportes móveis (mídias), geralmente de polietileno, no meio líquido do reator, que ficam em suspensão devido à agitação gerada por sistemas de aeração (tanques aerados) ou de mistura (tanques anaeróbios ou anóxicos) e são mantidos no interior por uma peneira na saída do tanque (ØDEGAARD; RUSTEN; WESSMAN, 2004, ØDEGAARD; RUSTEN; BADIN, 1993). Sobre tais peças será formado um biofilme, com baixa perda de carga e com uma superfície específica alta (ØDEGAARD; RUSTEN; BADIN, 1993), com isso os microrganismos decompositores ficam tanto em suspensão, quanto aderidos aos meios de suporte, propiciando o aumento da atividade microbiana, obtendo uma melhor eficiência quando comparado a um reator com um mesmo volume que opera apenas com biomassa em suspensão.

Ao contrário do processo de lodos ativados, o MBBR não precisa de reciclagem de lodo, como também é o caso de outros reatores de biofilme (ØDEGAARD; RUSTEN; WESSMAN, 2004).

2.2.2.2. Biorreator com membrana – MBR

O biorreator com membrana, conhecido como MBR – do inglês *Membrane Biological Reactor*, é caracterizado por um sistema de biomassa em suspensão associado a um módulo com membranas, geralmente de microfiltração ou ultrafiltração, que atua como uma barreira, retendo a biomassa no interior do reator,

resultando na biodegração dos poluentes e na separação dos sólidos, sendo dispensável um sedimentador após o processo, diferentemente da tecnologia de lodos ativados (SANT'ANNA JR., 2013; DEZOTTI *et al.*, 2008).

Os MBRs podem ser configurados de duas formas distintas, onde os módulos de membranas possam estar submersos no reator, ou conectados externamente ao tanque (SANT'ANNA JR., 2013; DEZOTTI *et al.*, 2008). As membranas retêm os sólidos, forçando a passagem do líquido, a partir da aplicação de vácuo, inferior a 50 kPA, ou o permeado pode ser recuperado por método de pressurização no reator (METCALF & EDDY, 2016; SANT'ANNA JR., 2013; DEZOTTI *et al.*, 2008).

O uso desta tecnologia permite um tratamento avançado do efluente, pois propicia a remoção de bactérias e dos sólidos suspensos não removidos integralmente, possibilitando o seu reuso (SANT'ANNA JR., 2013; DEZOTTI *et al.*, 2008).

Ademais, devido as altas concentrações microbianas que o reator é operado, devido a retenção da biomassa através das membranas, o MBR é considerado como uma solução de tratamento de efluentes compacta e eficiente, pois o volume do tanque pode ser menor quando comparados aos tratamentos que atuam somente com biomassa em suspensão (SANT'ANNA JR., 2013; DEZOTTI *et al.*, 2008).

Uma desvantagem do processo é o fenômeno conhecido como "fouling", que devido a incrustação da membrana, há uma diminuição em sua permeabilidade ao longo do tempo de operação, gerando a redução do fluxo (SANT'ANNA JR., 2013; DEZOTTI *et al.*, 2008).

Há uma alternativa que vem sendo difundida nos últimos anos que visa superar tal desvantagem, onde combina o processo MBBR ao MBR. A proposta sugere que a utilização do MBBR antecedendo o MBR, reduziria a tendência à incrustação da membrana, pois a biomassa ficaria, predominantemente, aderida aos meios de suporte no interior do reator, além de propiciar sistemas mais compactos (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018). Segundo Leiknes e Ødegaard (2007), o processo possui boas eficiências de tratamento, gerando efluentes de alta qualidade, independentemente das taxas de carregamento. Além do mais, quando a taxa de carga orgânica é alta, o processo MBBR tende a remover o material biodegradável solúvel enquanto o particulado se mantém intocável no reator, além de apresentar uma sedimentação pobre (LEIKNES; ØDEGAARD, 2001). A fim de alcançar níveis aceitáveis de qualidade do efluente que apresente altas taxas de carregamento

orgânico na entrada do sistema, Leiknes e Ødegaard (2001) combinou o MBR com um MBBR, atingindo uma redução da DQO entorno de 85 e 90%.

2.2.2.3. Reator de batelada sequencial – SBR

O reator de batelada sequencial, conhecido como SBR – do inglês *Sequencing Batch Reactor*, é uma variação do processo de lodos ativados, caracterizado pelo uso de um único reator operando em etapas distintas com o sistema de mistura completa (DEZOTTI *et al.*, 2008; JORDÃO; PESSÔA, 2011; SANT'ANNA JR., 2013; METCALF & EDDY, 2016).

Os sistemas de tratamento de esgotos que operam com a tecnologia SBR tem em comum as seguintes etapas: enchimento, onde o esgoto alimenta o tanque para o início do processo; reação (aeração), os aeradores permanecem ligados durante todo tempo de detenção hidráulica, ocorre o consumo do substrato através da biomassa; sedimentação/ clarificação, os sólidos em suspensão sedimentam no interior do reator, visto que os aeradores são desligados, resultando em um sobrenadante clarificado; descarga, o efluente clarificado é retirado através de um vertedor flutuante ou ajustável; e repouso, fase que são realizados ajustes no tempo entre o fim de um ciclo e o início de outro (JORDÃO; PESSÔA, 2011; METCALF & EDDY, 2016). Tendo em vista que a aeração e a sedimentação ocorrem no mesmo reator, a recirculação do lodo não é necessária, assim como o uso de sedimentadores externos, já que a biomassa permanece no tanque em todas as etapas, sendo retirado o seu excesso na fase de aeração ou descarga (DEZOTTI *et al.*, 2008; METCALF & EDDY, 2016).

Em sistemas que se faz necessário a operação contínua é comum haver dois ou mais SBRs operando em etapas distintas do ciclo (DEZOTTI *et al.*, 2008; JORDÃO; PESSÔA, 2011; METCALF & EDDY, 2016; SANT'ANNA JR., 2013).

O processo SBR vem sendo explorado, devido a versatilidade que apresentam em operar em condições aeróbias e anóxicas, para operar na remoção do nitrogênio e fósforo, devido serem nutrientes que causam efeitos adversos sobre os corpos d'água receptores, resultando em altos níveis de eficiência (DEZOTTI *et al.*, 2008; SANT'ANNA JR., 2013).

2.2.2.4. Lodo aeróbio granular - AGS

O lodo aeróbio granular, conhecido AGS – do inglês *Aerobic Granular Sludge*, é considerado como um processo de crescimento aderido, caracterizado por uma densa partícula formada por diversas espécies microbianas, geralmente contendo milhões de organismos por grama de biomassa, se assemelhando, por tal característica, ao biofilme (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018; METCALF & EDDY, 2016; LIU; TAY, 2004). Sendo a sua eficiência, na degradação de contaminantes presentes nas águas residuárias, limitada pelos efeitos da difusão (METCALF & EDDY, 2016).

Cada grânulo apresenta uma estrutura regular, compacta, densa, forte, com uma forma externa esférica, lisa e clara, e boa capacidade de sedimentação (LIU; TAY 2004). Sendo cultivados, na maioria dos casos, em SBRs (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018; LIU; TAY 2004). Formando-se a partir da auto-adesão microbiana, influenciada pela força de cisalhamento (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018; LIU; TAY 2004). Acredita-se que a granulação aeróbia ocorre dividida em ciclos temporais, onde ocorre, primeiramente, o desenvolvimento do lodo de semente para agregados compactos, após lodo granular e finalmente do grânulo maduro (LIU; TAY 2004).

Característica que se destaca nesse processo, porém não é usual devido depender de muitos parâmetros operacionais, é o tamanho do grânulo, uma vez que quanto maior for, terá uma sedimentação mais rápida (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018). No entanto, deve-se considerar o objetivo do processo, pois quanto maior for o diâmetro da partícula, maior é a probabilidade de criar zonas anóxicas, pois a difusão de oxigênio para o interior do grânulo é limitada, favorecendo o desenvolvimento os microrganismos que atuam na desnitrificação (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018).

Esse processo apresenta como atrativo, impulsionando a sua disseminação, a capacidade de suportar altas vazões, com elevadas taxas de carregamento orgânico, devido reter grande quantidade de microrganismos, portanto, sendo necessária áreas menores para sua instalação, caracterizado como um sistema compacto (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018; METCALF & EDDY, 2016; LIU; TAY 2004). Porém, requer um pós-tratamento para separação dos sólidos em suspensão do líquido (METCALF & EDDY, 2016).

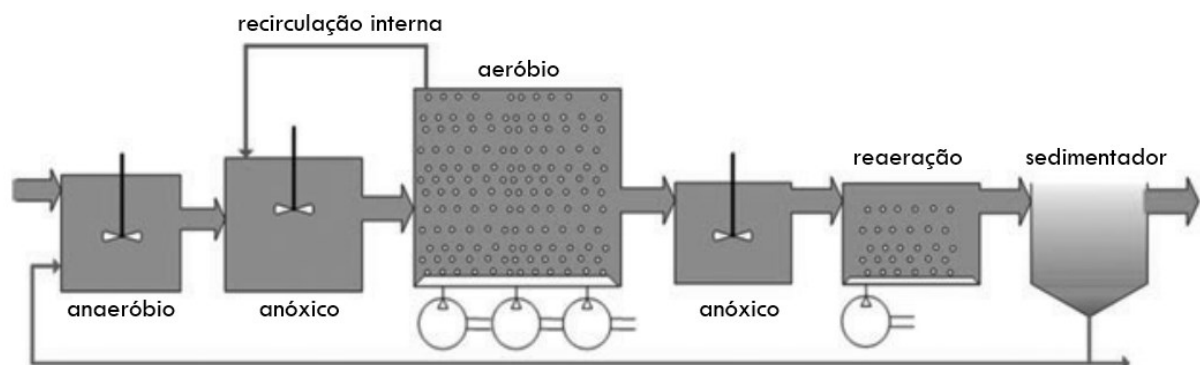
2.3. Processo Bardenpho Modificado

Exigências mais rígidas acerca do padrão de qualidade do efluente tratado impulsionaram o desenvolvimento de novas tecnologias objetivando o alcance de taxas elevadas de remoção dos nutrientes nitrogênio e fósforo. Tendo em vista que, a princípio, os processos de tratamento biológico convencionais, como o de lodos ativados, foram desenvolvidos a fim de remover a matéria orgânica e o material particulado em suspensão, diversas configurações nos sistemas de tratamento de esgotos foram implementadas, tendo como elemento importante as recirculações internas, propiciando o retorno do efluente de um tanque a um outro posicionada anteriormente (METCALF & EDDY, 2016).

Os processos alternativos são constituídos a partir da combinação das três condições biológicas principais (aeróbias, anaeróbias e anóxicas) dispostas de diferentes modos e acrescidas de variadas correntes de reciclo (ESFAHANI *et al.*, 2019; SANT'ANNA JR., 2013).

Desenvolvido por James Barnard em 1978, o processo Bardenpho modificado é composto por cinco zonas, combinando as três condições biológicas, onde a primeira é a anaeróbia seguida da pré-anóxica, aeróbia, pós-anóxica e aeróbia, conforme apresentado na Figura 2 (ESFAHANI *et al.*, 2019; METCALF & EDDY, 2016).

Figura 2 – Representação esquemática do sistema bardenpho modificado.



Fonte: Adaptado Esfahani *et al.*, 2017.

Barnard foi o pioneiro na descoberta da importância da zona anaeróbia precedendo a aeróbia, em sistemas que operam com a tecnologia de lodos ativados, para a remoção biológica do fósforo (ESFAHANI *et al.*, 2019; METCALF & EDDY,

2016). Com isso, Barnard desenvolveu vários processos biológicos operando na remoção de nitrogênio e fósforo concomitante ou separadamente, como o Phoredox, composto por um reator anaeróbio antecedendo o aeróbio para remoção do fósforo, com o reciclo do lodos ativados sedimentado para o primeiro tanque, ou o Bardenpho quatro estágios que objetiva a remoção do nitrogênio, composto por duas zonas anóxicas e duas aeróbias intercaladas, uma recirculação interna do primeiro tanque aeróbio para o primeiro anóxico, além do reciclo do lodos ativados (ESFAHANI *et al.*, 2019; METCALF & EDDY, 2016). Tais desenvolvimentos propiciaram a Barnard a adição de um tanque anaeróbio ao processo Bardenpho quatro estágios, resultando no Bardenpho cinco estágios, ou Bardenpho modificado, que promove a remoção de ambos nutrientes (ESFAHANI *et al.*, 2019).

Além dos processos discutidos acima, há outros difundidos na literatura que promovem a remoção biológica dos nutrientes concomitante, conforme descritos a seguir:

Anaeróbio/anóxico/aeróbio - A2/O

O processo A2/O (do inglês *Anaerobic/Anoxic/Aerobic*) possui uma região anóxica localizada entre a anaeróbia e aeróbia, possibilitando a remoção biológica do fósforo e a nitrificação. Devido a recirculação da zona aeróbia para a anóxica, denominada interna, a desnitrificação é propiciada (METCALF & EDDY, 2016). A vazão dessa recirculação interna é de duas a quatro vezes a vazão de alimentação, a fim de fornecer nitrato e nitrito suficiente para a desnitrificação (SANT'ANNA JR., 2013). Ademais, o lodo sedimentado é recirculado para o primeiro tanque, o anaeróbio (METCALF & EDDY, 2016; SANT'ANNA JR., 2013).

Universidade de Cape Town - UCT

Desenvolvido da Universidade da Cidade do Cabo, na África do sul, pelo prof. Gerrit Von Marais e colaboradores, o processo UCT (do inglês *University of Cape Town*) é similar ao A2/O com uma região anóxica localizada entre a anaeróbia e aeróbia, porém possui três recirculações (METCALF & EDDY, 2016; JORDÃO; PESSÔA, 2011). O lodo sedimentado é recirculado para o tanque anóxico, a recirculação interna manteve-se conforme o processo A2/O, da zona aeróbia para a anóxica, e uma instalada na saída do anóxico para a entrada do anaeróbio, visando a

interrupção na alimentação do nitrato na região anaeróbia, a fim de melhorar a eficiência da remoção biológica do fósforo (METCALF & EDDY, 2016; SANT'ANNA JR., 2013).

Iniciativa da Estação de Virgínia - VIP

Similar ao processo UCT, o processo originado pela iniciativa da Estação de Virgínia (VIP – do inglês *Virginia Initiative Plant*) difere por apresentar suas zonas, anóxica e aeróbia, compartimentados, divididas em estágios (METCALF & EDDY, 2016; SANT'ANNA JR., 2013).

Ludzak-Ettinger Modificado (MLE)

Originalmente Ludzak e Ettinger desenvolveram um processo pré-anóxico composto por uma zona anóxica precedendo a aeróbia, onde o nitrato, limitadamente, é recirculado através do lodo sedimentado (METCALF & EDDY, 2016; JORDÃO; PESSÔA, 2011). Posteriormente James Barnard, em 1973, modificou o processo original, ficando conhecido como MLE – do inglês *Modified Ludzack-Ettinger*, onde inseriu uma recirculação, com uma vazão de duas a quatro vezes a vazão de alimentação, do tanque aeróbio para o anóxico, a fim de aumentar a quantidade de nitrato recirculado, objetivando o aumento da remoção de nitrogênio (METCALF & EDDY, 2016; JORDÃO; PESSÔA, 2011).

2.3.1. Funcionamento

O esquema, apresentado na Figura 2, desenvolvido por James Barnard para remoção simultânea do nitrogênio e fósforo, é um tratamento sequencial composto por distintas condições biológicas, constituído pelos seguintes reatores:

2.3.1.1. Anaeróbio

As zonas anaeróbias, devido à ausência de oxigênio dissolvido, propiciam condições adequadas para que os PAOs assimilarem fontes externas de carbono (ácidos graxos voláteis) e estocam na forma de reserva constituída de polihidroxialcanoatos (PHA) e polihidroxibutirato (PHB) concomitantemente a hidrólise de polifosfatos (Poli-P) e a liberação de fosfato para o meio externo (ESFAHANI *et al.*,

2019; SANT'ANNA JR., 2013). Desta forma, a concentração de fósforo no reator anaeróbio é aumentada, enquanto a concentração afluyente de DQO (Demanda Química de Oxigênio) apresenta uma redução.

Ashrafi *et al.* (2018) observaram, em um sistema Bardenpho-MBBR de 5 estágios, a maior redução da DQO (76%) no reator anaeróbio, enquanto a concentração total de fósforo aumento de 8 mg L⁻¹ para 14 mg L⁻¹, concernindo com o exposto na literatura.

2.3.1.2. Anóxico I

As zonas anóxicas favorecem o crescimento dos microrganismos desnitrificadores, visto serem facultativos heterotróficos, vivendo em meios praticamente desprovidos de oxigênio dissolvido, sendo capazes de utilizar oxigênio, nitrato ou nitrito como aceptores de elétrons (ESFAHANI *et al.*, 2019; METCALF & EDDY, 2016). Portanto, em concentrações limitadas de oxigênio dissolvido (OD), ou ausência, as bactérias desnitrificantes utilizarão o nitrato ou nitrito, completando o ciclo do nitrogênio. Porém, para que ocorra a desnitrificação, deve haver um suprimento de substrato orgânico, seja proveniente do próprio afluyente, fontes externas ou sistemas de recirculação (METCALF & EDDY, 2016). Portanto, nas zonas anóxicas as quantidades da DQO são reduzidas, assim como as concentrações de nitrito e nitrato.

2.3.1.3. Aeróbio I

Nas zonas aeróbias a concentração de oxigênio dissolvido é superior aos demais reatores, propiciando, além da oxidação da matéria orgânica, a nitrificação e a acumulação do fósforo pelas PAOs (ESFAHANI *et al.*, 2019).

Os microrganismos acumuladores de fósforo, na etapa aeróbia, utilizam fontes de carbono e energia, os PHA e PHB estocados na etapa anterior, para absorção do fosfato, a fim de repor a reserva de Poli-P (ESFAHANI *et al.*, 2019; SANT'ANNA JR., 2013). Enquanto a amônia é oxidada em nitrito/nitrato através de duas reações nas quais o oxigênio é umceptor de elétrons (ESFAHANI *et al.*, 2019). Portanto, a concentração de fósforo é substancialmente reduzida para os padrões desejados. A concentração de amônia é diminuída, uma vez que é oxidada durante o processo de nitrificação, mas a concentração de nitrato e nitrito aumenta até sua maior quantidade.

2.3.1.4. Anóxico II

O segundo reator anóxico eleva a possibilidade de redução do nitrato não recirculado para o primeiro reator anóxico ou o recalitrante, assim melhorando a remoção biológica do nitrogênio (ESFAHANI *et al.*, 2019).

2.3.1.5. Aeróbio II

O segundo reator aeróbio interrompe o processo de desnitrificação, assim evitando a formação de bolhas de nitrogênio gasoso (N₂) no meio líquido, reduzindo a probabilidade de ocorrer a flotação do lodo no sedimentador, propicia um efluente de melhor qualidade devida a aeração da água residuária com o aumento da concentração de oxigênio, do grau de alcalinidade (pH) e “*stripping*” de CO₂ (ESFAHANI *et al.*, 2019; JORDÃO; PESSÔA, 2011). Além de possibilitar aos microrganismos acumuladores de fósforo absorver possíveis fosfatos liberados no segundo tanque anóxico (ESFAHANI *et al.*, 2019).

2.4. Sistemas híbridos do tipo MBBR e IFAS

O Reator Biológico de Leito Móvel, conhecido como MBBR – do inglês *Moving Bed Biofilm Reactor*, é uma alternativa não-convencional no tratamento de efluentes, tanto industriais como sanitários e hospitalares, estando em expansão, se tornando uma tecnologia consagrada pelo mundo (CASAS *et al.*, 2015; RUSTEN *et al.*, 2006). Trata-se de um processo que associa a biomassa suspensa à fixa, onde o biofilme se desenvolve em suportes que se movem livremente no interior do reator. Princípio que vem sendo amplamente empregado no Sistema Integrado de Biomassa Fixa e Lodos Ativados (IFAS – do inglês *Integrated Fixed Film Activated Sludge*) (ØDEGAARD *et al.*, 2010).

2.4.1. Histórico

A maioria das ETEs na Noruega, cerca de 70%, ao fim da década de 1980, eram caracterizadas por sistemas de pequeno porte, capazes de atender uma população de 50 a 2000 pessoas, que apresentavam problemas operacionais, principalmente causados na separação sólido e líquido (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN,

2018; ØDEGAARD; RUSTEN; BADIN, 1993). Dessa forma, as autoridades norueguesas, pertencentes ao controle de poluição, recomendaram o desenvolvimento de uma tecnologia compacta, capaz de tratar elevadas cargas de esgoto e que pudesse ser adaptada nas estações convencionais de pequeno porte existentes, sem que fosse necessário obras de ampliação (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018).

Neste cenário, a empresa Kaldnes Miljøteknologi (Tønsberg, Noruega) com o apoio da *Foundation for Scientific and Industrial Research* (SINTEF) (Trondheim, Noruega), desenvolveram o MBBR (Patente Européia nº 0.575.314; Patente US nº 5.458.779) (RUSTEN *et al.*, 1998; DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018). Onde iniciou o uso da tecnologia subsequente a fossas sépticas, e produtos químicos, para o processo de coagulação/floculação, como pós-tratamento (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018). Ocorrendo no outono de 1992, os primeiros estudos avaliando a eficiência de duas estações de tratamento de esgotos construídas com base na tecnologia MBBR combinada ao processo químico, obtendo resultados satisfatórios até quando operadas perto da carga total projetada (ØDEGAARD; RUSTEN; BADIN, 1993).

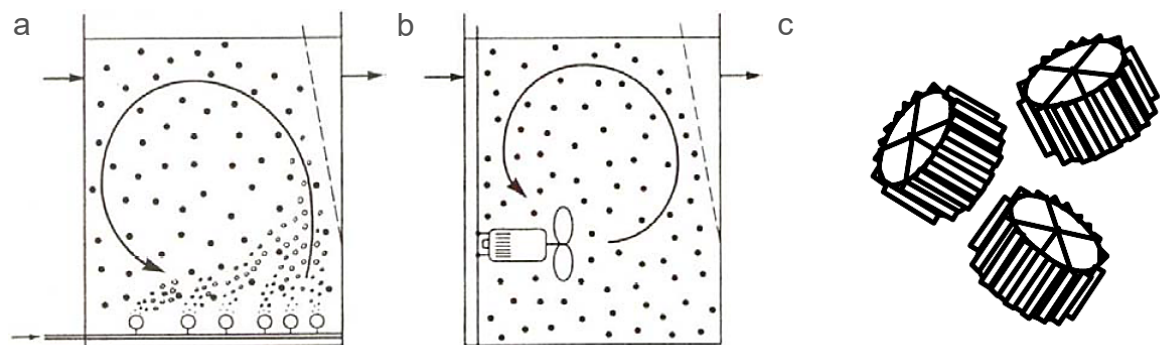
Atualmente são mais de 400 plantas de grande porte distribuídas em 22 países pelo mundo, além de centenas de pequenas unidades de tratamento local concentradas na Alemanha, sendo operadas por processos aeróbios, anóxicos ou anaeróbios (RUSTEN *et al.*, 2006). Ademais, o MBBR está sendo utilizado, com eficiência, no tratamento biológico de água bruta, auxiliando na obtenção da potabilidade (RUSTEN *et al.*, 2006). Tal tecnologia, vem sendo difundida de modo que o seu conceito vem sendo amplamente empregado em sistemas integrados de biomassa fixa e lodos ativados (IFAS) (ØDEGAARD *et al.*, 2010). Sendo o IFAS uma tecnologia estabelecida, com popularidade crescente, auxiliando na melhora da capacidade do tratamento de efluentes das estações de tratamento com a tecnologia de lodos ativados (JENKINS; SANDERS, 2012).

Nota-se que são tecnologias relativamente novas, quando comparado aos processos convencionais de tratamento de águas residuárias, como o de lodos ativados, considerada bem estabelecida no mercado, a mais difundida e já centenária, surgindo no início de século XIX, em 1882 (JORDÃO; PESSÔA, 2011). Não sendo obsoleto para o desenvolvimento de pesquisas e estudos em relação ao processo de tratamento e sua otimização.

2.4.2. Fundamentos

As tecnologias MBBR e IFAS consistem na inserção de suportes móveis (mídias), geralmente de polietileno, no volume dos reatores, que ficam em suspensão devido à agitação gerada por sistemas de aeração (tanques aeróbios) ou de mistura (tanques anaeróbios ou anóxicos), conforme apresentado na Figura 3, o que permite a movimentação desses na massa líquida, propiciando um maior contato, assim facilitando a transferência de massa (RUSTEN *et al.*, 2006). Visto que em tais peças se desenvolvem o biofilme, resultando em microrganismos decompositores tanto em suspensão, quanto aderidos aos meios de suporte, propiciando uma maior concentração de biomassa ativa por m^3 e perda de massa insignificante (JENKINS; SANDERS, 2012; RUSTEN *et al.*, 2006; ØDEGAARD, 2006).

Figura 3 – Representação esquemática do funcionamento dos reatores.



Legenda: a = reator aeróbio; b = reator anóxico; c = meios suporte.

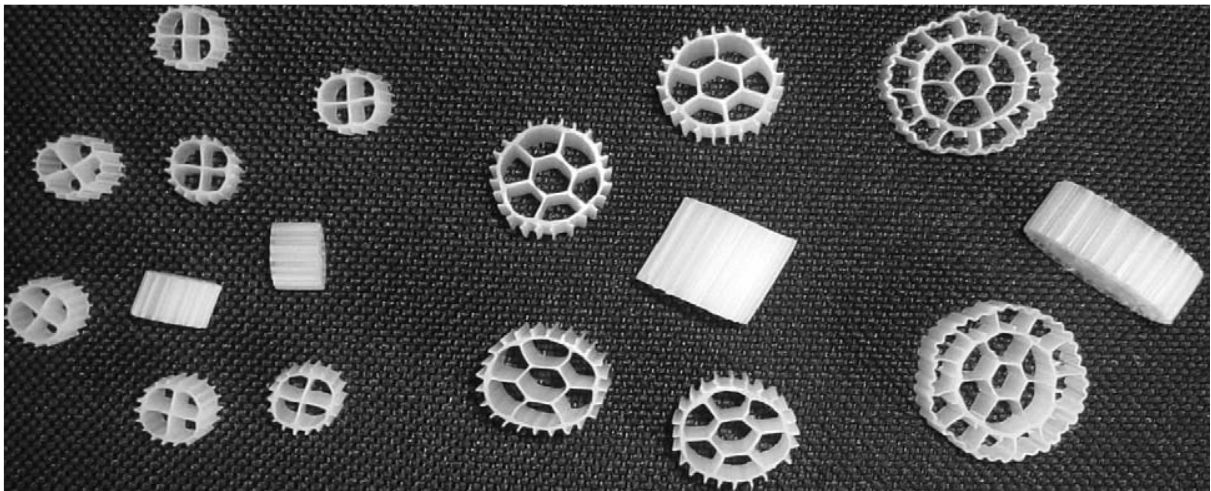
Fonte: Adaptado de Ødegaard, 1999.

Uma das características que os diferem são os valores de concentração dos sólidos suspensos, sendo cerca de 20 vezes maior no IFAS do que no MBBR (ØDEGAARD *et al.*, 2010). Sendo necessário para os sistemas IFAS o reciclo do lodo, mantendo o fluxo como a tecnologia de lodos ativados convencional, enquanto para o MBBR a inclusão é opcional (JENKINS; SANDERS, 2012). Ademais, o IFAS pode variar quanto à disposição dos meios de suporte, que podem circular livremente pelo reator, como no MBBR, ou ficar fixos em quadros montados (JENKINS; SANDERS, 2012).

2.4.3. Suportes Móveis

Atualmente há uma grande diversidade de meios de suporte que visa atender as especificidades de cada caso com intuito de obter um melhor desempenho no tratamento (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018). Portanto, são produzidos em diferentes tamanhos e formas, porém, originalmente os primeiros fabricados foram desenvolvidos pela empresa AnoxKaldnes®, em polietileno com uma densidade de $0,95 \text{ g cm}^3$, os Kaldnes K1 apresentam formato cilíndrico, com uma cruz no interior e pequenas aletas no exterior, conforme mostra a Figura 4 (RUSTEN *et al.*, 2006; ØDEGAARD, 1999).

Figura 4 - Suportes Kaldnes® empregados nos sistemas.



Legenda: Da esquerda para direita, os tipos K1, K2 e K3.

Fonte: RUSTEN *et al.*, 2006.

Como vantagem, a fração de enchimento, que é a razão entre o volume que ocupa os suportes móveis e o volume total do reator, é definida adequando-se a cada caso, propiciando flexibilidade quanto a definição da área específica superficial, que corresponde a área de crescimento do biofilme (ØDEGAARD, 2016; RUSTEN *et al.*, 2006; ØDEGAARD, 1999; RUSTEN *et al.*, 1998; ØDEGAARD; RUSTEN; WESTRUM, 1994).

Bassin *et al.* (2016) conduziram um estudo utilizando diferentes tipos de meios de suporte, porém com a fração de enchimento que permitisse que ambos reatores apresentassem a mesma área superficial específica para o desenvolvimento do biofilme, no processo de tratamento a fim de avaliar a influência desses na eficiência

global, assim como a dinâmica da biomassa. Esse trabalho conclui que embora tenha influenciado na quantidade e distribuição da biomassa aderida, sugerindo que não depende apenas da área superficial específica, mas também as características (forma, tamanho e superfície) do transportador, a remoção da matéria orgânica e amônia foram semelhantes nos dois sistemas (BASSIN *et al.* 2016).

A biomassa cresce, principalmente, na área interna dos meios de suporte, devido estar mais protegida da força de cisalhamento e atrito (RUSTEN *et al.*, 2006).

2.5. Micropoluentes

Os micropoluentes (MPs), tornaram-se um dos maiores desafios da atualidade, despertando a atenção de cientistas nos últimos anos devido aos riscos que a presença destes podem gerar aos organismos aquáticos e à saúde humana, que, em alguns casos, são completamente desconhecido (KORA *et al.*, 2020; KANAUJIYA *et al.*, 2019; GOGOI *et al.*, 2018). Consistem em uma ampla variedade de substâncias, essencialmente infinitas, de origem antropogênica e natural (MARCANTONIO *et al.*, 2020; LUO *et al.*, 2014). Dentre essas estão os fármacos, produtos de cuidado e higiene pessoal, aditivos industriais, compostos utilizados na fabricação de resinas e plásticos, agrotóxicos e drogas ilícitas (MARCANTONIO *et al.*, 2020; KORA *et al.*, 2020; KANAUJIYA *et al.*, 2019; GOGOI *et al.*, 2018; LUO *et al.*, 2014). São detectados em baixas concentrações nas matrizes ambientais, na ordem de microgramas por litro ou nanogramas por litro ($\mu\text{g L}^{-1}$ ou ng L^{-1}) (KORA *et al.*, 2020; GOGOI *et al.*, 2018; LUO *et al.*, 2014).

Diante da ampla quantidade de substâncias, inviabilizando abranger toda classe, buscou-se selecionar dois MPs amplamente utilizadas, a Benzofenona e o Dietilftalato.

2.5.1. Compostos-alvo

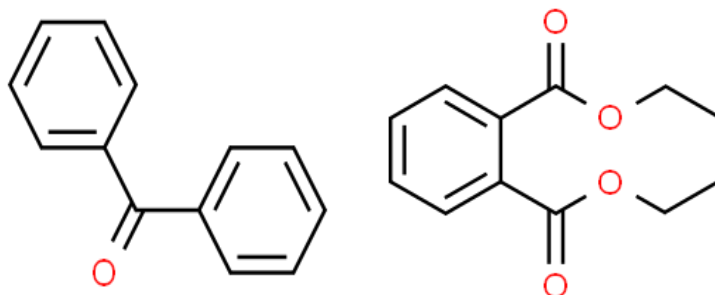
A Benzofenona (BP), pertencente a um grupo de cetonas aromáticas, com a estrutura principal de dois anéis de benzeno ligados por um grupo de carbonila, e o Dietilftalato (DEP), pertencente ao grupo dos ftalatos, formados por um anel aromático e duas cadeias laterais normalmente alifáticas, apresentam diferentes propriedades físico-químicas, conforme apresentadas na Tabela 1, que designam o destino destes no meio ambiente (MAO; HE; GIN, 2019; GANI; TYAGI; KAZMI, 2017). Esses MPs

são produzidos ou importados em níveis superiores a 1.000 toneladas por ano em pelo menos um país membro da União Europeia (ECHA, 2020). Apresentam diversos usos e aplicações, porém, a BP é amplamente utilizada como estabilizador ou absorvedor da radiação ultravioleta, sendo aplicada em produtos de cuidados pessoais, como protetores solares, batons, xampus e loções, além de serem agentes de retenção de fragrâncias, intensificando o seu uso na fabricação de cosméticos e produtos farmacêuticos (GUO *et al.*, 2020; LI, 2012; YE *et al.* 2011; KAWAGUCHI *et al.*, 2008). Enquanto o DEP é utilizado intensivamente como plastificante, objetivando aumentar a flexibilidade e resistência das embalagens plásticas de diversas indústrias, como a alimentícia e farmacêutica (FARAJZADEH; MOGADDAM, 2012). Além de serem frequentemente encontrados em formulações de cosméticos e produtos de cuidados pessoais, como estabilizador de fragrância, prolongando a sua duração, como agente amargante e desnaturante de etanol (DAIEM *et al.*, 2012).

Tabela 1 – Propriedades físico-químicas e estrutura dos compostos-alvo.

Substância	Benzofenona	Dietilftalato
Fórmula ^a	C ₁₃ H ₁₀ O	C ₁₂ H ₁₄ O ₄
CAS ^a	119-61-9	84-66-2
Log K _{ow} ^a	3,18	2,42
Massa Molecular (g mol ⁻¹) ^a	182,2	222,24
Densidade (g cm ⁻³ 25°C) ^a	1,1	
Solubilidade (mg L ⁻¹ 25°C) ^a	103,3	287,2
Ponto de fusão (°C) ^a	48,4	-40,5
Constante de Henry (atm m ³ mol ⁻¹) ^a	1,94 x 10 ⁻⁶	2,01 x 10 ⁻⁷

Estrutura química^b



^a US EPA.2017. ^b Chemspider: disponível em: < <http://www.chemspider.com/> >

O consumo elevado nos últimos anos, os fazem serem constantemente liberados no meio ambiente, sendo detectados em diferentes concentrações em várias matrizes aquosas pelo mundo, onde ETEs são umas das principais vias de entrada (BOLÍVAR-SUBIRATS *et al.*, 2021; WU *et al.*, 2018; GAO *et al.*, 2014; GRACIA-LOR *et al.*, 2012; ZENG *et al.* 2008; GLASSMEYER *et al.*, 2005).

A BP e DEP foram detectadas em águas superficiais na China em concentrações chegando a 713 e 884,5 ng L⁻¹, respectivamente (ZHAO *et al.*, 2020; WU *et al.*, 2018). Porém, em Uganda foi detectado valores superiores para ambos compostos, de 1.300 ng L⁻¹ para a BP, e 1.100 ng L⁻¹ para o DEP (NANTABA *et al.*, 2021). No entanto, na Espanha o DEP foi detectado a uma concentração de 2733 ng L⁻¹ (BOLÍVAR-SUBIRATS *et al.*, 2021). No Brasil, a principal fonte de água para 9 milhões de habitantes da cidade do Rio de Janeiro e algumas cidades da baixada fluminense, o rio Guandu, foi analisada, onde as concentrações máximas detectadas foram de 286,2 e 2.560 ng L⁻¹ para BP e DEP, respectivamente (ARAUJO *et al.*, 2020). A Tabela 2 apresenta a faixa de concentração detectadas em águas superficiais dos países supracitados e outros.

Tabela 2 – Faixa de concentração de BP e DEP quantificado em águas superficiais no mundo.

Substância	Faixa de concentração (ng L ⁻¹)	País	Referência
BP	< 10 – 286,2	Brasil	ARAUJO <i>et al.</i> , 2020
BP	ND – 350	Suécia	BLUM <i>et al.</i> , 2018; GAO <i>et al.</i> , 2019
BP	ND – 574	Estados Unidos	BAI <i>et al.</i> , 2018
BP	36 – 1.300	Uganda	NANTABA <i>et al.</i> , 2021
BP	< 9,7 – 92,5	Taiwan	PAI <i>et al.</i> , 2020
BP	81,4 – 156,7	Portugal	RAMOS; HOMEM; SANTOS, 2019
BP	56,6 – 712,6	China	TANG <i>et al.</i> , 2018; WU <i>et al.</i> , 2018; WU <i>et al.</i> , 2017
DEP	259,4 – 2.560	Brasil	ARAUJO <i>et al.</i> , 2020
DEP	ND – 29,5	Ucrânia	DIAMANTI <i>et al.</i> , 2020
DEP	30,5	França	PALUSELLI <i>et al.</i> , 2018
DEP	38 – 1.100	Uganda	NANTABA <i>et al.</i> , 2021
DEP	ND – 2.733	Espanha	BOLÍVAR-SUBIRATS <i>et al.</i> , 2021
DEP	39,5 – 884,5	China	ZHAO <i>et al.</i> , 2020

A remoção da BP em uma ETE de grande porte que utiliza tratamento secundário com lodos ativados, apresentou a eficiência na faixa de 43,59 a 55,80%, em diferentes períodos amostrais (ARCHANA; DHODAPKAR; KUMAR, 2017).

Em sistemas que empregam diversas condições de oxirredução, o A2/O (anaeróbio/ anóxico/ aeróbio), que consiste em um tanque anaeróbio seguido por um anóxico e aeróbio, a eficiência variou de 51 a 79% para BP, enquanto para o DEP removeu aproximadamente 90% (WU *et al.*, 2018; GAO *et al.*, 2014). Em três estações municipais de tratamento de esgoto, que operam com a tecnologia de lodos ativados, a remoção do DEP variou de 33% a 74% (SALAUDEEN *et al.*, 2018a).

Em um MBBR, Ahmadi *et al.* (2015) analisaram, sob diferentes tempos de retenção hidráulica (TRH), cargas orgânicas e taxas de aeração (OD), o desempenho do sistema em escala bancada, alimentado por efluente sintético, na remoção do DEP, obtendo a maior eficiência de 95% sob o TRH de 9 h, carga orgânica de 1.464 KgCOD m⁻³ d⁻¹ e OD de 4.7 mg L⁻¹, e a menor eficiência de 84%, sob o TRH de 3 h, carga orgânica de 1.464 KgCOD m⁻³ d⁻¹ e OD de 4 mg L⁻¹. Enquanto que uma ETE de esgoto doméstico que opera com a tecnologia MBBR, apresentou uma remoção para o DEP de 77% (GANI; RAJPAL; KAZMI, 2016).

A concentração remanescente nos efluentes tratados descarregados nos corpos d'água podem causar riscos aos organismos aquáticos e à saúde humana, visto que estudos toxicológicos exibem atividade estrogênica, efeitos mutagênicos positivos e toxicidade aguda para ambos compostos (PING *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2017; SUN *et al.*, 2016; A HARRIS *et al.*, 1997).

2.5.2. Mecanismos de remoção dos compostos-alvo

A remoção dos poluentes emergentes da fase líquidas dos sistemas de tratamento de esgoto podem ocorrer por processos distintos, sendo influenciada pelas propriedades físico-químicas de cada composto. Como a constante da Lei de Henry adimensional (H), que é analisada a fim de avaliar o potencial de volatilização. Segundo as categorias definidas empiricamente por Rogers (1996), a BP e DEP exibem baixo potencial de volatilização, visto apresentarem $H > 1 \times 10^{-4}$.

A fim de identificar a tendência de um composto a particionar ao lodo de esgoto, analisa-se o log K_{ow}, pois indica se apresentam caráter hidrofóbico (ROGERS, 1996). Segundo Roger (1996), MPs que apresentam Log K_{ow} < 2,5 são caracterizados por

baixo potencial de sorção, entre 2,5 e 4,0 médio potencial de sorção e $> 4,0$ alto potencial de sorção. Portanto, a BP ($\log K_{ow}$ 3,19) apresenta médio potencial de sorção, enquanto o DEP ($\log K_{ow}$ 2,42), baixo potencial. A remoção de DEP por sorção, em um sistema UASB em grande escala, foi quase insignificante, variando 0 a 3% do total removido (GANI; KAZMI, 2019), assim como em dois sistemas de lodos ativados que operam em grande escala recebendo efluente real, que variou de 0,7 a 1% (CLARA *et al.*, 2010), estando de acordo com o coeficiente de partição octanol-água. Para BP, embora seja mais propensa a adsorver aos biossólidos, a sua concentração não foi notável nas amostras de lodo coletadas após o tratamento de dois sistemas de bancada, configurados como biorreatores com membranas (MBR e AnMBR), alimentados com efluente sintético, indicando que a remoção desse composto ocorreu através do mecanismo de biodegradação (LIU *et al.*, 2020). Em casos isolados, os valores de $\log K_{ow}$ não são adequados para estimar o processo de sorção à fase sólida durante o tratamento de esgoto (TERNES *et al.*, 2004). Ademais, segundo Bolívar-Subirats *et al.* (2021), o $\log K_{ow}$ pode ser correlacionado a toxicidade do composto. Visto que a concentração efetiva média obtida no estudo a partir das análises de efeitos tóxicos de compostos, incluindo a BP e DEP, usando a *Daphnia magna* como organismo teste, diminuiu com o aumento do $\log K_{ow}$ (BOLÍVAR-SUBIRATS *et al.*, 2021).

É extremamente difícil determinar a taxa de biodegradação devido ao grande número de produtos de transformação, principalmente os desconhecidos (TERNES *et al.*, 2004). Porém, com a determinação da constante de biodegradação (K_{bio}), obtida a partir de modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem, um esquema de classificação simples é sugerido para estimar o grau de degradação biológica dos MPs (JOSS *et al.*, 2006). No entanto, o estabelecimento do K_{bio} para a BP não foi encontrado na literatura para nenhum dos diversos sistemas de tratamento existentes. Enquanto que para o DEP foi estimado em duas estações de tratamento de efluentes de grande porte que operam com a tecnologia de lodos ativados, obtendo valores superiores a $19 \text{ L g}_{SS}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (CLARA *et al.*, 2010). Esses valores sugerem que mais de 90% de remoção foi por degradação biológica (JOSS *et al.*, 2006). Concernindo com o relatado por Gani e Kazmi (2019), que analisaram a remoção do DEP por biodegradação através de um sistema UASB em grande escala, resultando em percentuais superiores a 90% do total removido, e Oliver, May e Williams (2005), que os resultados mostraram que 98% foi removido por biodegradação em filtros de

gotejamento de grande escala. Porém, Gani, Rajpal e Kazmi (2016) estimaram que o DEP foi biodegradado a uma taxa inferior das dos demais, sendo essa de 68,3% em um SBR em escala real. A BP, a partir da análise do balanço de massa de dois sistemas de bancada MBR, sendo um anaeróbio, alimentados com efluente sintético, indicou que a biotransformação contribuiu com aproximadamente 98 e 80% da remoção da BP em condições aeróbia e anaeróbia, respectivamente (LIU *et al.*, 2020).

Para o DEP, foram observados subprodutos da transformação em uma estação de tratamento de água (ETA) que opera com a tecnologia MBBR em 5 estágios (aeróbio – aeróbio – anóxico – anóxico - pós aeração), que, possivelmente, o DEP foi metabolizado em dimetilftalato e monoetilftalato a partir do desprendimento da cadeia lateral de alquil, onde na próxima etapa ocorre a formação de catecol e ácido ftálico, por causa da desesterificação, e, por último, pode ser detectado o semialdeído 2-hidroxi-mucônico devido a ocorrência de clivagem do anel benzeno (TAK; TIWARI; VELLANKI, 2020). Concernindo com o relatado por Ahmadi *et al.* (2015) que também avaliou a biodegradação do DEP em uma planta MBBR, porém em escala de bancada, alimentada com efluente sintético. Assim como em dois reatores de biofilme anaeróbios, em escala de bancada com efluente sintético, que observaram o monoetilftalato e o ácido ftálico como subprodutos (YOUSEFZADEH *et al.*, 2017).

Há poucos estudos que investigam a contribuição individual da biomassa fixa e da suspensa na remoção dos MPs (ABTAHI *et al.*, 2018). Quando comparados em um sistema MBBR, Abtahi *et al.* (2018) descobriram que atuam através de mecanismos distintos, visto que na biomassa fixa supera a biomassa em suspensão na biodegradação dessas substâncias, enquanto existe uma tendência inversa para remoção abiótica, como a sorção, em que a suspensa é mais efetiva que o biofilme. A sorção de MPs em biofilme é pouco conhecida, visto que a difusão molecular pode influenciar significativamente a cinética de partição (TORRESI *et al.*, 2017). Em um estudo que investigou a sorção de 23 compostos-alvo em biofilmes de um MBBR, verificou-se que essa remoção abiótica ocorreu em apenas 8 MPs (TORRESI *et al.*, 2017). De acordo os resultados de Yousefzadeh *et al.* (2017), o DEP pode ser consideravelmente adsorvido pelo biofilme, porém o processo depende da concentração do composto afluente e da taxa de carregamento orgânico.

2.6. Desafios na implementação de sistemas híbridos em escala piloto

A hidrodinâmica dos reatores biológicos sofre um grande abalo com o aumento da escala, visto que os fluxos de ar relativamente elevados que são empregados ditam a intensidade da turbulência, e conseqüentemente a colisão das partículas pode ser distinta quando comparada em diferentes escalas (DEZOTTI; LIPPEL; BASSIN, 2018). Logo, em sistemas que empregam a biomassa fixa, como o MBBR, pode haver uma maior ou menor perda do biofilme devido a aeração, propiciando densidades diferentes. Concernindo com Leyva-Díaz *et al.* (2013), que ao analisar um sistema de bancada e um piloto do tipo MBBR-MBR, observam que a escala de trabalho afetou a biomassa fixa. A concentração da biomassa fixa no sistema de bancada foi inferior ao piloto. Sendo atribuída à colisão dos transportadores, que é produzida em ambas as escalas, no entanto, a sua influência no desprendimento do biofilme é maior em escala menor (LEYVA-DÍAZ *et al.*, 2013).

Há variáveis que influenciam o sistema piloto que não apresentam efeitos em sistemas de bancada. Como observado por Leyva-Díaz *et al.* (2013), um sistema piloto MBBR-MBR, sofreu com as variações de temperatura e de carga orgânica, enquanto o MBBR-MBR de bancada não. Geralmente, o sistema piloto é instalado em uma área externa exposto as variações ao longo do dia, enquanto o de bancada, instalado em laboratório, os parâmetros, como a temperatura, são mais bem controlados. No caso específico do estudo de Leyva-Díaz *et al.* (2013), a planta em escala de bancada era alimentada por meio de um tanque que era cheio uma vez ao dia, não submetendo o sistema a variações de carga constantes, apenas diárias, enquanto o piloto foi instalado em uma ETE, sendo alimentado diretamente pelo sedimentador primário.

Esgoto bruto cujas variáveis que refletem a qualidade do afluente (entrada no sistema) e cujos valores flutuam de forma acentuada ao longo do tempo como no caso do presente estudo representa um desafio na concepção de sistemas piloto que atuam com processos híbridos devido à falta de dados disponíveis na literatura. Visto que a amplitude de estudos em escala piloto é bem limitada quando comparada aos sistemas em escala de bancada. Assim dificultando estabelecer a melhor abordagem na operação do sistema biológico.

Os sistemas em escala piloto denotam um papel crucial na avaliação da tecnologia, visto que as melhores condições operacionais estabelecidas são as mais

próximas da escala plena. Sendo necessário o desenvolvimento de estudos como este, com foco nos MPs que apresentam escassez na literatura. Ademais, o sistema deste estudo foi alimentado com efluente real, o submetendo as típicas variações de carga ao longo do tempo, o que propicia um melhor entendimento do comportamento do processo no cenário mais próximo da realidade, possibilitando analisar quais são os parâmetros de maior influência, para futuramente possibilitar o estabelecimento as condições operacionais ideais.

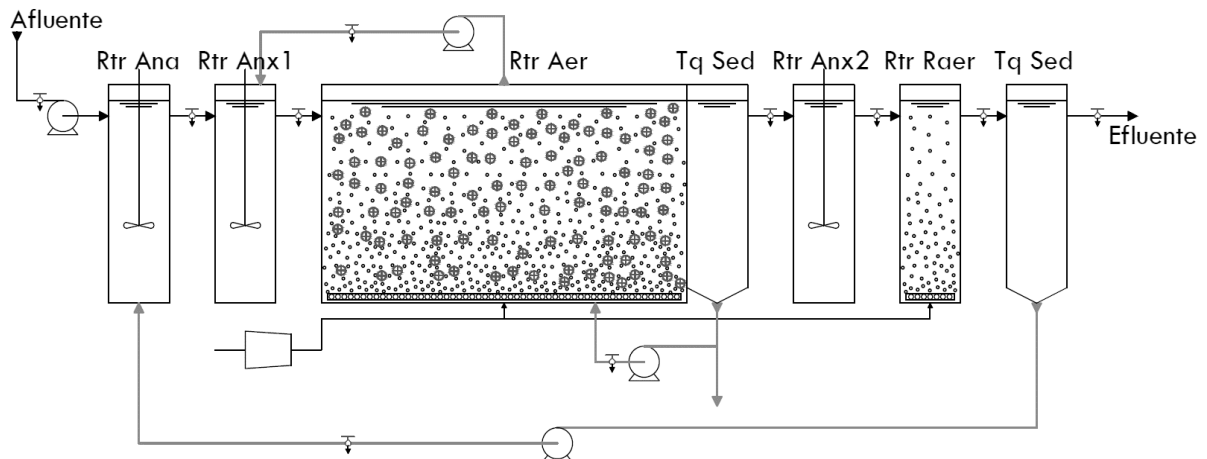
3. MATERIAIS E MÉTODOS

O sistema Bardenpho Modificado-IFAS, dimensionado, projetado e desenvolvido em escala piloto como parte de uma tese de Doutorado do Grupo de Pesquisa BioProcess da Faculdade de Engenharia da UERJ (da SILVA, 2020) foi instalado em uma estação de tratamento de grande porte na cidade do Rio de Janeiro, que recebe uma mistura de efluente doméstico, industrial, hospitalar, lixiviado de aterro e despejos periódicos de caminhões limpa-fossa, assim como escoamento superficial de águas pluviais, resultando em um esgoto de composição altamente complexa e variável ao longo do tempo. Tal reator foi monitorado durante 58 dias (aprox. 8 semanas), sendo alimentado de forma direta e contínua com esgoto real captado na entrada da ETE, após as calhas Parshall e antes do sedimentador primário.

3.1. Sistema de Tratamento Biológico Piloto Bardenpho Modificado-IFAS

O sistema piloto Bardenpho Modificado-IFAS consiste, resumidamente, em cinco tanques de tratamento submetidos a sistemas de mistura ou aeração, em que o primeiro reator aeróbio foi preenchido com meios de suporte, e dois sedimentadores dispostos em série, alimentados por fluxo contínuo de esgoto real de composição variável ao longo do tempo, além de recirculações do efluente e lodo entre as unidades. São interligados por tubulação em PVC de 20mm. A fim de facilitar a amostragem, válvulas foram dispostas na saída de cada tanque, onde ocorreu as coletas, e, também, no fundo, para retirada de lodo, conforme apresentado na Figura 5.

Figura 5 – Diagrama do sistema piloto Bardenpho Modificado-IFAS.



Legenda: Rtr Ana = Reator anaeróbio; Rtr Anx1 = Reator Anóxico 1; Rtr Aer = Reator aeróbio; Rtr Anx2 = Reator anóxico 2; Rtr Raer = Reator de Reaeração; Tq Sed = Tanque de sedimentação.

Fonte: A autora, 2021.

O sistema foi construído em fibra de vidro e resina de poliéster, com revestimento interno também em resina de poliéster, com volume útil total de 424 litros. Sendo o reator aeróbio o de maior dimensão, com volume útil de 240 L, enquanto o anaeróbio, anóxico 1 e 2, reaeração e o primeiro sedimentador apresentavam o mesmo dimensionamento, com o volume útil de 40 L, e o segundo sedimentador 12 a 70 L.

Diferindo do proposto por James Barnard, foi adicionado um tanque sedimentador após o primeiro tanque aeróbio a fim de permitir maior controle sobre o teor da biomassa desse tanque e reduzir a concentração de oxigênio dissolvido transferida para o tanque anóxico 2, assim como uma recirculação responsável por recircular a biomassa suspensa dentro do tanque aeróbio.

Visto que o TRH é a relação entre o volume útil de uma unidade de tratamento e a vazão afluyente, variou ao longo do monitoramento, pois a vazão foi sendo alterada conforme a necessidade, conforme descrito na Tabela 3.

Tabela 3 – Tempo de retenção hidráulica do sistema Bardenpho modificado-IFAS ao longo do tempo de monitoramento.

Tempo (dias)	Tempo de retenção hidráulica (h)						Sistema
	Anaeróbio	Anóxico 1	Aeróbio	Anóxico 2	Reaeração	Sedimentador	
105	1,01	0,64	4,20	1,01	0,76	1,26	16,06
112	1,33	0,83	5,46	1,33	1,00	1,67	23,56
119	1,26	0,81	5,33	1,26	0,94	0,38	20,78
132	1,48	0,94	6,15	1,48	1,11	0,44	27,18
140	1,71	1,13	7,40	1,71	1,28	0,51	35,33
147	1,67	1,11	7,28	1,67	1,25	0,50	35,33
154	1,67	1,11	7,28	1,67	1,25	0,50	35,33
160	1,67	1,11	7,28	1,67	1,25	0,50	35,33

3.1.1. Unidades do sistema e suas características

3.1.1.1. Reator Anaeróbio

Recebe o esgoto real proveniente de uma Estação de Tratamento de grande porte localizada no Rio de Janeiro após sua entrada na estação, antes do sedimentador primário e após as calhas Parshall, sem que passasse por um processo de equalização que pudesse amenizar as variações de carga.

Caracteriza-se por uma baixa concentração de oxigênio dissolvido, sistema de mistura constituído por motores de passo modelo WD-2404, da marca Wotiom, conectados a agitadores helicoidais de máquinas lavadoras de roupas, modelo 326006721 (Consul), e ajustados para 80rpm.

Para garantir a contínua disponibilidade do efluente primário para o reator, assim como a recirculação do lodo, utilizou-se uma bomba peristáltica da marca Watson-Marlow, modelos 313 e 520R2, de funcionamento contínuo, onde a faixa da vazão foi ajustada de 0,22 L min⁻¹ a 0,19 L min⁻¹ e 0,19 L min⁻¹ a 0,2 L min⁻¹, respectivamente.

3.1.1.2. Reator Anóxico 1

Assim como o reator anaeróbio, este reator possui o sistema de mistura descrito acima. É alimentado pelo reator anaeróbio e recebe cargas provenientes do reator aeróbio devido a recirculação através bomba peristáltica da marca Watson-Marlow, modelos 313 e 520R2, de funcionamento contínuo, onde a faixa da vazão

permaneceu na faixa de $0,2 \text{ L min}^{-1}$ a $0,38 \text{ L min}^{-1}$. Dessa forma, o OD deste tanque já é um pouco maior do que o OD do efluente inicial.

3.1.1.3. *Reator aeróbio*

Possuiu um sistema de aeração composto por um difusor composto por 4 tubos PVC dispostos paralelamente, com orifícios distribuídos a uma distância padrão para saída de ar e formação de bolhas no sistema, e um difusor do tipo cortina de ar, da marca Boyu, constituído por mangueiras flexíveis, porosas, caracterizadas por produzir bolhas finas, instalados na base do reator. A aeração foi realizada com auxílio de dois compressores de ar (modelo ACQ-012, das marcas Boyu e Sun Sun) com capacidade de 150 L min^{-1} , instalados na parte superior do reator, com vazão de ar controlada individualmente para cada tipo de sistema.

Os meios de suporte preenchem 50% de seu volume, e, além de ser alimentado pelo reator anóxico 1, há uma recirculação da carga interna promovida com o auxílio da bomba peristáltica da marca Watson-Marlow, modelos 313 e 520R2, de funcionamento contínuo, onde a faixa da vazão oscilou de $0,45 \text{ L min}^{-1}$ a $0,46 \text{ L min}^{-1}$.

3.1.1.4. *Reator anóxico 2*

É alimentado pelo efluente do reator aeróbio, constituído por um sistema de mistura similar ao descrito no reator aneróbio.

3.1.1.5. *Reator de Reaeração*

Alimentado pelo Reator anóxico 2, possui o sistema de aeração similar ao reator aeróbio.

3.1.1.6. *Tanques de sedimentação*

Não há agitação mecânica nem sistema de aeração, sendo instalado após o primeiro aeróbio e o último tanque do sistema.

3.1.2. *Meio suporte*

O meio de suporte utilizado é da marca Enviromex. Esta peça é fabricada em polietileno, de formato cilíndrico, com a superfície rugosa e acidentada e com aletas

no interior (Figura 6), com densidade de $0,96 \text{ g cm}^3$ e área específica de $500 \text{ m}^2 \text{ m}^3$ (Tabela 4).

Tabela 4 – Características do meio de suporte.

Parâmetro	Valor
Forma	cilíndrica
Cor	branca
Diâmetro externo (mm)	26
Diâmetro interno (mm)	15
Área específica (m^2/m^3)	500

Figura 6 – Meio suporte da marca Enviromex utilizado para enchimento dos tanques do MBBR.



Fonte: A autora, 2021.

3.2. Plano de Monitoramento

O sistema Bardenpho modificado-IFAS operou durante 160 (cento e sessenta) dias, no entanto, o período de monitoramento ocorreu a partir da 16^a (décima sexta) semana, abrangendo 56 (cinquenta e seis) dias, onde foram analisados parâmetros físico-químicos e os micropoluentes BP e DEP com frequência semanal.

3.2.1. Amostragem

Foram realizadas 8 (oito) campanhas com frequência semanal, onde as amostragens foram realizadas no: (1) afluente bruto, que é o esgoto de entrada para

o sistema experimental Bardenpho Modificado-IFAS e na saída dos tanques intermediários a saber: (2) Tanque Anaeróbio, (3) Tanque Anóxico1, (4) Tanque Aerado, (5) Tanque Anóxico 2, (6) Tanque de Reaeração e (7) Tanque de Sedimentação (Figura 5), totalizando cinco pontos de amostragem. Amostragem, acondicionamento, transporte e armazenamento das amostras seguiram o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB/ANA, 2011).

3.2.2. Análises físico-químicas

As análises físico-químicas, resumidas na Tabela 5, foram realizadas no Laboratório de Biorremediação Fitotecnologias e Inovação no Tratamento de Água e Efluente – LABIFI, do Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente – DESMA da UERJ seguiu as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017), sendo elas: Demanda Química de Oxigênio – DQO (Método 5220 D), Nitrogênio Amoniacal (Método 4500-NH₃ F), Nitrito (Método 4500-NO₂⁻ B), Sólido Suspenso Total (Método 2540 D),. Paras as análises de Nitrato (Kit de análise Nitrate TNT 835 plus aprovado pela USEPA), Nitrogênio Total (kit de análise Total Nitrogen TNT 827 plus aprovado USEPA) e Fósforo Total (kit de análise Phosphorus TNT 844 plus aprovado pela USEPA), utilizou-se kits de teste analítico fornecidos pela Hach Co. O OD foi analisado utilizando a Sonda Hach. A concentração de biomassa aderida, expressa como sólidos aderidos totais e voláteis, foi analisada pelo método de extração por ultrassom e agitação manual, seguidos por análise de sólidos, lavagem química das peças e diferença de peso seco (SILVA *et al.*, 2020).

Tabela 5 – Frequência dos parâmetros físico-químicos e metodologias utilizadas na análise do monitoramento do sistema.

Frequência	Ponto amostral	Parâmetro físico-químico	Método de análise
Semanal	Todos	Oxigênio Dissolvido	Sonda Hach para OD – Luminescência
Semanal	Todos	Demanda Química de Oxigênio	<i>Standard Methods</i> – Protocolo nº 5220 D – APHA (2017)
Semanal	Todos	Nitrogênio Amoniacal	<i>Standard Methods</i> – Protocolo nº 4500-NH ₃ F – APHA (2017)
Semanal	Todos	Nitrito	<i>Standard Methods</i> – Protocolo nº 4500-NO ₂ B – APHA (2017)
Semanal	Todos	Nitrato	Kit de análise Nitrato TNT 835 plus aprovado pela USEPA
Semanal	Bruto e tratado	Nitrogênio Total	kit de análise Nitrogênio Total TNT 827 plus aprovado USEPA
Semanal	Bruto e tratado	Fósforo Total	kit de análise Fósforo TNT 844 plus aprovado pela USEPA
Semanal	Todos	Sólido Suspenso Total	<i>Standard Methods</i> – Protocolo nº2540 D – APHA (2017)
Semanal	Aeróbio	Biomassa Aderida	SILVA <i>et al.</i> , 2020

3.2.3. Análises cromatográficas

Os padrões analíticos da BP e DEP, com 99% de pureza, e Bisfenol A d₁₆, usado como padrão interno deuterado, foram adquiridos na Sigma-Aldrich (St. Louis, EUA), assim como os demais reagentes e solventes. Água ultrapura (resistividade de 18,2 MΩcm) utilizada ao longo dos experimentos foi obtida com um sistema de purificação de água Milli-Q® (Milli-Q Direct 8, Millipore). Soluções estoques dos padrões analíticos (1000 mg L⁻¹) foram preparadas individualmente com dissolução em metanol (MeOH) e armazenadas a 4 °C. No preparo de amostras para cromatografia foi utilizada a técnica da extração em fase sólida (SPE) conforme metodologia descrita por Pugajeva *et al.* (2017), com algumas modificações. As amostras foram previamente filtradas em membrana de fibra de vidro (0,7 µm). Posteriormente, 250 mL de cada amostra foram acidificados a pH 3 (3 M HCl) e 25 µL de uma solução de 0,5 M EDTA foram adicionados para posterior extração em SPE pelo cartucho Supel Select HLB® (200mg / 6mL) em um Manifold (Phenomenex) O condicionamento do cartucho foi realizado sob vácuo com vazão de aproximadamente 2 mL min⁻¹ (gotejamento) e com 5 mL de metanol e 5 mL de água ultrapura. As amostras foram percoladas pelo cartucho com vazão de 3 mL min⁻¹. No final, o cartucho foi seco a vácuo por 30 minutos e os analitos foram eluídos com 6 mL de

uma solução de metanol: diclorometano (70:30). Em seguida, o cartucho foi seco por 30 minutos e posteriormente reconstituído com 1,25 mL de uma solução de metanol: H₂O (1:1), para atingir o fator de concentração de 200 vezes.

Os analitos foram identificados e quantificados por cromatografia em fase líquida de ultra eficiência ACQUITY®, acoplado ao espectrômetro de massa em série, Xevo TQD®, triplo quadrupolo (UPLC-MS / MS) da Waters. A coluna utilizada foi Acquity UPLC® BEH C18, 1,7 µm, 2,1 mm x 50 mm (Waters) a 50°C, com vazão de 0,4 ml min⁻¹ e com as fases móveis A = água e B = metanol, ambas com hidróxido de amônio a 0,01%. O volume de injeção foi de 5 µL e o tempo de execução foi de 6 min, no modo gradiente, com condição inicial de 90% da fase A até 4 min, sendo reduzido para 1% dessa fase até 5 min e, finalmente, retornando e permanecendo no estado inicial até o final da corrida. O detector de massas com fonte de ionização por electrospray (ESI) foi operado em modo negativo e positivo pelo sistema de monitoramento de reação múltipla (MRM). A tensão do capilar foi de 3,2 kV. A temperatura da fonte e de dessolvatação foram de 150 °C e 600 °C, respectivamente. Gás nitrogênio (N₂) foi utilizado no cone e como gás de dessolvatação (150 e 1100 L h⁻¹, respectivamente). Argônio foi usado como gás de colisão no detector MS/MS (0,15 mL min⁻¹). Para cada analito, duas transições (confirmação e quantificação) foram usadas para identificação, de acordo com a tensão do cone e a energia de colisão, otimizadas para máxima intensidade. Os parâmetros do detector MS/MS usados são descritos na Tabela 6. Os dados foram processados no software Mass Lynx v 4.1 (Waters).

Tabela 6 - Parâmetros otimizados do detector MS/MS para os analitos estudados.

Substância	Modo de ionização (ESI)	Precursor (m/z)	Quantificação			Confirmação		
			Produto (m/z)	CE (V)	Cone (V)	Produto (m/z)	CE (V)	Cone (V)
Dietilftalato	+	223.1	149.0	20	20	177.0	10	20
Benzofenona	+	183.0	105.0	30	32	77.0	15	32

Legenda: CE = Energia de colisão; ESI = Ionização por eletropulverização.

Validação do método cromatográfico foi realizada utilizando-se os parâmetros de linearidade, faixa de trabalho da curva de calibração, limite de detecção (LD), limite de quantificação (LQ), exatidão (recuperação), precisão e efeito matriz (ICH, 2005).

As curvas de calibração foram preparadas usando padrões analíticos para cobrir as concentrações esperadas de cada analito nas amostras ambientais. As curvas de calibração foram construídas usando a relação analito/área do pico substituto versus concentração do analito, respeitando o coeficiente de determinação ($R^2 > 0,99$) e a falta de ajuste do teste ANOVA.

3.2.4. Análise estatística

O coeficiente de correlação entre os compostos-alvo e parâmetros físico-químicos foi calculado pelo teste de correlação de Pearson. A significância para análise estatística foi definida em valores de $p < 0,05$. Para a confecção dessa e das demais análises estatísticas foi utilizado o software Minitab18®.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, são apresentados os resultados de monitoramento referentes as oito últimas semanas do período de operação de cento e sessenta dias do sistema Bardenpho modificado-IFAS. São exibidos os desempenhos do sistema, em termos de eficiência, ao longo do período de monitoramento.

4.1. Análises cromatográficas

O desvio padrão relativo (RSD) indicou conformidade com valores inferiores a 15% para a acurácia do método, em termos de repetibilidade ($n = 6$) e reprodutibilidade em dias diferentes (Tabela 7).

Tabela 7 - Parâmetros de controle de qualidade analítico UPLC-MS/MS para BP e DEP.

Parâmetros	Benzofenona		Dietilftalato	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Faixa linear ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1-100	1-150	1-100	1-150
<i>n</i>	8	8	6	8
Limite de detecção ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0,31	0,38	0,06	0,25
Limite de quantificação ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1,04	1,26	0,21	0,83
Limite do método de detecção (ng L^{-1})	1,6	1,9	0,3	1,2
Limite do método de quantificação (ng L^{-1})	5,2	6,3	1,0	4,1
Efeito matriz (%)	123	114	70	64
<i>RSD</i>₁ (%)	2,5	2,7	2,6	2,0
<i>RSD</i>₂ (%)	2,9	3,6	1,8	1,9
Equação	$y=0,057 + 0,96465x$	$y=0,572 + 1,04398x$	$y=-0,359 + 1,6899x$	$y=2,384 + 1,83469x$
R²	0,9990	0,9992	0,9992	0,9996
Valor calc f	0,150	0,950	0,260	1,130
Valor-p	0,986	0,490	0,927	0,390

Legenda: *RSD*₁ - desvio padrão relativo de repetibilidade; *RSD*₂ - desvio padrão relativo de inter-dia.

LD e LQ foram calculados 3 vezes e 10 vezes o desvio padrão estimado pela média do sinal em branco ($n = 6$), respectivamente, dividido pela inclinação de cada curva de calibração.

Como alternativa à dificuldade de amostragem e automação analítica e também dada a complexidade dos possíveis efeitos matriciais gerados por algumas etapas do

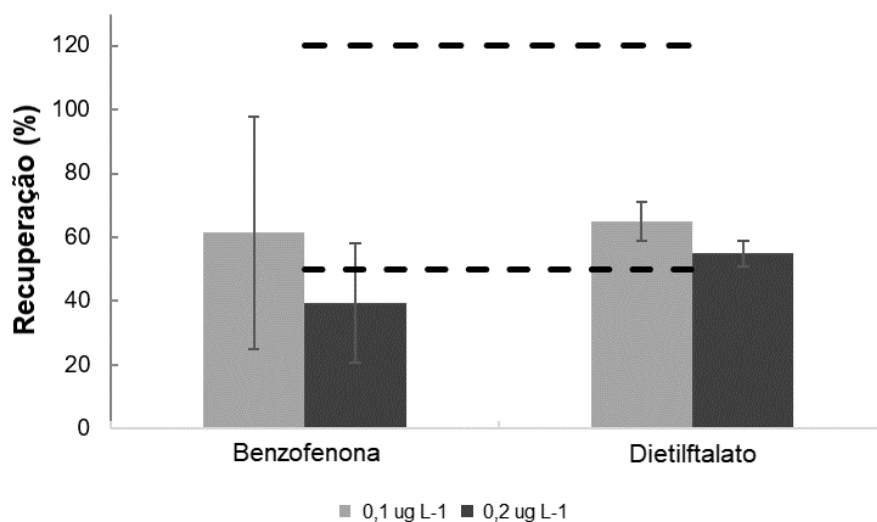
sistema, as amostras dos pontos An e Ax1 foram quantificadas utilizando a curva afluyente e o ponto Ae aplicando a curva efluente.

O efeito matriz (EM%) foi analisado de acordo com a Eq. (1), em que as inclinações das curvas de calibração correspondentes à matriz preparada com águas residuais (matriz de inclinação) e as inclinações da calibração curvas preparadas com água ultrapura ($slope_{Pd}$). Um valor de 100% indica que não há efeito matriz, enquanto valores acima de 100% indicam enriquecimento e menor supressão de sinal (PUGAJEVA *et al.*, 2017).

$$ME(\%) = (\text{matriz de inclinação} / slope_{Pd}) \times 100 \quad \text{Eq.(1)}$$

A recuperação da extração por SPE, conforme procedimento analítico em água ultrapura proposto neste estudo para cada analito foi verificada em dois níveis de concentração de cada analito, baixo ($0,1 \mu\text{g L}^{-1}$) e alto ($0,2 \mu\text{g L}^{-1}$). Os resultados de recuperação para cada analito são apresentados na Figura 7. As recuperações para Benzofenona e Dietilftalato não atingiram a faixa de 70-120% conforme orientação dos guias internacionais de validação, porém devido à complexidade da matriz estudada, a faixa de 50-120% pode ser aplicada, respeitando a precisão do método até $\pm 15\%$ (RIBANI *et al.*, 2004).

Figura 7 - Resultados de recuperação da extração por SPE de todos os analitos estudados em duas concentrações: $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ e $0,2 \mu\text{g L}^{-1}$.



Legenda: as linhas pontilhadas representam a faixa aceitável de recuperação de 50% a 120%.

4.2. Análises físico-químicas

Durante os 58 dias (aprox. 8 semanas) de monitoramento do sistema Bardenpho modificado-IFAS, as análises físico-químicas foram realizadas e alguns resultados são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 – Características físico-químicas do sistema Bardenpho modificado-IFAS.

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)		
	Mín.	Máx.	Med.	Mín.	Máx.	Med.	Mín.	Máx.	Med.
DQO (mg L ⁻¹)	229,25	490,75	364,79	70,33	198,67	131,46	36	79	64
NH ₃ -N (mg L ⁻¹)	40,84	55,1	49,98	0	7,26	0,57	86	100	99
NT (mg L ⁻¹)	43,6	69,3	58,65	17,82	24,2	19,94	45	71	68
P (mg L ⁻¹)	7,57	17,52	11,55	8,19	14,90	12,75	0	42	1
SST (mg L ⁻¹)	40	100	70	0	53,33	12,5	-23	100	80
C/N (DQO/AMÔNIA)	5,61	9,85	7,15	-	-	-	-	-	-
Sistema									
	mínima			máxima			mediana		
COV (kgDQO m ³ dia)	0,21			0,57			0,3		
TRH (h)	16,06			35,33			31,26		

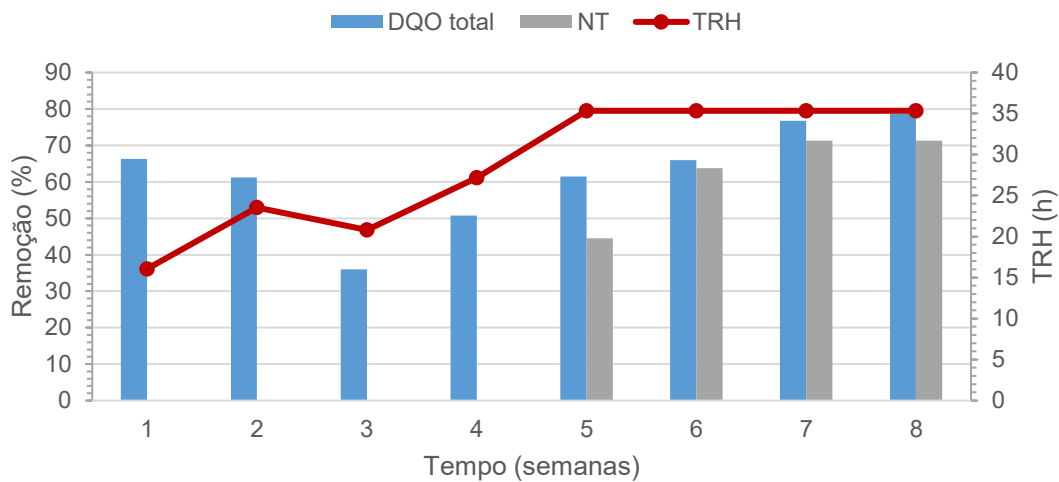
Legenda: DQO = Demanda Química de Oxigênio; NH₃-N = Nitrogênio Amoniacal; NT = Nitrogênio Total; P = Fósforo; SST = Sólidos Suspensos Totais; COV = Carga Orgânica Volumétrica; TRH = Tempo de Retenção Hidráulica.

Ao longo do tempo de monitoramento do sistema, a COV variou de 0,21 a 0,57 kgDQO m³ dia e a taxa C/N de 5,61 a 9,85. Mannina *et al.* (2017) observaram, em um sistema UCT-IFAS-MBR, caracterizado por ser um processo de remoção de nutrientes que associa a biomassa fixa à suspensa, assim como o deste estudo, que a taxa de C/N afetou significativamente o seu desempenho. Considerando tais observações, alinhando aos sucessivos choques de carga há um curto espaço de tempo, onde os períodos de estabilidade não duravam mais de duas semanas, acredita-se que sejam os fatores que tenham afetado o desempenho do sistema. Visto que a redução da DQO variou de 36 a 79% e a remoção do NT de 45 a 71%. Enquanto a capacidade de nitrificação apresentou maior resistência aos choques de carga, com a eficiência variando de 86 a >99%.

Contudo, o TRH é um parâmetro operacional e de projeto apontado como interferente na eficiência de redução da DQO, onde TRHs mais longas geralmente resultam em melhores desempenhos, removendo uma concentração maior de matéria orgânica, devido ao maior tempo de contato do efluente à biomassa (MANU; THALLA,

2017). Tal tendência é possível ser notada, conforme apresentado na Figura 8, que a partir da terceira semana, em que a redução do TRH concerniu com a diminuição da eficiência de redução da DQO ao ser comparada a análise anterior. Assim como nas próximas semanas, onde à medida que o TRH é aumentado a remoção da matéria orgânica se tornou mais efetiva.

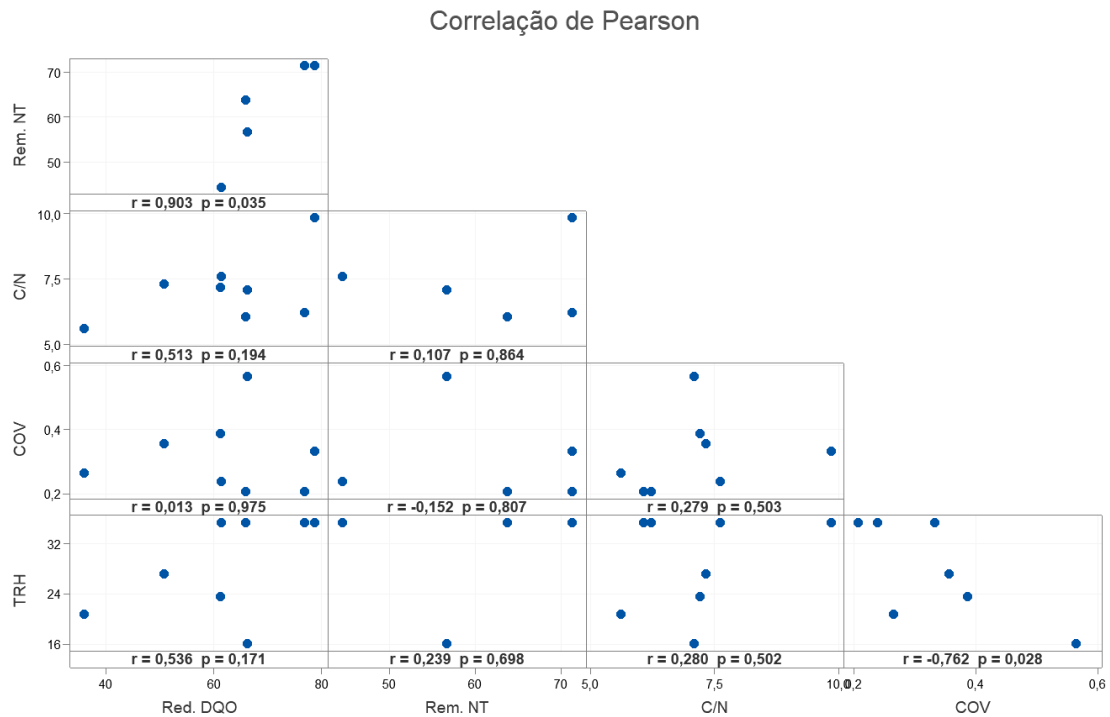
Figura 8 – Tempo de retenção hidráulica na redução da DQO e nitrogênio total ao longo do tempo de monitoramento.



Legenda: DQO = Demanda Química de Oxigênio; NT = Nitrogênio Total; TRH = Tempo de Retenção Hidráulica.

Porém, ao analisar as correlações das variáveis supracitadas (COV, C/N e TRH) quanto ao desempenho do sistema na remoção da matéria orgânica e NT, nenhuma destas foram estatisticamente significativas ($p < 0,05$), conforme apresentado na Figura 9. Entretanto, a correlação entre a redução da DQO e a remoção do NT apresentou correlação estatisticamente significativa ($p < 0,05$), onde tal tendência pode ser notada analisando a Figura 8, visto que nas últimas 4 semanas, o sistema apresentou a melhora no desempenho para ambos.

Figura 9 - Matriz de dispersão com correlações e valores-p entre variáveis e o desempenho do sistema da redução da DQO e remoção do nitrogênio total.

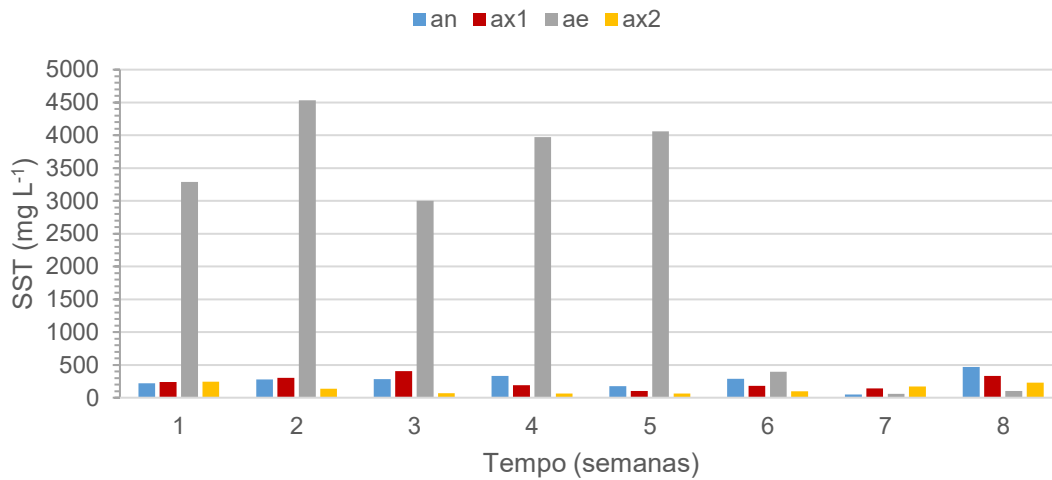


Legenda: DQO = Demanda Química de Oxigênio; NT = Nitrogênio Total; COV = Carga Orgânica Volumétrica; TRH = Tempo de Retenção Hidráulica.

A concentração de SST estava abaixo do esperado no esgoto bruto, porém com variações significativas, de 40 a 100 mg L⁻¹, chegando a ser reduzida pelo sistema piloto a níveis superiores a 90% (Tabela 8). Porém, quando observado o teor de SST nos tanques do sistema (Figura 10), é possível notar perdas e ganhos de biomassa suspensa ao longo do tempo de monitoramento. Onde o reator aeróbio se destaca quanto à variação na concentração de SST, que apresentou oscilações superiores aos demais reatores, conforme apresentado na Figura 10. Como na sexta semana, onde houve perda de mais de 90% da biomassa suspensa por *washout*, o sistema passou a operar praticamente como MBBR puro com reciclagem, ao invés de IFAS (ØDEGAARD *et al.*, 2010). Contudo, em geral, ao longo do tempo de monitoramento, obteve os melhores resultados, quando comparado aos demais compartimentos, na redução da carga orgânica recebida e no processo de nitrificação, conforme apresentado nas Figuras 11 e 12. Diferindo de um sistema Bardenpho modificado em escala bancada, onde todos os tanques foram configurados como IFAS, e alimentado com efluente sintético, que a redução da DQO foi mais efetiva no

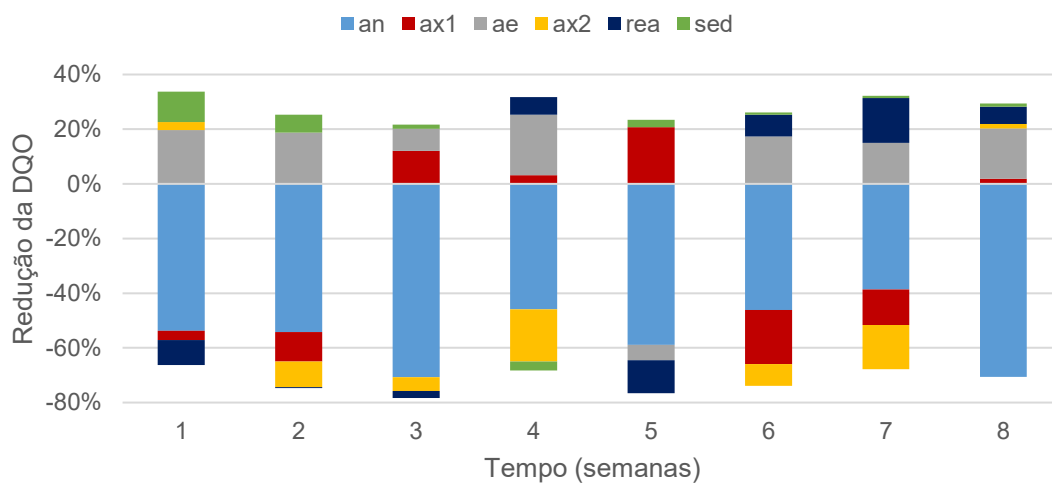
compartimento anaeróbio (76%), seguido no anóxico 1 (13%) e do aeróbio (6%) (ASHRAFI *et al.*, 2019). Demonstrando a contribuição efetiva da biomassa fixa.

Figura 10 – Variação do teor de SST ao longo do tempo de monitoramento.



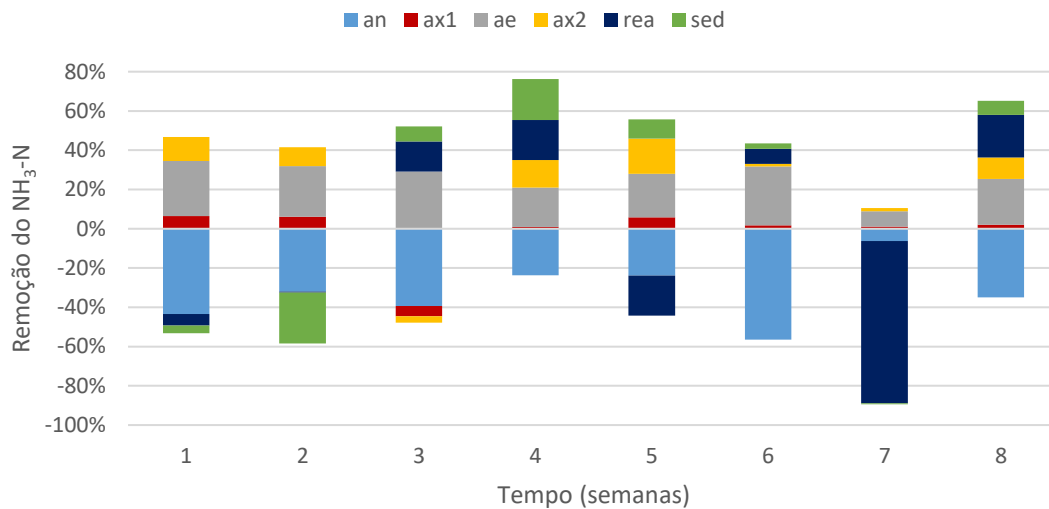
Legenda: an = Anaeróbio; ax1 = Anóxico 1; ae = Aeróbio; ax2 = Anóxico 2; SST = Sólidos Suspensos Totais.

Figura 11 – Redução da carga orgânica recebida por cada reator ao longo do tempo de monitoramento.



Legenda: DQO = Demanda Química de Oxigênio; an = Anaeróbio; ax1 = Anóxico 1; ae = Aeróbio; ax2 = Anóxico 2; rea = Reaeração; sed = Sedimentador. Valores negativos = produção.

Figura 12 – Redução da carga do nitrogênio amoniacal por cada compartimento ao longo do tempo de monitoramento.

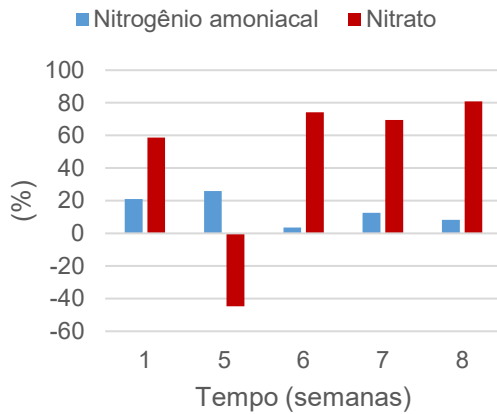


Legenda: $\text{NH}_3\text{-N}$ = Nitrogênio Amoniacal; an = Anaeróbio; ax1 = Anóxico 1; ae = Aeróbio; ax2 = Anóxico 2; rea = Reaeração; sed = Sedimentador. Valores negativos = produção.

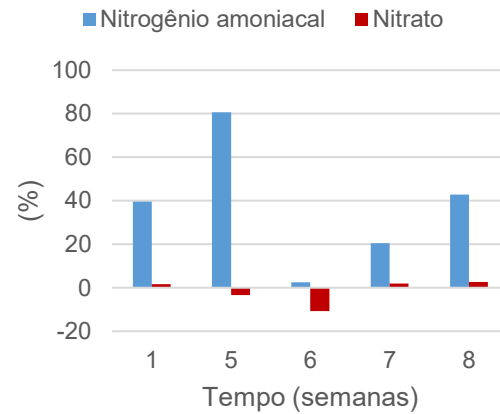
A nitrificação, como observado na Figura 12, não ocorreu exclusivamente no reator aeróbio, os reatores anóxicos também atuaram neste processo, principalmente o anóxico 2 que removeu uma parcela do nitrogênio amoniacal remanescente do reator aeróbio, atuando, principalmente, com o processo de nitrificação sem que ocorresse a desnitrificação, conforme apresentado na Figura 13. Entretanto, o compartimento anóxico 1 mostrou-se superior, quando comparado ao anóxico 2, no processo de desnitrificação, devido a maior disponibilidade de carga orgânica e estabilidade do oxigênio dissolvido, sendo capaz de nitrificar e desnitrificar simultaneamente, exceto na quinta semana que apenas nitrificou.

Figura 13 – Razão da carga aplicada e reduzida dos compostos nitrogenados ao longo do tempo de monitoramento.

Anóxico 1



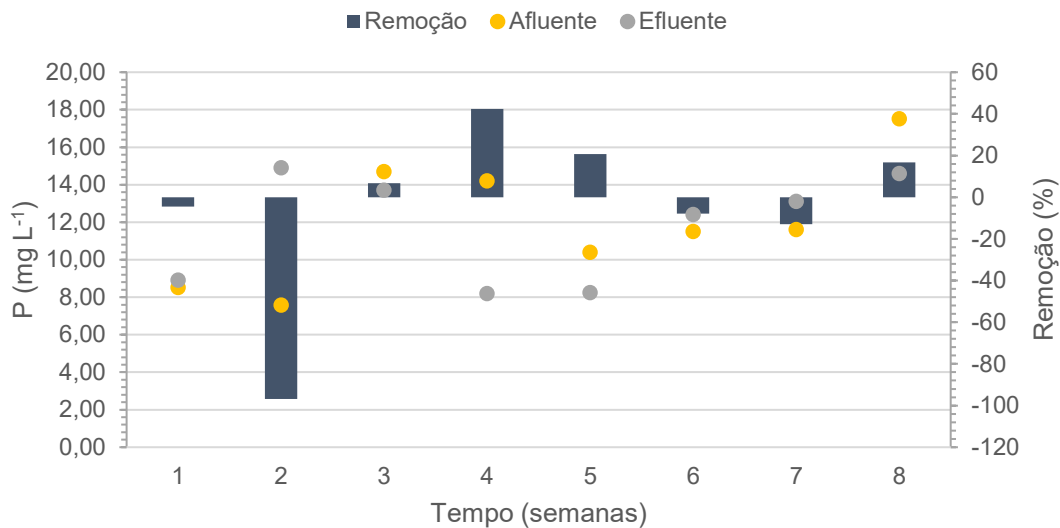
Anóxico 2



Legenda: Valores negativos = produção.

O fósforo apresentou o valor mediano de $11,55 \text{ mg L}^{-1}$ no afluente, variando de $7,57$ a $17,52 \text{ mg L}^{-1}$, conforme apresentado na Figura 14. Tais cargas são limitadas quando comparadas com a carga orgânica de entrada do sistema, o que tende a favorecer o estabelecimento de organismos acumuladores de glicogênio (GAOs), assim, suprimindo o desenvolvimento dos organismos acumuladores de fósforo (PAOs), causando distúrbio e deterioração do processo EBPR (remoção biológica de fósforo aprimorada) (LÓPEZ-VÁZQUEZ *et al.*, 2008, SUDIANA *et al.*, 1999). Tal fator pode ter influenciado na baixa eficiência de remoção do sistema, onde o melhor resultado foi de 42%, alcançado na quarta semana de monitoramento.

Figura 14 – Perfis de fósforo afluente e efluente ao sistema biológico e a eficiência ao longo do tempo de monitoramento.

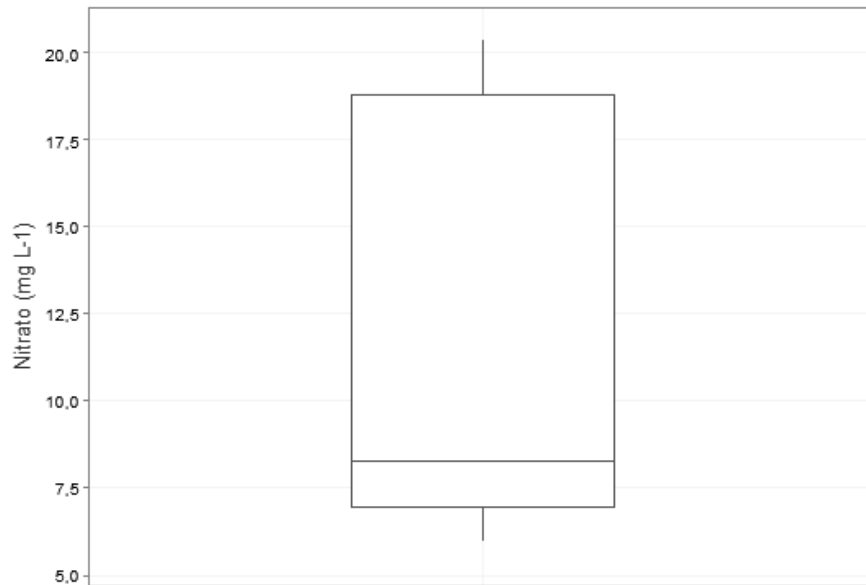


Legenda: P = Fósforo. Valores negativos = produção.

Porém, considerando as concentrações médias obtidas ao longo do período de monitoramento, em que a carga orgânica não foi reduzida no compartimento anaeróbio (Figura 11) e ocorreu uma maior concentração de fósforo no efluente, acredita-se que houve a liberação secundária desse nutriente. Esse fenômeno ocorre quando os PAOs não armazenam ácidos graxos voláteis (AGV) ao liberarem o fósforo para o meio externo em condição anaeróbia, gerando uma falta de energia para absorver todo o fósforo liberado nos compartimentos anóxicos e aeróbios, podendo ser atribuído ao longo TRH na zona anaeróbia, fornecimento inadequado de compostos orgânicos nas águas residuais e atividade insuficiente das bactérias de fermentação na zona anaeróbia (DANESH; OLESZKIEWICZ, 1997).

Ademais, para obter uma boa eficiência na remoção do fósforo é necessário evitar a presença de oxigênio ou compostos de NO_2^- e NO_3^- em tanques anaeróbios para prevenir o consumo de AGV por heterótrofos comuns (LÓPEZ-VÁZQUEZ *et al.*, 2008). Contudo, nota-se, na Figura 15, que há uma concentração média de $10,64 \text{ mg L}^{-1}$ de nitrato, considerando as 4 (quatro) últimas semanas de monitoramento, na saída do sedimentador, devido ao processo de desnitrificação deficiente do reator anóxico 2 (Figura 13), propiciando o carreamento para o reator anaeróbio por meio da recirculação sedimentador-anaeróbio.

Figura 15 – Variação da concentração de nitrato na saída do sedimentador.

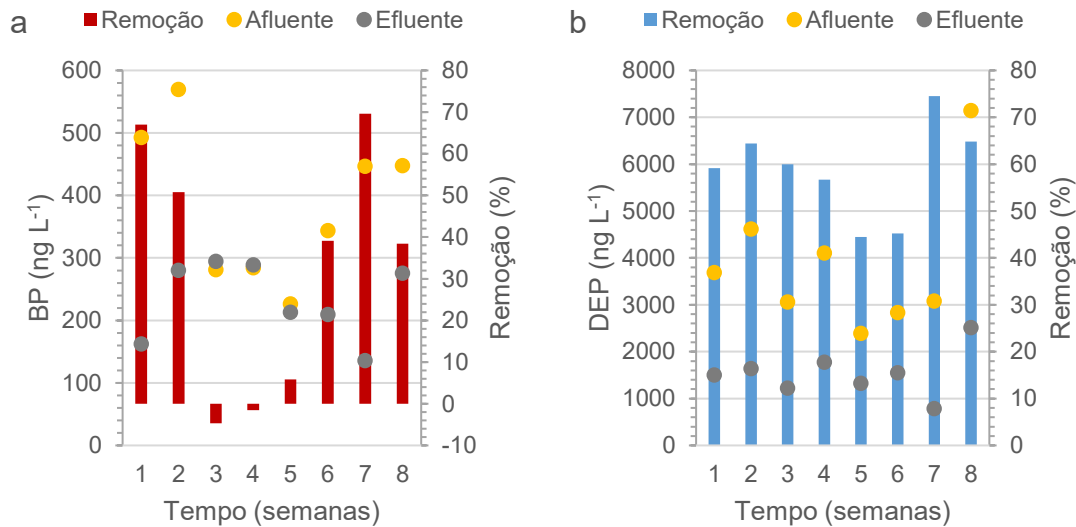


Os valores dos diferentes parâmetros físico-químicos analisados do esgoto bruto ao tratado por cada compartimento durante o tempo de monitoramento do sistema piloto bardenpho modificado-IFAS estão no Apêndice 1.

4.3. Ocorrência e remoção dos compostos-alvo no sistema

A BP e DEP foram detectados e quantificados em todas as amostras afluentes coletadas nas oito semanas de monitoramento, conforme apresentado na Figura 16. O mais abundante foi o DEP, com a concentração média de 3.865,20 ng L⁻¹, variando de 2.390,35 a 7.146,11 ng L⁻¹. Onde a máxima concentração assemelhou com as relatadas em países como Estados Unidos e França, que apresentaram valores de 7.500 e 7.710 ng L⁻¹, respectivamente (DARGNAT *et al.*, 2009; LORAINE; PETTIGROVE, 2006). Enquanto a BP foi encontrada em menores valores, na faixa de 226,24 e 569,91 ng L⁻¹, correspondendo as concentrações medidas no esgoto bruto na Índia, que variaram de 120 a 548 ng L⁻¹ (KARTHIKRAJ; KANNAN, 2017).

Figura 16 – Perfis dos compostos-alvo (a) Benzofenona (BP) e (b) Dietilftalato (DEP) no afluente e efluente do sistema biológico piloto ao longo do tempo de monitoramento.



Legenda: Valores negativos = produção.

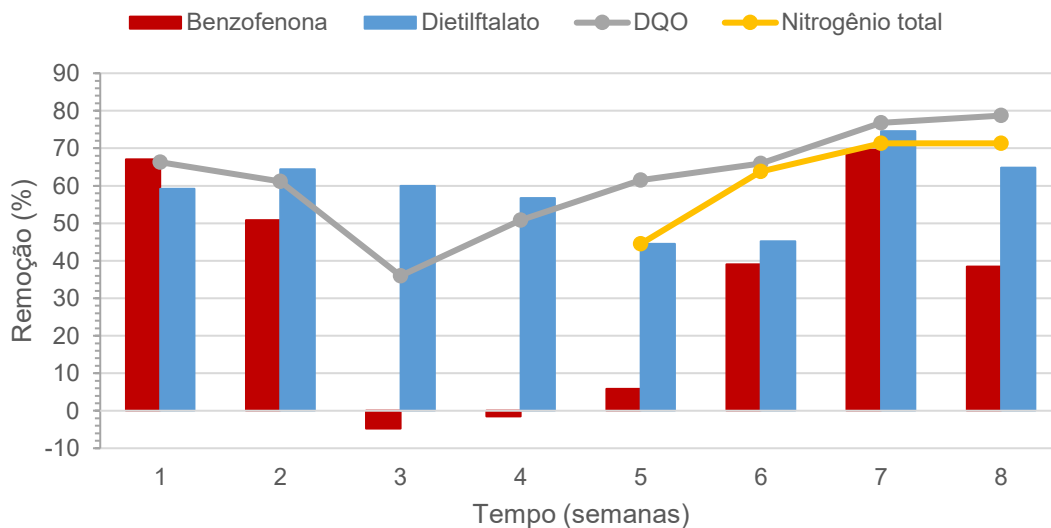
Para o DEP, foi observado, após o tratamento biológico, concentrações inferiores as detectada na entrada, variando de 787,03 a 2.232,55 ng L⁻¹. Enquanto a faixa de concentração da BP detectada na fase aquosa tratada foi de 135,89 a 294,39 ng L⁻¹.

Diante das concentrações detectadas nas amostras afluente e efluente (Figura 16), é possível identificar que a eficiência de remoção da BP variou expressivamente ao longo do período de monitoramento, obtendo remoções superiores a 50%, chegando a 70%, ou não removendo (Figura 16a). Ramos, Homem e Santos (2019) coletaram amostras em diferentes períodos na entrada e saída de uma estação de tratamento de esgoto que opera com tratamento secundário, obtendo remoções tão díspar quanto as obtidas nesse estudo, onde em um dado momento não houve remoção, como alcançou a eficiência superior a 50%. Por comparação, o DEP apresentou uma melhor estabilidade, onde a eficiência variou de 44 a 75% (Figura 16b), com a média de 59% que supera estações de tratamento de grande porte que operam com tecnologias convencionais como a de lodos ativados e UASB (GANI; KAZMI, 2019; SALAUDEEN *et al.*, 2018a; GANI; RAJPAL; KAZMI, 2016).

Na Figura 18, é possível observar que a redução da DQO propiciada pelo sistema correlacionou-se com a remoção da BP ($p < 0.05$). Visto que a eficiência de

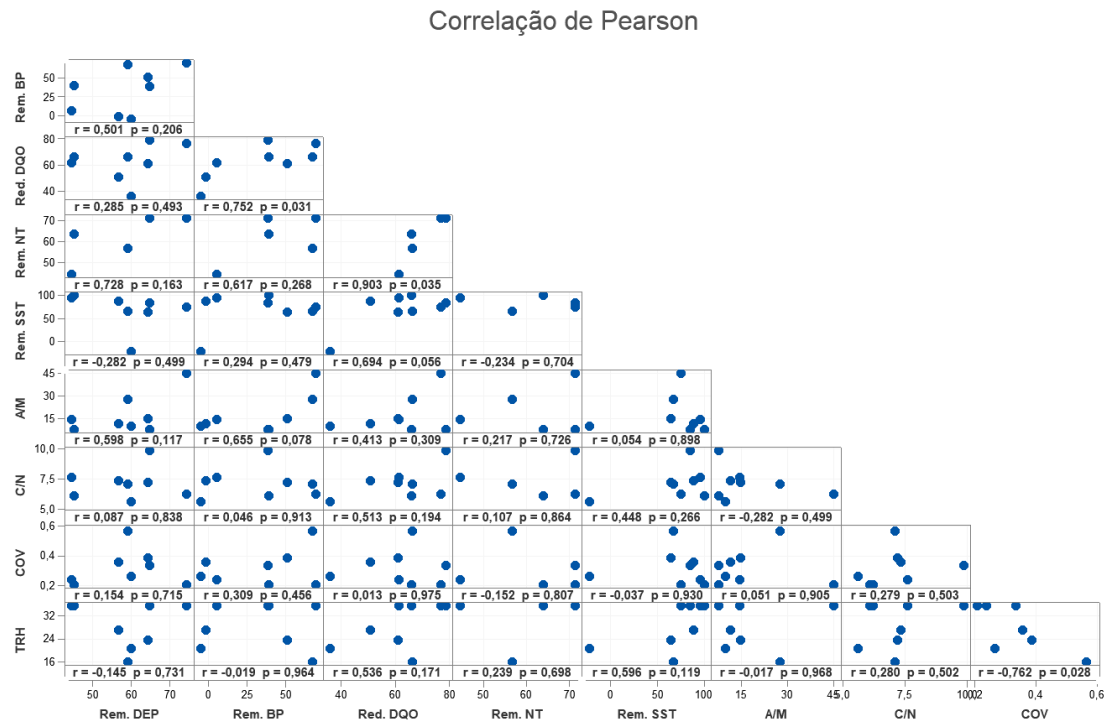
ambas tendia a aumentar ou reduzir concomitantemente (Figura 17). Esse comportamento é similar ao observado em um MBBR aeróbio de três estágios instalado para o tratamento de efluentes hospitalares, em que a remoção de MPs ocorreu, em geral, em paralelo a redução da DQO e, ainda, do nitrogênio (CASAS *et al.*, 2015). Entretanto, para DEP, à medida que a redução percentual da DQO melhorou, a do DEP tendeu a diminuir, mas esses resultados não são estaticamente significativos (Figura 17 e 18). Enquanto para NT, considerando as análises das quatro últimas semanas monitoradas, à medida que o sistema demonstrou um melhor desempenho, conferiu a melhoria da eficiência de remoção para ambos MPs, contrário ao estudo anterior (CASAS *et al.*, 2015). Porém, ao calcular o coeficiente de correlação, apenas as variáveis BP e redução da DQO são estatisticamente significativos ($p < 0,05$). Na Figura 18 é apresentado a matriz de dispersão com correlações e valores-p entre os compostos-alvo e parâmetros físico-químicos.

Figura 17 – Redução da DQO e remoção do NT e compostos-alvo ao longo do tempo de monitoramento.



Legenda: DQO = Demanda Química de Oxigênio. Valores negativos = produção.

Figura 18 – Matriz de dispersão com correlações e valores-p do sistema.

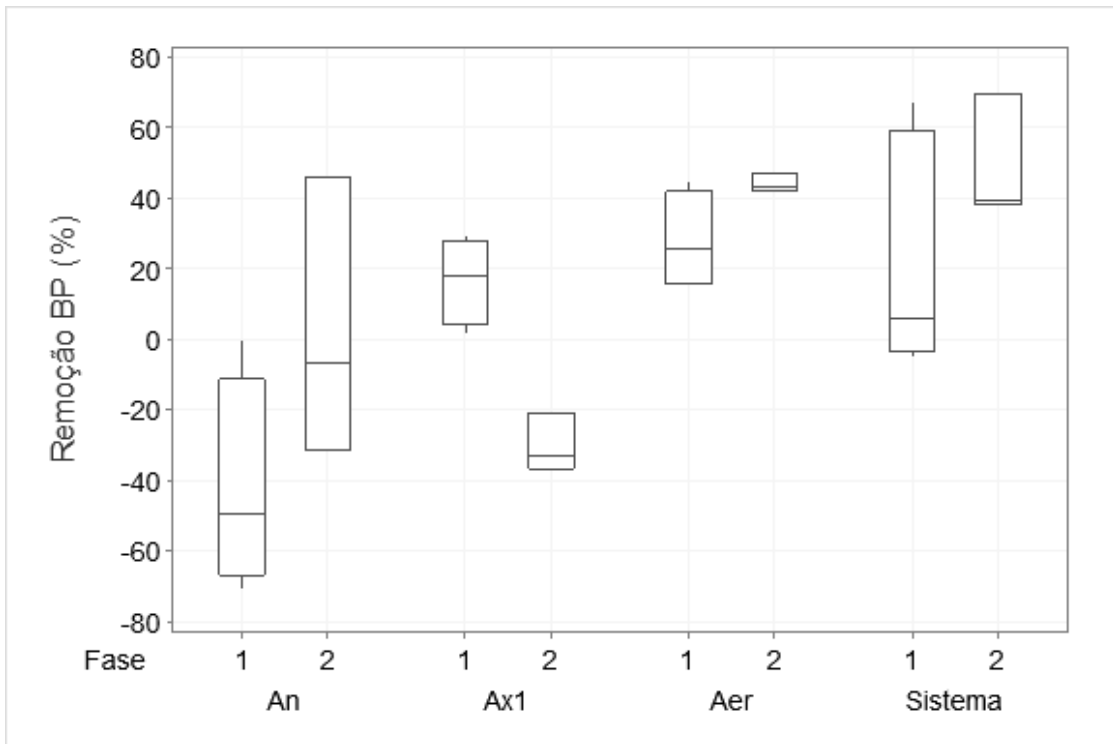


Legenda: DEP = Dietilftalato; BP = Benzofenona; DQO = Demanda Química de Oxigênio; NT = Nitrogênio Total; SST = Sólidos Suspensos Totais; A/M = Alimento/Microrganismo; C/N = DQO/Amônia; COV = Carga Orgânica Volumétrica; TRH = Tempo de Retenção Hidráulica.

4.4. Desempenho de cada compartimento

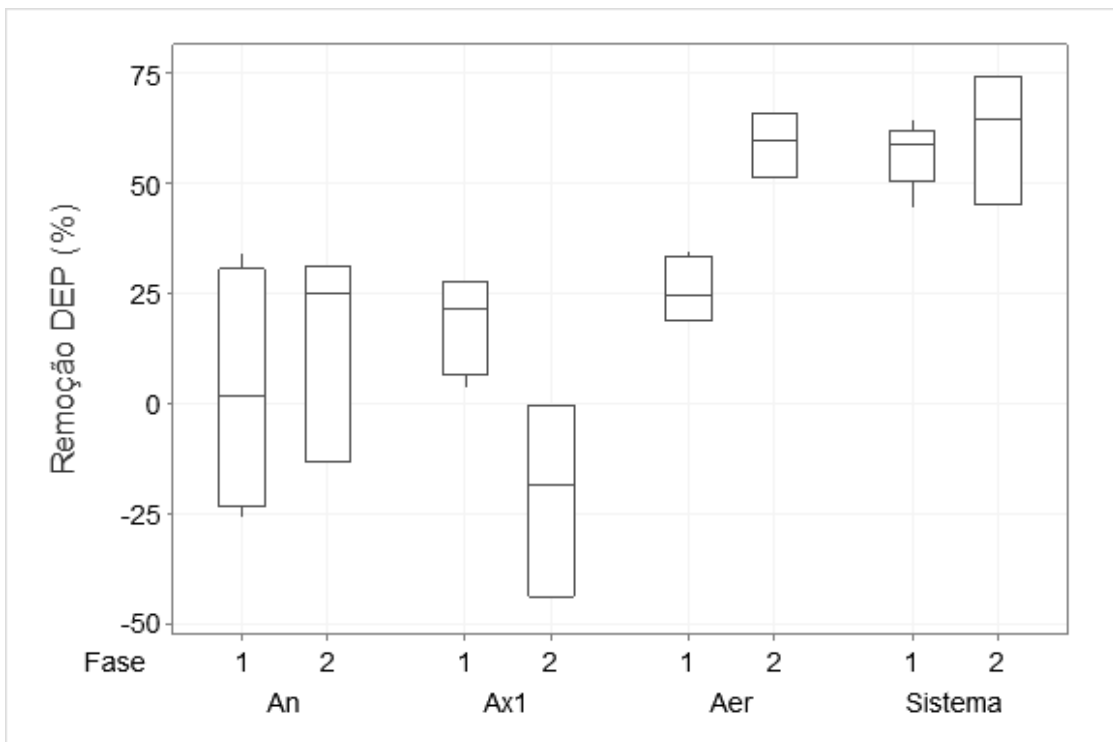
A perda expressiva de mais de 90% da biomassa em suspensão no tanque aeróbio por *washout*, observada na sexta semana (4.060 mg L⁻¹ a 395 mg L⁻¹), possibilitou a análise do sistema em duas fases distintas. Desde que deixou de funcionar como IFAS (1^a fase) e passou a operar como MBBR (2^a fase), visto que uma das características que os diferenciam é a concentração de sólidos em suspensão (ØDEGAARD *et al.*, 2010). Já na segunda fase, funcionando como MBBR, o sistema melhorou na remoção dos dois MPs (Figuras 19 e 20). Para DEP, a eficiência média foi de 60% para 62% e 23% para 49% para BP.

Figura 19 - Remoção da BP após cada etapa do tratamento no bardenpho-IFAS modificado.



Legenda: An = Anaeróbio; Ax1 = Anóxico 1; Aerr = Aeróbio. Valores negativos = produção.

Figura 20 - Remoção da DEP após cada etapa do tratamento no bardenpho-IFAS modificado.

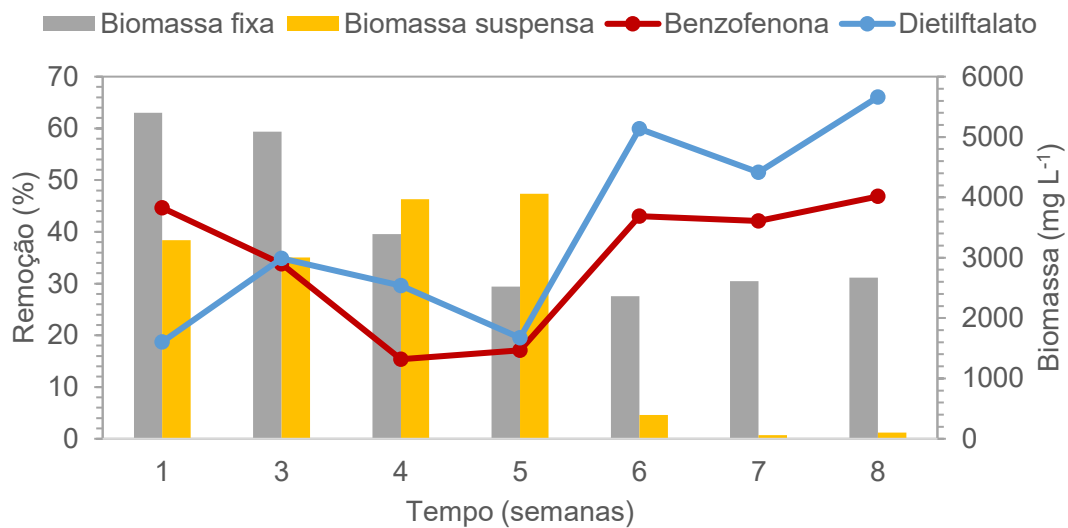


Legenda: An = Anaeróbio; Ax1 = Anóxico 1; Aer = Aeróbio. Valores negativos = produção.

O reator aeróbio, caracterizado por atuar com os processos de biomassa suspensa e fixa conjuntamente, apresentou os melhores resultados na remoção dos compostos-alvos nas duas fases. Nesse compartimento, a eficiência, para o DEP, atingiu a máxima de 66%, já a BP, a maior remoção foi de 47% (Figura 21).

Na segunda fase, o compartimento aeróbio, trabalhando com baixas concentrações de biomassa suspensa, propiciou um aumento significativo na remoção de ambos MPs, onde a BP foi de 17 a 43%, e o DEP de 20 a 60% (Figura 21). Portanto, os melhores resultados alcançados pelo tanque aeróbio foram influenciados principalmente pela biomassa suspensa, que em concentrações mais baixas, quando comparada às semanas anteriores de monitoramento, atribuiu ao sistema maior desempenho e estabilidade. Sendo essa correlação evidenciada após a análise estatística, com o valor de $p < 0,05$ para ambos compostos. Para o DEP apresentou ser mais forte que para BP, contudo ambos apresentaram coeficientes negativos, indicando que o declínio da concentração de biomassa suspensa tendia a propiciar um melhor percentual de remoção desses compostos. Arias *et al.* (2018) também observaram melhora na eficiência de remoção para alguns MPs em um sistema IFAS após um episódio de *washout*, quando a maior parte da biomassa suspensa foi perdida. A biomassa fixa é mais robusta quando comparada a suspensa, apresentando maior capacidade em proteger os microrganismos das condições adversas, além de possibilitar a retenção de bactérias de crescimento lento, propiciando uma maior diversidade microbiana, porém a transferência de massa é limitada (BUTLER; BOLTZ, 2014). Tais evidências podem ser a razão pelo aumento da eficiência do reator aeróbio diante das menores concentrações de sólidos suspensos. Supondo que os choques sofridos pelo compartimento não afetaram significativamente o biofilme, e com a menor concentração de biomassa suspensa, houve uma maior taxa de transporte de massa para o biofilme, assim melhorando a remoção da BP e DEP o devido a comunidade microbiana ser mais diversificada.

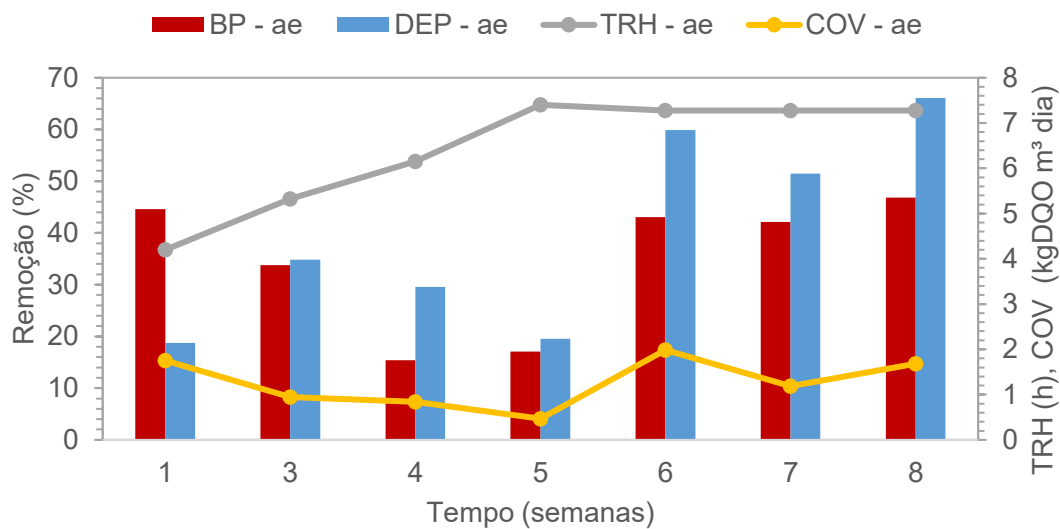
Figura 21 - Concentração da biomassa fixa e suspensa e remoção dos MPs no compartimento aeróbio ao longo do tempo de monitoramento.



Para o DEP, em um sistema MBBR, com a diminuição da COV e o TRH mais longo, houve um aumento, ao nível máximo do tempo de operação, na remoção do composto (AHMADI *et al.*, 2015). Divergindo de Yousefzadeh *et al.* (2017), que comparam dois reatores anaeróbios baseados na tecnologia de biofilme (AnFFBR e UAnFFFBR) na remoção do DEP e obtiveram o melhor desempenho ao aumentarem o TRH e a COV, porém, salientaram que o TRH exerceu uma maior influência nesses sistemas. Contudo, no reator aeróbio desse estudo, do sistema bardenpho modificado-IFAS, o único configurado como IFAS, o TRH não superou a influência COV na remoção dos compostos-alvo, conforme apresentado na Figura 22. À medida que a COV aumentou ou diminuiu, a eficiência do compartimento aeróbio seguiu a tendência na remoção da BP, conforme apresentado na Figura 22, sendo estatisticamente significativa ($p < 0,05$) a correlação entre BP e COV (Figura 24). Tal propensão prevaleceu ao longo do tempo de monitoramento indicando que a remoção da BP e DEP pode ter ocorrido, a uma parcela, através do mecanismo de biodegradação, supondo que o acréscimo na concentração de substrato, acelera a taxa de biodegradação da BP e DEP. Esse fenômeno é denominado co-metabólico, em que os MPs não são usados como substrato de crescimento, mas são transformados biologicamente por reações coleterais catalisadas por enzimas ou cofatores inespecíficos produzidos durante a conversão microbiana do substrato de crescimento (FISCHER; MAJEWSKY, 2014). Numerosos estudos revelaram que a

biodegradação de MPs em processos de tratamento de esgotos aparenta ocorrer por meio do co-metabolismo, ao invés do metabolismo, devido essas substâncias serem tóxicas, sendo resistentes aos microrganismos, e estando frequentemente presente em baixas concentrações (TRAN; REINHARD; GIN, 2018).

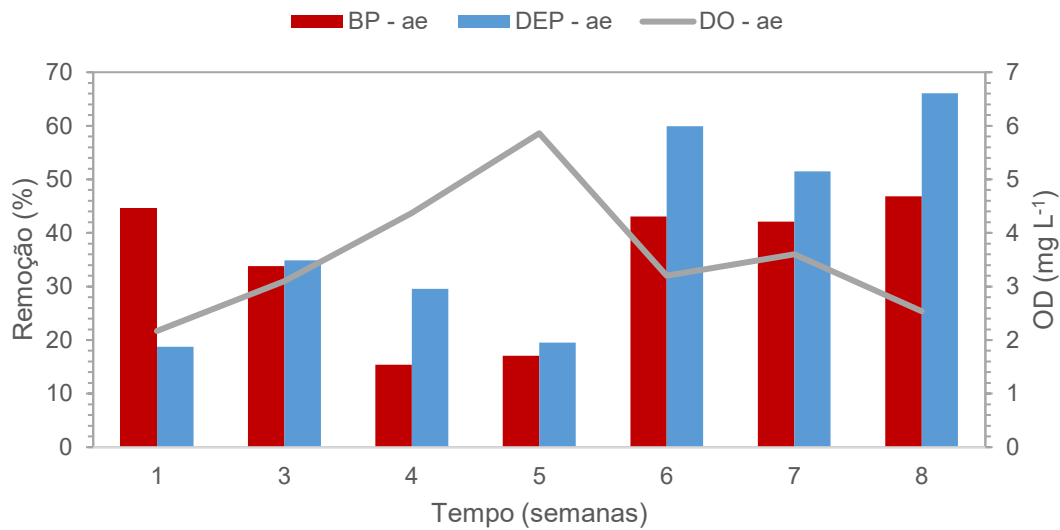
Figura 22 – COV e remoção dos MPs no compartimento aeróbio ao longo do tempo de monitoramento.



Legenda: COV = Carga Orgânica Volumétrica; TRH = Tempo de Retenção Hidráulica; BP = Benzofenona; DEP = Dietilftalato; ae = Aeróbio.

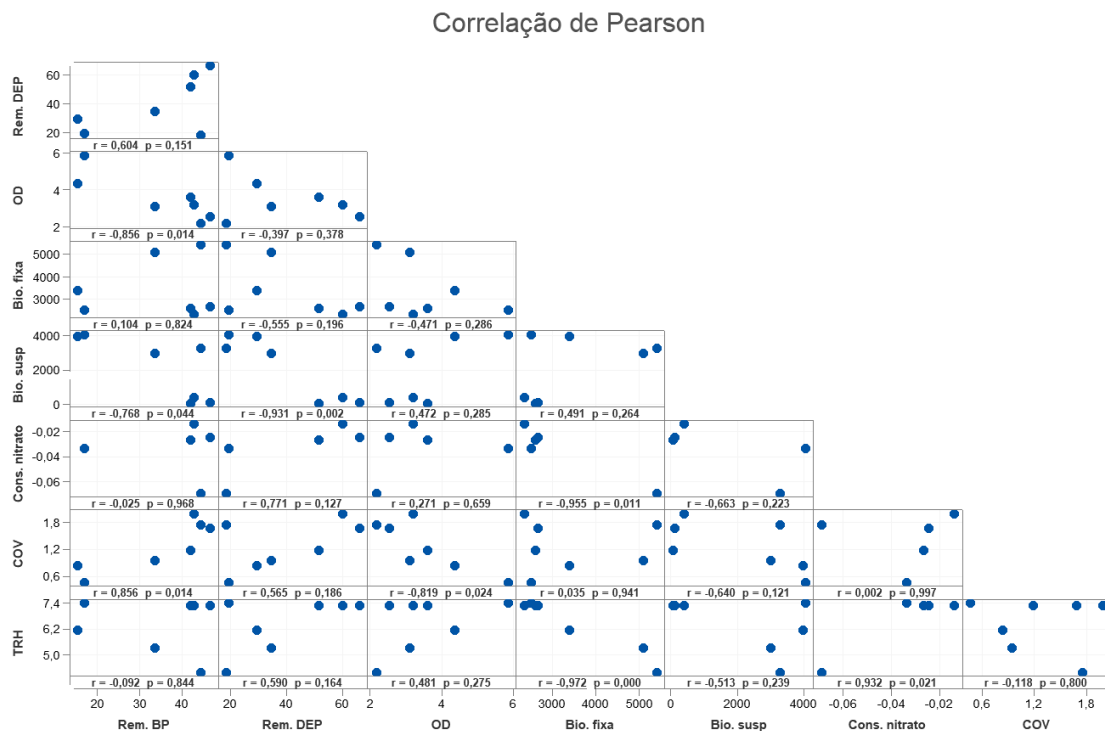
A concentração de OD no reator aeróbio variou de 2,17 a 5,86 mg L⁻¹ ao longo do tempo de monitoramento, conforme apresentado na Figura 23, e essas alterações concerniram com os percentuais de remoção dos MPs. Para BP, à medida que o OD aumentava, a eficiência diminuía, sendo a correlação estatisticamente significativa ($p < 0,05$), segundo o teste de correlação de Pearson (Figura 24). O melhor desempenho foi obtido com o OD a 2,54 mg L⁻¹ na oitava semana, que também propiciou o melhor desempenho para o DEP. Porém, acredita-se que o OD não seja o parâmetro de maior influência, visto que as concentrações estabelecidas na obtenção dos melhores resultados, equivalem as primeiras semanas da fase 1 de monitoramento.

Figura 23 – Concentração do OD e remoção dos MPs no compartimento aeróbio ao longo do tempo de monitoramento.



Legenda: BP = Benzofenona; DEP = Dietilftalato; OD = Oxigênio Dissolvido; ae = Aeróbio.

Figura 24 - Matriz de dispersão com correlações e valores-p para o reator aeróbio.

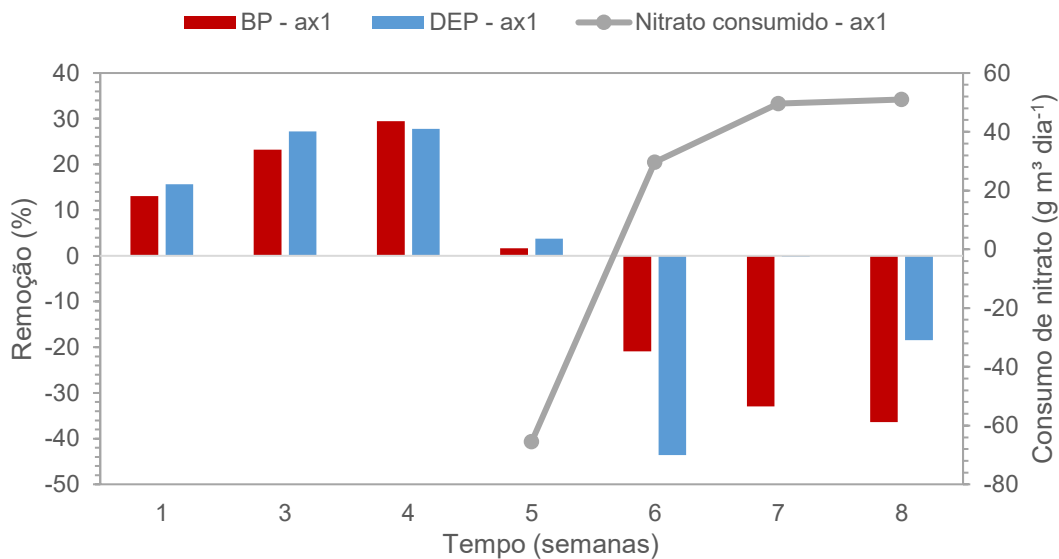


Legenda: DEP = Dietilftalato; BP = Benzofenona; OD = Oxigênio Dissolvido; TRH = Tempo de Retenção Hidráulica; COV = Carga Orgânica Volumétrica.

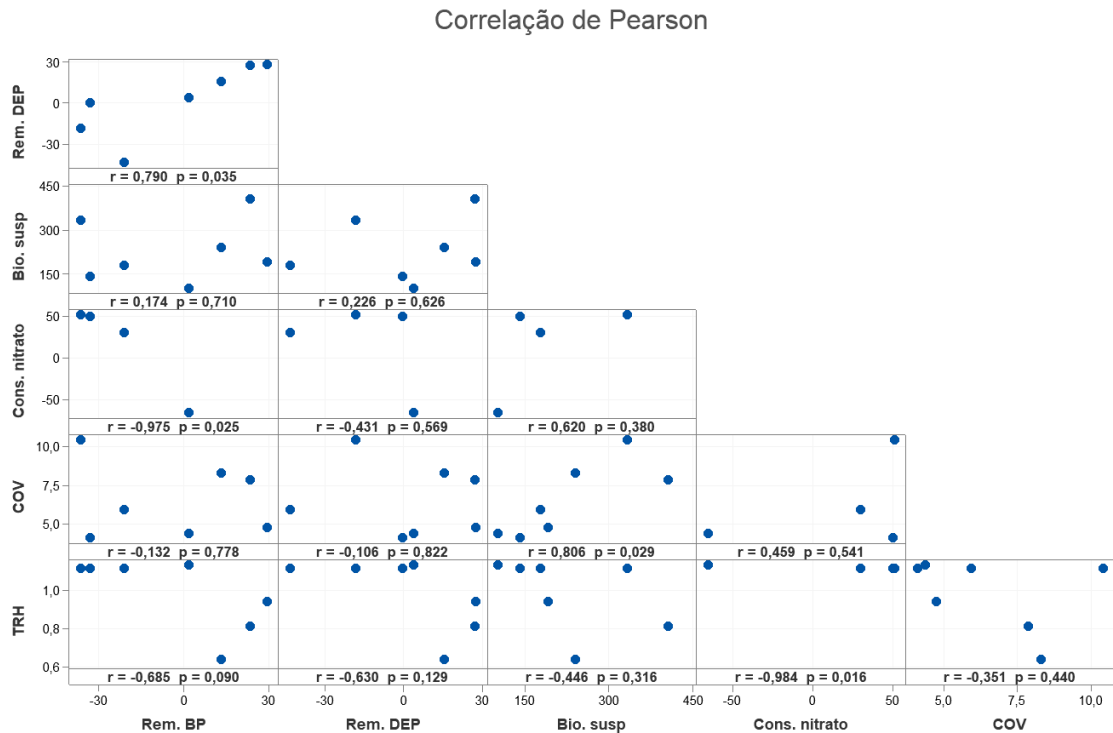
O compartimento anóxico, empregado objetivando o consumo de nitrato gerado a partir do processo de nitrificação, apresentou instabilidade na remoção da BP e DEP

(Figura 25). Divergindo de um sistema A/O (anóxico/aeróbio), em que os autores destacam que o DEP diminui drasticamente sob condições anóxicas, onde as razões poderiam ser principalmente porque o DEP é relativamente solúvel e facilmente decomposto por microrganismos, e a diluição do efluente pela recirculação interna pode ser uma possível explicação (GAO *et al.*, 2014). Porém, o processo de desnitrificação pode ter influenciado nos resultados alcançados na remoção dos compostos-alvo. Conforme apresentado na Figura 25, à medida que uma maior carga de nitrato era consumida, a eficiência era reduzida, sendo essa correlação mais evidente para BP, sendo confirmada pelo teste de correlação de Pearson, onde o valor-p estava $<0,05$ (Figura 26). Contudo, salienta-se que o período que o reator aeróbio apresentou melhores resultados na remoção da BP e DEP, coincidiu com os piores resultados do reator anóxico.

Figura 25 – Carga de nitrato consumida e remoção dos MPs no compartimento anóxico ao longo do tempo de monitoramento.



Legenda: DEP = Dietilftalato; BP = Benzofenona; ax1 = Anóxico1. Valores negativos = produção.

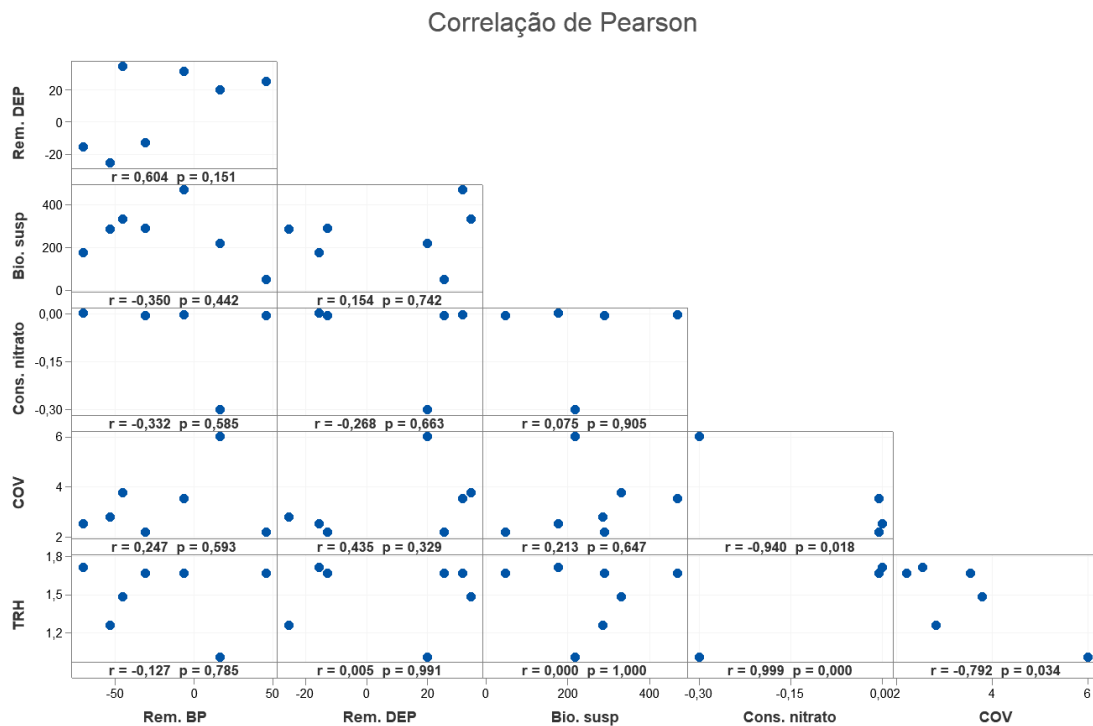
Figura 26 - Matriz de dispersão com correlações e valores-p para o reator anóxico.

Legenda: DEP = Dietilftalato; BP = Benzofenona; COV = Carga Orgânica Volumétrica; TRH = Tempo de Retenção Hidráulica.

Durante o tempo de monitoramento, o compartimento anaeróbio removeu até 46% da carga afluyente de BP e 34% de DEP. Considerando que o comportamento dos MPs está relacionado a sua estrutura química (ALVARINO *et al.*, 2018a), e dentre as características que os tornam mais suscetíveis a biodegradação em condições anaeróbias é a presença de um grupo doador de elétrons (WIJEKOON *et al.*, 2015), onde ambos compostos-alvo apresentam, explicam as remoções alcançadas pelo tanque. Porém, houveram episódios de remoção negativa dos compostos-alvo no reator, assim como para diversos MPs em uma estação de tratamento que opera com o sistema A2/O, sendo o aumento da concentração atribuído principalmente ao reciclo do lodo juntamente a transferência dos compostos aderidos as partículas para fase líquida (ASHFAQ *et al.*, 2018).

Ao realizar a análise estatística no reator anaeróbio, pelo teste de Pearson, entre a remoção dos MPs e os parâmetros físico-químicos não foi evidenciado correlação estatisticamente significativa (Figura 27), mesmo para os que apresentaram anteriormente.

Figura 27 - Matriz de dispersão com correlações e valores-p para o reator anaeróbio.



Legenda: DEP = Dietilftalato; BP = Benzofenona; COV = Carga Orgânica Volumétrica; TRH = Tempo de Retenção Hidráulica.

4.5. Remoção dos compostos-alvo em diversos sistemas biológicos

A remoção biológica da BP e DEP sob diferentes processos é apresentada na Tabela 9. Em geral, os diversos sistemas biológicos apresentaram eficiências variando significativamente. Para o DEP, a menor remoção, de 16%, foi obtida através do tratamento primário, que é considerado ineficaz para grande maioria de MPs (TRAN; REINHARD; GIN, 2018). Enquanto um estudo selecionado alcançou resultados superiores a 99%. Nesse estudo selecionado, o sistema é composto por cinco lagoas de estabilização em série, sendo atribuída a remoção ao TRH, pois por ser mais elevado, se relaciona diretamente com uma maior carga do ftalato adsorvida, biodegradada e até fotodegradada pelo sistema (GANI; RAJPAL; KAZMI, 2016).

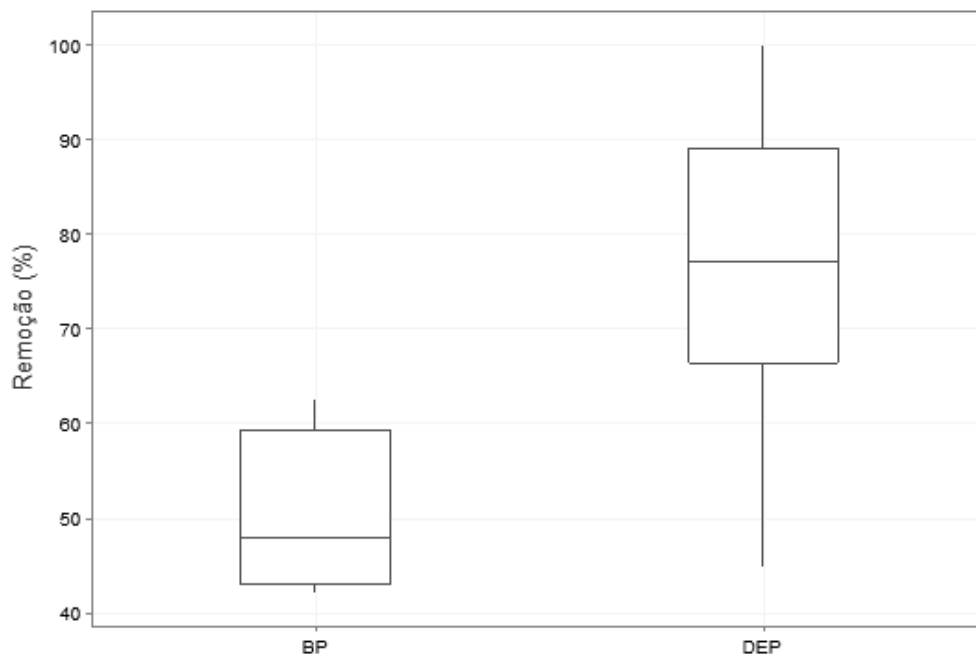
A maioria dos estudos de remoção da BP e DEP em efluentes através do tratamento biológico foi realizado em condições aeróbias, através do processo de lodos ativados, sendo limitado informações acerca da eficiência de sistemas anaeróbios e anóxicos. As investigações usando o sistema híbrido MBBR/IFAS para

remover DEP e BP em reatores em escala piloto para águas residuais reais não foram relatadas até o momento.

Estudos relatam, como observado na Tabela 9, a presença da BP e DEP no lodo de diferentes sistemas de tratamento biológico, desde os mais convencionais, como lodos ativados, aos mais recentes como o SBR, indicando que esses MPs também são removidos através do processo de sorção. Porém estudos relatam que o mecanismo de biodegradação é o responsável pela maior parcela da remoção total nos sistemas biológicos, tanto em condições aeróbias como anaeróbias (LIU *et al.*, 2020; GANI; KAZMI, 2019; OLIVER; MAY; WILLIAMS, 2005).

Diferentes sistemas biológicos que tratam águas residuais reais mostraram eficiências variando significativamente (Figura 28). Para BP a remoção variou de 42 a 63%, enquanto para DEP variou de 45 a 100%. Os valores medianos foram 48% para BP e 77% para DEP, indicando que, em termos relativos, BP é mais recalcitrante ao tratamento biológico do que DEP.

Figura 28 – Variação na remoção dos compostos-alvo em diferentes sistemas de tratamento.



Legenda: DEP = Dietilftalato; BP = Benzofenona.

Tabela 9 – Remoção da BP e DEP em sistemas biológicos.

Compосто	Efluente	Escala	Processo de Tratamento	Remoção (%)	Bruto (ng L ⁻¹)	Tratado (ng L ⁻¹)	Lodo (ng g ⁻¹)	Referência
BP	real	full-scale	Lodos ativados	50 ± 6	113.333,33 ± 59.002,82	57.333,33 ± 32.654,76	-	ARCHANA; DHODAPKAR; KUMAR, 2017
BP	real	full-scale	Lodos ativados	46 ± 11	261,80 ± 167,51	150,80 ± 117,69	104,60 ± 74,69	KARTHIKRAJ; KANNAN, 2017
BP	real	full-scale	Lodos ativados + Filtração + Terciário	44 ± 19	1.910 ± 735,39	995 ± 49,50	-	LORAINE; PETTIGROVE, 2006
BP	real	full-scale	Secundário	42 ± 61	636 ± 222,03	436,50 ± 518,31	-	RAMOS; HOMEEM; SANTOS, 2019
BP	real	full-scale	A2/O	62 ± 12	838,75 ± 150,51	306,25 ± 83,34	-	WU <i>et al.</i> , 2018
BP	real	piloto	Bardenpho mod.-IFAS	33 ± 30	386,66 ± 120,37	232,54 ± 61,27	-	Este estudo
DEP	real	piloto	Bardenpho mod.-IFAS	59 ± 10	3.865,20 ± 1.507,63	1.541,17 ± 496,39	-	Este estudo
DEP	real	full-scale	Sedimentador primário+aeração+nitrificação	90	7.710 ± 5.210	780 ± 220	360 ± 240	DARGNAT <i>et al.</i> , 2009
DEP	real	full-scale	UASB	45	4.890 ± 1.820	2.690	520 ± 140	GANI; KAZMI, 2019
			UASB + lagoa de polimento	84	4.890 ± 1.820	783	-	
DEP	real	full-scale	SBR	86	5.417	737	741	GANI; RAJPAL; KAZMI, 2016
			Lodos ativados	52 ± 38	5.586,33 ± 3.727,03	1.727,67 ± 966,18	-	
			SBR	69	2.184 ± 500	668 ± 400	-	
			A/O + MBR	77	10.322 ± 8.300	2.417 ± 1.800	-	
			A/O	91	58.460 ± 26.600	5.135 ± 2.100	-	

			MBBR	77	6.036 ± 5.000	1.408 ± 500	-	
			UASB + Lagoa de polimento	74	2.455 ± 1.800	650 ± 100	-	
			Lagoas de estabilização	100	2.341 ± 600	0	-	
DEP	real	full-scale	Lodos ativados + Filtração + Terciário	93 ± 10	11.150 ± 5.161,88	1.050 ± 1.484,92	-	LORAINE; PETTIGROVE, 2006
DEP	real	full-scale	Filtros de gotejamento	97	25.000 ± 16.700,00	690 ± 980,00	-	OLIVER; MAY; WILLIAMS, 2005
DEP	real	full-scale	Lodos ativados	62 ± 26	10.636,67 ± 3.592,80	3.393,33 ± 955	4.583,33 ± 1.192,74	SALAUDEEN <i>et al.</i> , 2018a
			Lodos ativados	77	13.420	3.080	3.440	
DEP	real	full-scale	Lagoa de oxidação	82	16.550	2.970	13.160	SALAUDEEN <i>et al.</i> , 2018b
			Filtros de gotejamento	63	6.020	2.200	11.670	
DEP	real	full-scale	Lodos ativados	88 ± 15	2.546,67 ± 2.095,03	113 ± 16,52	162,33 ± 31,02	WU <i>et al.</i> , 2017
			Primário	15,9	4.635	3.898	-	

5. CONCLUSÃO

Um sistema piloto Bardenpho modificado-IFAS foi monitorado durante aproximadamente oito semanas, tratando águas residuais reais que chegam a uma ETE municipal de grande porte, com variações na composição e conseqüentemente sucessivos choques de carga. Tal sistema apresentou desempenho irregular na redução da DQO (36 a 79%) e na remoção do NT (45 a 71%), enquanto que a capacidade de nitrificação apresentou surpreendente resistência aos choques, com a eficiência variando de 86 a >99%. Com o processo de desnitrificação comprometido, a remoção do fósforo pode ter sido afetada, devido ao nitrato carregado do sedimentador para o reator anaeróbio.

Sendo o foco na remoção da BP e DEP, esses foram detectados em todas as amostras afluentes coletadas ao longo do período de monitoramento, observou-se que para o DEP, presente em concentrações superiores (2.390,35 a 7.146,11 ng L⁻¹) quando comparadas ao BP (226,24 a 569,91 ng L⁻¹). Os percentuais de remoção alcançados (59%) foram melhores que aos observados para BP (33%). O melhor desempenho foi obtido na sétima semana de monitoramento, quando a remoção do DEP foi de 75% e da BP foi de 70%.

Os resultados iniciais sugerem que a degradação da BP ocorreu em paralelo à redução da DQO, indicando que a remoção deste composto pode ter ocorrido por cometabolismo. Tal tendência foi reafirmada com a correlação positiva estatisticamente significativa entre a carga orgânica volumétrica e a remoção da BP no tanque aeróbio, porém se faz necessário a continuidade do monitoramento.

A utilização da tecnologia híbrida no tanque aeróbio propiciou uma maior resistência aos choques de carga devido a utilização da biomassa fixa, sendo evidenciada após o episódio de *washout* no compartimento, com a perda de praticamente toda biomassa suspensa, que promoveu um desempenho superior em termos de remoção de DEP e BP, quando comparado as semanas anteriores.

6. RECOMENDAÇÕES E PESQUISAS FUTURAS

- Monitorar o sistema por períodos maiores de forma a validar os dados de monitoramento obtidos e conseqüentemente referendar os fenômenos observados em discussão;
- Instalar um tanque de equalização antes do sistema Bardenpho modificado-IFAS a fim de amortecer as constantes variações de carga afluente que prejudicaram o seu funcionamento;
- Selecionar um maior número de compostos-alvo MPs de amplo uso para avaliar a eficiência do sistema híbrido na remoção dos mesmos e com escassez de dados na literatura, de modo a propiciar um melhor entendimento quanto à eficiência do sistema;
- Estudar o sistema submetido a variações de carga controladas (esgoto sintético) ao longo do tempo, possibilitando uma maior compreensão cinética na remoção dos MPs em diferentes condições biológicas e conformações da biomassa;
- Analisar quais são os parâmetros são de maior influência, para estabelecimento futuro das condições operacionais ideais de tratamento biológico, tendo em vista ainda tratar-se da estratégia mais viável economicamente em países com limitações de recursos para implementação de tratamento terciário.

REFERÊNCIAS

- A HARRIS, C. *et al.* The estrogenic activity of phthalate esters in vitro. **Environmental Health Perspectives**, [S.L.], v. 105, n. 8, p. 802-811, ago. 1997. Environmental Health Perspectives. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.97105802>.
- ABTAHI, S. *et al.* Micropollutants removal in tertiary moving bed biofilm reactors (MBBRs): contribution of the biofilm and suspended biomass. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 643, p. 1464-1480, dez. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.303>.
- AHMADI, E. *et al.* Study of moving bed biofilm reactor in diethyl phthalate and diallyl phthalate removal from synthetic wastewater. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 183, p. 129-135, maio 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.122>.
- ALVARINO, T. *et al.* Trends in organic micropollutants removal in secondary treatment of sewage. **Reviews In Environmental Science And Bio/technology**, [S.L.], v. 17, n. 3, p. 447-469, 5 jul. 2018a. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-018-9472-3>.
- ALVARINO, T. *et al.* Understanding the sorption and biotransformation of organic micropollutants in innovative biological wastewater treatment technologies. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 615, p. 297-306, fev. 2018b. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.278>.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (Org.). **Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas**. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2017. 88 p.
- APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd Edition. Washington, DC. 1504p., 2017.
- ARAUJO, F.G. de *et al.* Development and validation of an analytical method for detection and quantification of benzophenone, bisphenol A, diethyl phthalate and 4-nonylphenol by UPLC-MS/MS in surface water. **Peerj Analytical Chemistry**, [S.L.], v. 2, p. 1-22, 6 jul. 2020. PeerJ. <http://dx.doi.org/10.7717/peerj-achem.7>.
- ARCHANA, G.; DHODAPKAR, R.; KUMAR, A. Ecotoxicological risk assessment and seasonal variation of some pharmaceuticals and personal care products in the sewage treatment plant and surface water bodies (lakes). **Environmental Monitoring And Assessment**, [s.l.], v. 189, n. 9, p. 1-18, 10 ago. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-017-6148-3>.
- ARIAS, A. *et al.* An innovative wastewater treatment technology based on UASB and IFAS for cost-efficient macro and micropollutant removal. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 359, p. 113-120, out. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.042>.

ASHFAQ, Muhammad *et al.* Monitoring and mass balance analysis of endocrine disrupting compounds and their transformation products in an anaerobic-anoxic-oxic wastewater treatment system in Xiamen, China. **Chemosphere**, [S.L.], v. 204, p. 170-177, ago. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.028>.

ASHRAFI, E. *et al.* Optimising nutrient removal of a hybrid five-stage Bardenpho and moving bed biofilm reactor process using response surface methodology. **Journal Of Environmental Chemical Engineering**, [s.l.], v. 7, n. 1, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2018.102861>.

BAI, Xuelian *et al.* Occurrence, distribution, and seasonality of emerging contaminants in urban watersheds. **Chemosphere**, [s.l.], v. 200, p. 133-142, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.106>.

BASHAR, R. *et al.* Cost effectiveness of phosphorus removal processes in municipal wastewater treatment. **Chemosphere**, [s.l.], v. 197, p. 280-290, abr. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.169>.

BASSIN, J. P. *et al.* Effect of increasing organic loading rates on the performance of moving-bed biofilm reactors filled with different support media: assessing the activity of suspended and attached biomass fractions. : Assessing the activity of suspended and attached biomass fractions. **Process Safety And Environmental Protection**, [s.l.], v. 100, p. 131-141, mar. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2016.01.007>.

BAUM, R.; LUH, J.; BARTRAM, J. Sanitation: A Global Estimate of Sewerage Connections without Treatment and the Resulting Impact on MDG Progress. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 47, n. 4, p.1994-2000, fev. 2013. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es304284f>.

BLUM, Kristin M. *et al.* Persistence, mobility and bioavailability of emerging organic contaminants discharged from sewage treatment plants. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 612, p. 1532-1542, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.006>.

BOLÍVAR-SUBIRATS, G. *et al.* Occurrence, toxicity and risk assessment of plastic additives in Besos river, Spain. **Chemosphere**, [S.L.], v. 263, p. 128022-128031, jan. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128022>.

BUTLER, C.S.; BOLTZ, J.P. Biofilm Processes and Control in Water and Wastewater Treatment. **Comprehensive Water Quality And Purification**, [S.L.], p. 90-107, 2014. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-382182-9.00083-9>.

CASAS, M.E. *et al.* Biodegradation of pharmaceuticals in hospital wastewater by staged Moving Bed Biofilm Reactors (MBBR). **Water Research**, [s.l.], v. 83, p. 293-302, out. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.042>.

CETESB/ANA. 2011. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos/**Companhia Ambiental do**

Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão, Márcia Janete Coelho Botelho, Maria Inês Zanoli Sato e Marta Condé Lamparelli. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA. 2011.

CLARA, M. *et al.* Occurrence of phthalates in surface runoff, untreated and treated wastewater and fate during wastewater treatment. **Chemosphere**, [s.l.], v. 78, n. 9, p. 1078-1084, fev. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.052>.

DAIEM, M. M. A. *et al.* Environmental impact of phthalic acid esters and their removal from water and sediments by different technologies – A review. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 109, p. 164-178, out. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.05.014>.

DANESH, S.; OLESZKIEWICZ, J. A. Use of a new anaerobic-aerobic sequencing batch reactor system to enhance biological phosphorus removal. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 35, n. 1, p. 137-144, 1997. IWA Publishing. [http://dx.doi.org/10.1016/s0273-1223\(96\)00889-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0273-1223(96)00889-x).

DARGNAT, C. *et al.* Phthalate removal throughout wastewater treatment plant. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 407, n. 4, p. 1235-1244, fev. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.027>.

DEZOTTI, M. *et al.* **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. Rio de Janeiro: E-papers, 2008. 360 p.

DEZOTTI, M.; LIPPEL, G.; BASSIN, J. P. **Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment: emerging, consolidated technologies and introduction to molecular techniques: Emerging, Consolidated Technologies and Introduction to Molecular Techniques**. [s.l.]: Springer International Publishing, 2018. 301 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-58835-3>.

DIAMANTI, Konstantina S. *et al.* Assessment of the chemical pollution status of the Dniester River Basin by wide-scope target and suspect screening using mass spectrometric techniques. **Analytical And Bioanalytical Chemistry**, [S.L.], v. 412, n. 20, p. 4893-4907, 29 abr. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00216-020-02648-y>.

ECHA. **Cartão de informação de substância**. 2020. Disponível em: <https://echa.europa.eu/pt/home>. Acesso em: out. 2020.

ESFAHANI, E. B. *et al.* The Modified Bardenpho Process. **Handbook Of Environmental Materials Management**, [s.l.], v. 1, n. 1, p. 1551-1592. 2019. Springer International Publishing. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-58538-3_87-1.

FARAJZADEH, M.A.; MOGADDAM, M.R.A. Air-assisted liquid–liquid microextraction method as a novel microextraction technique; Application in extraction and preconcentration of phthalate esters in aqueous sample followed by gas chromatography–flame ionization detection. **Analytica Chimica Acta**, [S.L.], v. 728, p. 31-38, maio 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aca.2012.03.031>.

FISCHER, K., MAJEWSKY, M. Cometabolic degradation of organic wastewater micropollutants by activated sludge and sludge-inherent microorganisms. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, [S.L.], v. 98, p. 6583–6597, maio de 2014. <http://doi.org/10.1007/s00253-014-5826-0>.

GANI, K.M.; KAZMI, A.A. Ecotoxicological risk evaluation and regulatory compliance of endocrine disruptor phthalates in a sustainable wastewater treatment scheme. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 27, n. 8, p. 7785-7794, 30 dez. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-07418-7>.

GANI, K. M.; RAJPAL, A.; KAZMI, A. A. Contamination level of four priority phthalates in North Indian wastewater treatment plants and their fate in sequencing batch reactor systems. **Environmental Science: Processes & Impacts**, [S.L.], v. 18, n. 3, p. 406-416, 2016. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/c5em00583c>.

GANI, K.M.; TYAGI, V.K.; KAZMI, A.A. Occurrence of phthalates in aquatic environment and their removal during wastewater treatment processes: a review. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 24, n. 21, p. 17267-17284, 31 maio 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-9182-3>.

GAO, D. *et al.* Occurrence and fate of phthalate esters in full-scale domestic wastewater treatment plants and their impact on receiving waters along the Songhua River in China. **Chemosphere**, [s.l.], v. 95, n. 1, p. 24-32, jan. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.08.009>.

GAO, Q. *et al.* Impact of on-site wastewater infiltration systems on organic contaminants in groundwater and recipient waters. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 651, p. 1670-1679, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.016>.

GLASSMEYER, S.T. *et al.* Transport of Chemical and Microbial Compounds from Known Wastewater Discharges: Potential for Use as Indicators of Human Fecal Contamination. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 39, n. 14, p.5157-5169, jul. 2005. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es048120k>.

GOGOI, A. *et al.* Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: a review. **Groundwater For Sustainable Development**, [S.L.], v. 6, p. 169-180, mar. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gsd.2017.12.009>.

GRACIA-LOR, E. *et al.* Multi-class determination of personal care products and pharmaceuticals in environmental and wastewater samples by ultra-high performance liquid-chromatography-tandem mass spectrometry. **Talanta**, [s.l.], v. 99, p. 1011-1023, set. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.talanta.2012.07.091>.

GUO, Q. *et al.* Predicted no-effect concentrations determination and ecological risk assessment for benzophenone-type UV filters in aquatic environment.

Environmental Pollution, [s.l.], v. 256, p.113460-113469, jan. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113460>.

JENKINS, A. M.; SANDERS, D. Introduction to Fixed-Film Bio-Reactors for Decentralized Wastewater Treatment. Professional Development Series, n. December, p. 1–8, 2012.

JONES, E. R. *et al.* Spatially-explicit estimates of global wastewater production, collection, treatment and re-use. **Earth Syst. Sci. Data Discuss. [preprint]**, [s.l.], p.1-23, aug. 2020. <https://doi.org/10.5194/essd-2020-156>.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011. 969 p.

JOSS, A. *et al.* Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme. **Water Research**, v. 40, p. 1686-1696., 2006.

KANAUJIYA, D. K. *et al.* Biological Treatment Processes for the Removal of Organic Micropollutants from Wastewater: a review. **Current Pollution Reports**, [S.L.], v. 5, n. 3, p. 112-128, 1 jun. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s40726-019-00110-x>.

KARTHIKRAJ, R.; KANNAN, K. Mass loading and removal of benzotriazoles, benzothiazoles, benzophenones, and bisphenols in Indian sewage treatment plants. **Chemosphere**, [s.l.], v. 181, p.216-223, ago. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.075>.

KAWAGUCHI, M. *et al.* Simultaneous analysis of benzophenone sunscreen compounds in water sample by stir bar sorptive extraction with in situ derivatization and thermal desorption–gas chromatography–mass spectrometry. **Journal Of Chromatography A**, [s.l.], v. 1200, n. 2, p.260-263, jul. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chroma.2008.05.084>.

KORA, E. *et al.* Removal of polar micropollutants from domestic wastewater using a methanogenic – aerobic moving bed biofilm reactor system. **Chemical Engineering Journal**, [S.L.], v. 382, p. 122983-122992, fev. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2019.122983>.

KOSEK, K. *et al.* Implementation of advanced micropollutants removal technologies in wastewater treatment plants (WWTPs) - Examples and challenges based on selected EU countries. **Environmental Science & Policy**, [S.L.], v. 112, p. 213-226, out. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2020.06.011>.

LATORRE, T. de *et al.* Trace organics removal using three membrane bioreactor configurations: mbr, ifas-mbr and mbmbr. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 71, n. 5, p. 761-768, 23 jan. 2015. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2015.028>.

LEIKNES, T.; ØDEGAARD, H. Moving Bed Biofilm Membrane Reactor (MBB-M-R): Characteristics and Potentials of a Hybrid Process Design for Compact Wastewater Treatment Plants, Proceedings, Engineering with Membranes. [s.l.], p. 1-6, June, 2001.

LEIKNES, T.; ØDEGAARD, H. The development of a biofilm membrane bioreactor. **Desalination**, [s.l.], v. 202, n. 1-3, p. 135-143, jan. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2005.12.049>.

LEYVA-DÍAZ, J. C. *et al.* Effects of scale-up on a hybrid moving bed biofilm reactor – membrane bioreactor for treating urban wastewater. **Chemical Engineering Science**, [S.L.], v. 104, p. 808-816, dez. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ces.2013.10.004>.

LI, M. Acute toxicity of benzophenone-type UV filters and paraben preservatives to freshwater planarian, *Dugesia japonica*. **Toxicological & Environmental Chemistry**, [s.l.], v. 94, n. 3, p.566-573, mar. 2012. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/02772248.2012.655695>.

LIU, W. *et al.* Comparison between aerobic and anaerobic membrane bioreactors for trace organic contaminant removal in wastewater treatment. **Environmental Technology & Innovation**, [S.L.], v. 17, p. 100564-100574, fev. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2019.100564>.

LIU, Y.; TAY, J. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, [s.l.], v. 22, n. 7, p. 533-563, set. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>

LÓPEZ-VÁZQUEZ, C. M. *et al.* Factors affecting the microbial populations at full-scale enhanced biological phosphorus removal (EBENR) wastewater treatment plants in The Netherlands. **Water Research**, [S.L.], v. 42, n. 10-11, p. 2349-2360, maio 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2008.01.001>.

LORAINÉ, G.A.; PETTIGROVE, M.E. Seasonal Variations in Concentrations of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Drinking Water and Reclaimed Wastewater in Southern California. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 40, n. 3, p. 687-695, fev. 2006. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es051380x>.

LUO, Y. *et al.* A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 473-474, p. 619-641, mar. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>.

MANNINA, G. *et al.* Moving bed membrane bioreactors for carbon and nutrient removal: the effect of c/n variation. **Biochemical Engineering Journal**, [S.L.], v. 125, p. 31-40, set. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.bej.2017.05.005>.

MANU, D. S.; THALLA, A. K. The combined effects of carbon/nitrogen ratio, suspended biomass, hydraulic retention time and dissolved oxygen on nutrient removal in a laboratory-scale anaerobic–anoxic–oxic activated sludge biofilm reactor. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 77, n. 1, p. 248-259, 20 out. 2017. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2017.537>.

MAO, F.; HE, Y.; GIN, K.Y. Occurrence and fate of benzophenone-type UV filters in aquatic environments: a review. **Environmental Science: Water Research & Technology**, [S.L.], v. 5, n. 2, p. 209-223, 2019. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/c8ew00539g>.

MARCANTONIO, C. *et al.* Occurrence, seasonal variations and removal of Organic Micropollutants in 76 Wastewater Treatment Plants. **Process Safety And Environmental Protection**, [S.L.], v. 141, p. 61-72, set. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2020.05.032>.

METCALF E EDDY. *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*; tradução Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. 5ª ed. Porto Alegre: AMGH. 2016.

NANTABA, F. *et al.* Temporal dynamics and ecotoxicological risk assessment of personal care products, phthalate ester plasticizers, and organophosphorus flame retardants in water from Lake Victoria, Uganda. **Chemosphere**, [S.L.], v. 262, n. 1, p. 127716-127727, jan. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127716>.

OLIVER, R.; MAY, E.; WILLIAMS, J. The occurrence and removal of phthalates in a trickle filter STW. **Water Research**, [S.L.], v. 39, n. 18, p. 4436-4444, nov. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.011>.

PAI, C. *et al.* Occurrences of pharmaceuticals and personal care products in the drinking water of Taiwan and their removal in conventional water treatment processes. **Chemosphere**, [s.l.], v. 256, p. 127002, out. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127002>.

PALUSELLI, Andrea *et al.* Occurrence of phthalate acid esters (PAEs) in the northwestern Mediterranean Sea and the Rhone River. **Progress In Oceanography**, [S.L.], v. 163, p. 221-231, abr. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pocean.2017.06.002>.

PING, L. *et al.* New insights into pollutants removal, toxicity reduction and microbial profiles in a lab-scale IC-A/O-membrane reactor system for paper wastewater reclamation. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 674, p. 374-382, jul. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.164>.

PUGAJEVA, I. *et al.* Determination of pharmaceutical residues in wastewater using high performance liquid chromatography coupled to quadrupole-Orbitrap mass spectrometry. **Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis**, v. 133, p. 64–74, 2017.

RAMOS, S.; HOMEM, V.; SANTOS, L. Simultaneous determination of synthetic musks and UV-filters in water matrices by dispersive liquid-liquid microextraction followed by gas chromatography tandem mass-spectrometry. **Journal Of Chromatography A**, [s.l.], v. 1590, p. 47-57, abr. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chroma.2019.01.013>.

RIBANI, M. *et al.* Validação em métodos cromatográficos e eletroforéticos. **Química Nova**, v. 27, n. 5, p. 771–780, out. 2004.

ROGERS, H.R. Sources, behaviour and fate of organic contaminants during sewage treatment and in sewage sludges. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 185, n. 1-3, p. 3-26, jun. 1996. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05039-5](http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(96)05039-5).

RUSTEN, B. *et al.* Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. **Aquacultural Engineering**, [s.l.], v. 34, n. 3, p.322-331, maio 2006. Elsevier BV.

RUSTEN, B. *et al.* The innovative moving bed biofilm reactor/solids contact reaeration process for secondary treatment of municipal wastewater. **Water Environment Research**, [s.l.], v. 70, n. 5, p. 1083-1089, jul. 1998. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2175/106143098x123435>.

SALAUDEEN, T. *et al.* Fate and impact of phthalates in activated sludge treated municipal wastewater on the water bodies in the Eastern Cape, South Africa. **Chemosphere**, [S.L.], v. 203, p. 336-344, jul. 2018a. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.176>.

SALAUDEEN, T. *et al.* Phthalates removal efficiency in different wastewater treatment technology in the Eastern Cape, South Africa. **Environmental Monitoring And Assessment**, [S.L.], v. 190, n. 5, p. 1-14, 20 abr. 2018b. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-018-6665-8>.

SANT'ANNA JUNIOR, Geraldo Lippel. Tratamento Biológico de Efluentes: Fundamentos e Aplicações. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2013. 424 p.

SILVA, Alexandre Silveira Amaro da *et al.* Extração de biomassa aderida ao meio-suporte de um reator de leito móvel com biofilme: agitação mecânica e ultrassom. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], p. 1-8, 27 nov. 2020. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-4152202020180113>.

SUDIANA, I. M. *et al.* Metabolism of enhanced biological phosphorus removal and non-enhanced biological phosphorus removal sludge with acetate and glucose as carbon source. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 39, n. 6, p. 29-35, 1 mar. 1999. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.1999.0253>.

SUN, H. *et al.* Acute Toxicity and Ecological Risk Assessment of Benzophenone and N,N-Diethyl-3 Methylbenzamide in Personal Care Products. **International Journal Of Environmental Research And Public Health**, [S.L.], v. 13, n. 9, p. 925-938, 19 set. 2016. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph13090925>.

TAK, S.; TIWARI, A.; VELLANKI, B.P. Identification of emerging contaminants and their transformation products in a moving bed biofilm reactor (MBBR)–based drinking water treatment plant around River Yamuna in India. **Environmental Monitoring And Assessment**, [S.L.], v. 192, n. 6, p. 1-23, 15 maio 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-020-08303-4>.

TANG, Zhenwu *et al.* Occurrence, distribution and ecological risk of ultraviolet absorbents in water and sediment from Lake Chaohu and its inflowing rivers, China. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [s.l.], v. 164, p. 540-547, nov. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.08.045>.

TERNES, T.A. *et al.* A rapid method to measure the solid–water distribution coefficient (Kd) for pharmaceuticals and musk fragrances in sewage sludge. **Water Research**, [S.L.], v. 38, n. 19, p. 4075-4084, nov. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2004.07.015>.

TORRESI, E. *et al.* Diffusion and sorption of organic micropollutants in biofilms with varying thicknesses. **Water Research**, [S.L.], v. 123, p. 388-400, out. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.027>.

TRAN, N. H.; REINHARD, M.; GIN, K. Y.H. Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review. **Water Research**, [S.L.], v. 133, p. 182-207, abr. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.029>.

US EPA. Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v 4.11. **United States Environmental Protection Agency**, Washington, DC, USA. 2017.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: Ufmg, 1996. 243 p.

WANG, W. *et al.* Evaluation by the Ames Assay of the Mutagenicity of UV Filters Using Benzophenone and Benzophenone-1. **International Journal Of Environmental Research And Public Health**, [S.L.], v. 15, n. 9, p. 1907-1919, 2 set. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph15091907>.

WIJEKOON, K. C. *et al.* Development of a predictive framework to assess the removal of trace organic chemicals by anaerobic membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 189, p. 391-398, ago. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.034>.

WU, M. *et al.* Pollution patterns and underlying relationships of benzophenone-type UV-filters in wastewater treatment plants and their receiving surface water. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [s.l.], v. 152, p.98-103, maio 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.01.036>.

WU, Q. *et al.* Occurrence and fate of endogenous steroid hormones, alkylphenol ethoxylates, bisphenol A and phthalates in municipal sewage treatment

systems. **Journal Of Environmental Sciences**, [S.L.], v. 61, p. 49-58, nov. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2017.02.021>.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). 2015. **The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World**. Paris, UNESCO.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). **The United Nations World Water Development Report 2017: Wastewater, The Untapped Resource**. Paris, UNESCO, 2017.

YE, L. *et al.* Orthogonal array design for the optimization of ionic liquid-based dispersive liquid-liquid microextraction of benzophenone-type UV filters. **Journal Of Separation Science**, [s.l.], v. 34, n. 6, p.700-706, 2 fev. 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/jssc.201000552>.

YOUSEFZADEH, S. *et al.* A comparative study of anaerobic fixed film baffled reactor and up-flow anaerobic fixed film fixed bed reactor for biological removal of diethyl phthalate from wastewater: a performance, kinetic, biogas, and metabolic pathway study. **Biotechnology For Biofuels**, [S.L.], v. 10, n. 1, p. 1-15, 31 maio 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1186/s13068-017-0826-9>.

ZENG, F. *et al.* Occurrence of phthalate esters in water and sediment of urban lakes in a subtropical city, Guangzhou, South China. **Environment International**, v. 34, n. 3, p. 372–380, 2008.

ZHANG, Q. *et al.* Evaluation of ecotoxicological effects of benzophenone UV filters: luminescent bacteria toxicity, genotoxicity and hormonal activity. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.L.], v. 142, p. 338-347, ago. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.04.027>.

ZHAO, X. *et al.* The occurrence and spatial distribution of phthalate esters (PAEs) in the Lanzhou section of the Yellow River. **Environmental Science And Pollution Research**, [s.l.], p. 1-12, 28 mar. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-08443-7>.

ØDEGAARD, H. A road-map for energy-neutral wastewater treatment plants of the future based on compact technologies (including MBBR). **Frontiers Of Environmental Science & Engineering**, [s.l.], v. 10, n. 4, 29 abr. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11783-016-0835-0>.

ØDEGAARD, H. The Moving Bed Biofilm Reactor. In: IGARASHI, T., WATANABE, Y., ASANO, T. TAMBO, N. **Water Environmental Engineering and Reuse of Water**. Hokkaido Press, p. 250–305, 1999.

ØDEGAARD, H.; RUSTEN, B.; BADIN, H. Small Wastewater Treatment Plants Based on Moving Bed Biofilm Reactors. **Water Science And Technology**, [s.l.], v. 28, n. 10, p. 351-359, 1 nov. 1993. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.1993.0253>.

ØDEGAARD, H.; RUSTEN, B.; WESTRUM, T. A new moving bed biofilm reactor - applications and results. **Water Science And Technology**, [s.l.], v. 29, n. 10-11, p. 157-165, 1 out. 1994. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.1994.0757>.

ØDEGAARD, H.; RUSTEN, B.; WESSMAN, F. STATE OF THE ART IN EUROPE OF THE MOVING BED BIOFILM REACTOR (MBBR) PROCESS. **Proceedings Of The Water Environment Federation**, [s.l.], v. 2004, n. 16, p. 348-354, 1 jan. 2004. Water Environment Federation. <http://dx.doi.org/10.2175/193864704784147610>.

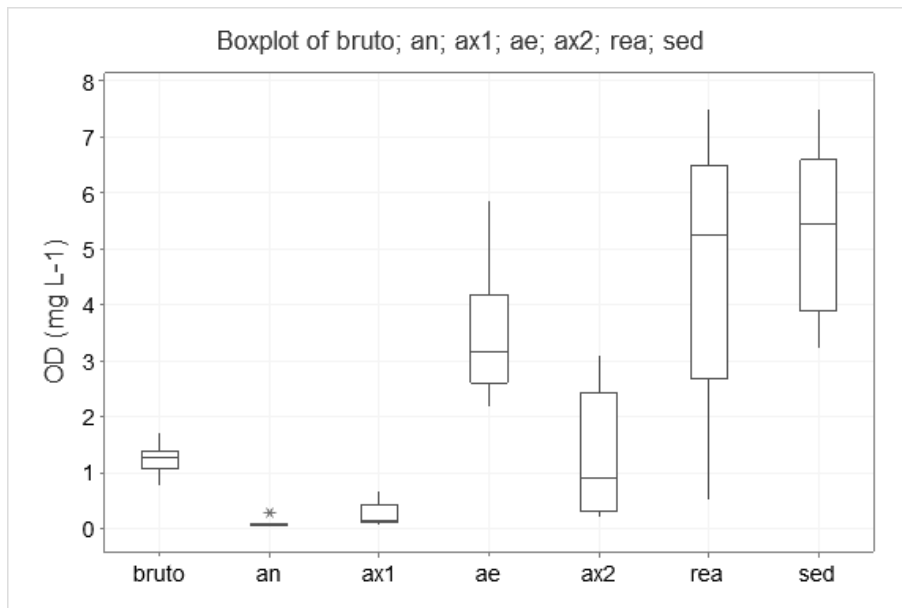
ØDEGAARD, H. Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process: the moving bed biofilm process. **Water Science And Technology**, [s.l.], v. 53, n. 9, p. 17-33, 1 abr. 2006. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2006.284>.

ØDEGAARD, H. *et al.* Separation of Biomass From Moving Bed Biofilm Reactors (MBBRs). **Proceedings Of The Water Environment Federation**, [S.L.], v. 2010, n. 7, p. 212-233, 1 jan. 2010. Water Environment Federation. <http://dx.doi.org/10.2175/193864710798208368>.

APÊNDICES

APÊNDICE A: Resultado da análises físico-químicas do monitoramento do esgoto bruto e tratado por cada compartimento do sistema Bardenpho modificado-IFAS

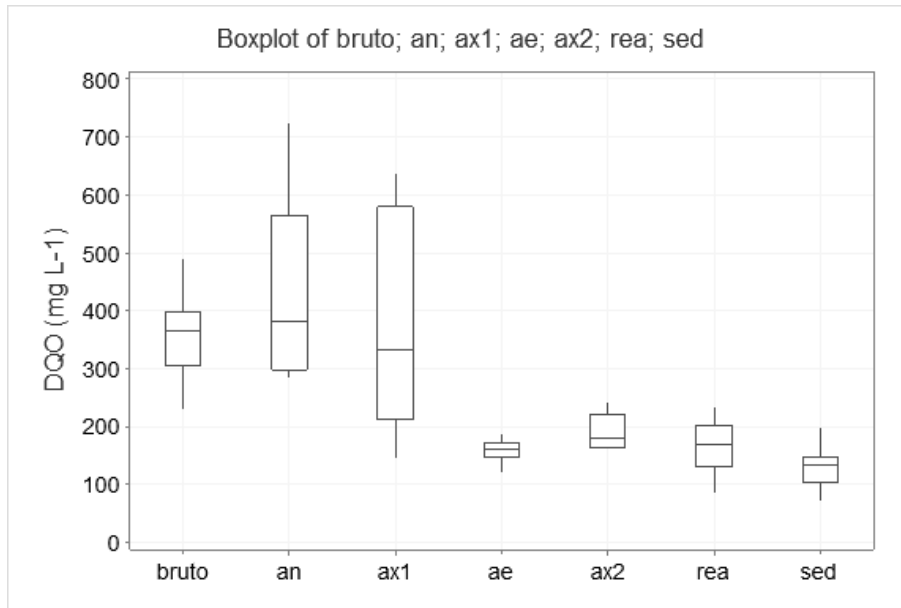
Oxigênio Dissolvido (OD)



Variável	N	N*	Média	EP Média	DesvPad	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo
bruto	8	0	1,2375	0,0976	0,2761	0,7500	1,0650	1,2750	1,3750	1,7000
an	8	0	0,0750	0,0269	0,0762	0,0300	0,0400	0,0450	0,0700	0,2600
ax1	8	0	0,2338	0,0757	0,2142	0,0500	0,1000	0,1300	0,4125	0,6500
ae	8	0	3,452	0,418	1,182	2,170	2,600	3,150	4,178	5,860
ax2	8	0	1,225	0,405	1,144	0,200	0,313	0,885	2,420	3,100
rea	8	0	4,676	0,865	2,448	0,500	2,670	5,265	6,500	7,500
sed	8	0	5,291	0,531	1,501	3,220	3,885	5,445	6,595	7,500

Legenda: an = anaeróbio; ax1 = anóxico 1; ae = aeróbio; ax2 = anóxico 2; rea = reaeração; sed = sedimentador.

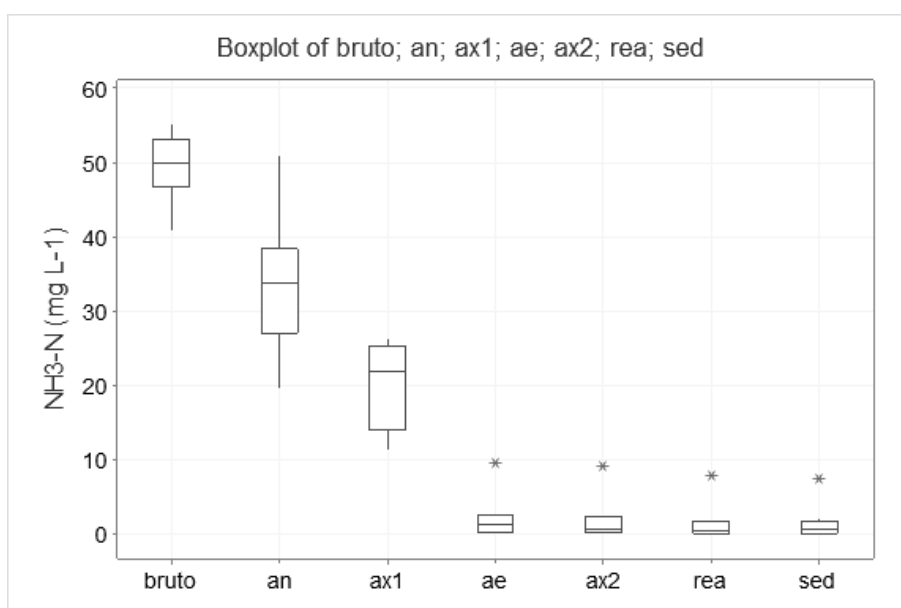
Demanda Química de Oxigênio (DQO)



Variável	N	N*	Média	EP Média	DesvPad	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo
bruto	8	0	355,1	27,7	78,4	229,3	303,3	364,8	397,8	490,8
an	8	0	424,9	57,0	161,3	283,7	297,2	380,5	564,3	724,0
ax1	8	0	372,8	66,7	188,7	144,5	210,6	333,1	578,7	636,7
ae	8	0	157,78	7,25	20,50	119,50	145,96	161,04	171,75	187,33
ax2	8	0	189,6	10,8	30,6	162,0	163,3	180,2	220,4	242,0
rea	8	0	165,4	17,3	49,0	85,3	130,4	169,4	202,1	231,8
sed	8	0	129,3	13,5	38,2	70,3	103,9	131,5	147,4	198,7

Legenda: an = anaeróbico; ax1 = anóxico 1; ae = aeróbico; ax2 = anóxico 2; rea = reaeração; sed = sedimentador.

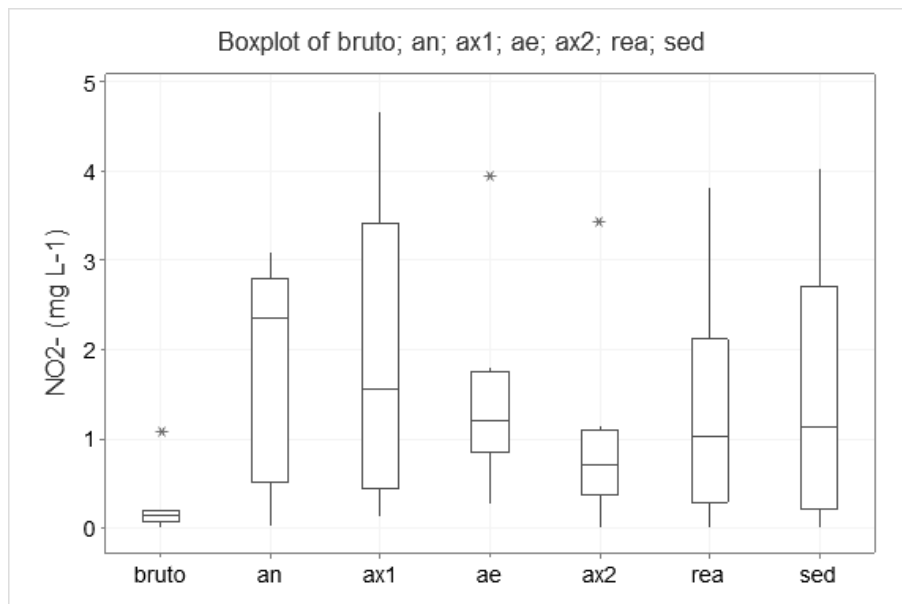
Nitrogênio Amoniacal (NH₃-N)



Variável	N	N*	Média	EP Média	DesvPad	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo
bruto	8	0	49,60	1,60	4,54	40,84	46,76	49,98	53,19	55,10
an	8	0	33,91	3,29	9,31	19,56	27,09	33,70	38,44	50,92
ax1	8	0	20,31	2,02	5,72	11,41	13,96	21,86	25,24	26,27
ae	8	0	2,18	1,09	3,07	0,08	0,19	1,34	2,47	9,39
ax2	8	0	1,85	1,09	3,07	0,03	0,10	0,68	2,28	9,14
rea	8	0	1,495	0,917	2,594	0,005	0,082	0,448	1,686	7,708
sed	8	0	1,449	0,864	2,443	0,000	0,053	0,570	1,779	7,260

Legenda: an = anaeróbio; ax1 = anóxico 1; ae = aeróbio; ax2 = anóxico 2; rea = reaeração; sed = sedimentador.

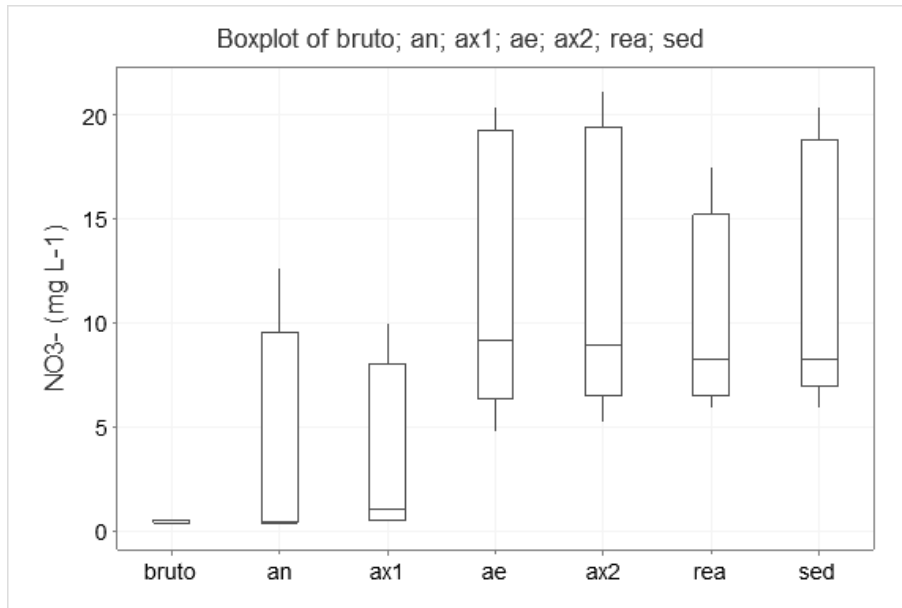
Nitrito (NO_2^-)



Variável	N	N*	Média	EP Média	DesvPad	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo
bruto	8	0	0,234	0,121	0,342	0,000	0,070	0,139	0,186	1,067
an	8	0	1,810	0,434	1,227	0,018	0,509	2,346	2,800	3,097
ax1	8	0	1,937	0,593	1,677	0,134	0,436	1,555	3,425	4,665
ae	8	0	1,468	0,394	1,116	0,260	0,841	1,199	1,759	3,950
ax2	8	0	0,976	0,373	1,055	0,000	0,370	0,701	1,090	3,435
rea	8	0	1,311	0,446	1,260	0,000	0,286	1,031	2,114	3,821
sed	8	0	1,486	0,507	1,433	0,000	0,212	1,135	2,709	4,030

Legenda: an = anaeróbio; ax1 = anóxico 1; ae = aeróbio; ax2 = anóxico 2; rea = reaeração; sed = sedimentador.

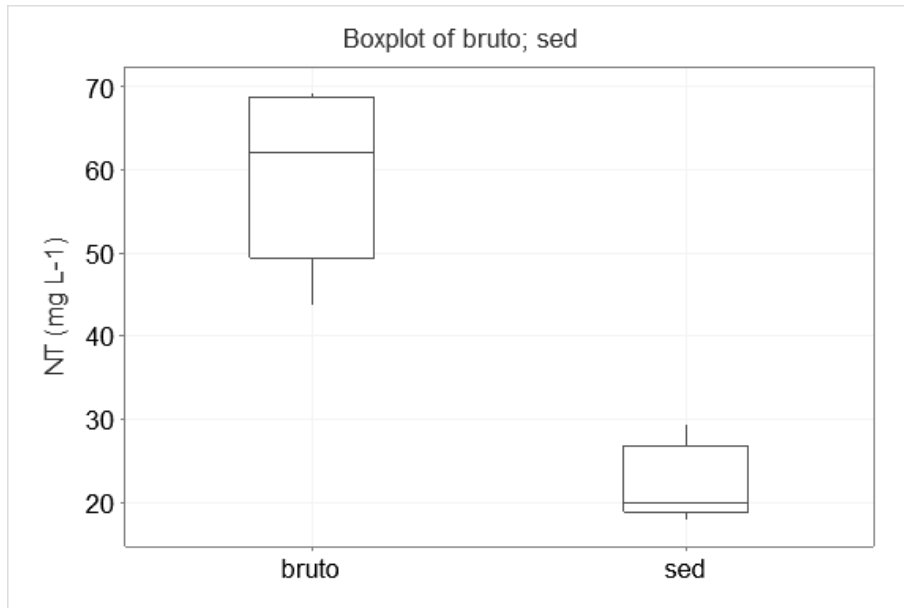
Nitrato (NO₃⁻)



Variável	N	N*	Média	EP Média	DesvPad	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo
bruto	4	4	0,4600	0,0426	0,0852	0,3470	0,3712	0,4770	0,5317	0,5390
an	4	4	3,45	3,06	6,12	0,38	0,38	0,40	9,57	12,63
ax1	5	3	3,62	1,90	4,26	0,48	0,52	1,01	8,02	10,00
ae	5	3	12,08	3,04	6,79	4,74	6,38	9,15	19,25	20,40
ax2	5	3	12,18	3,07	6,87	5,25	6,53	8,97	19,45	21,10
rea	4	4	9,98	2,56	5,13	5,94	6,48	8,25	15,22	17,50
sed	5	3	11,95	2,87	6,41	5,94	6,94	8,28	18,80	20,40

Legenda: an = anaeróbico; ax1 = anóxico 1; ae = aeróbico; ax2 = anóxico 2; rea = reaeração; sed = sedimentador.

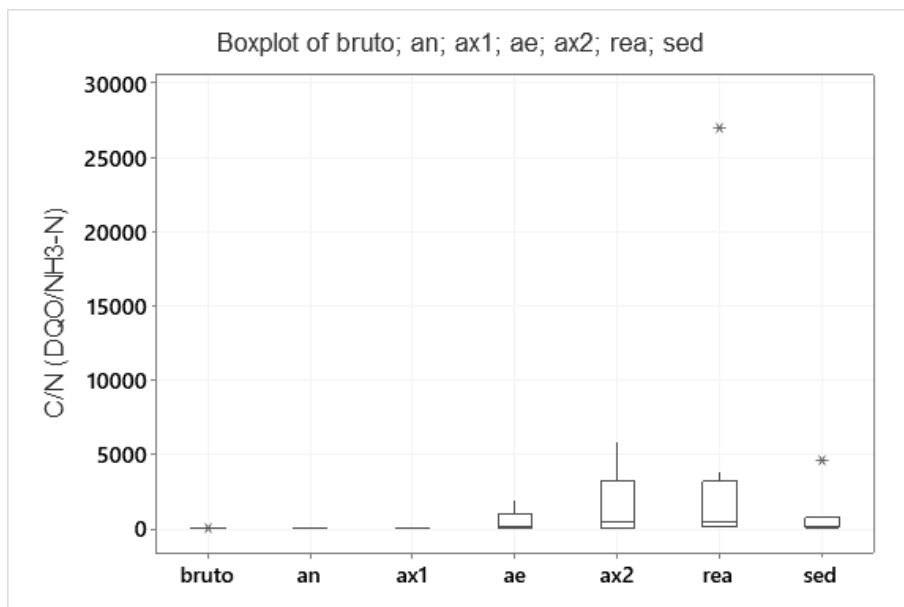
Nitrogênio Total (NT)



Variável	N	N*	Média	EP Média	DesvPad	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo
bruto	5	3	59,66	4,73	10,58	43,60	49,40	62,10	68,70	69,30
sed	5	3	22,28	2,08	4,65	17,82	18,85	20,00	26,85	29,50

Legenda: sed = sedimentador.

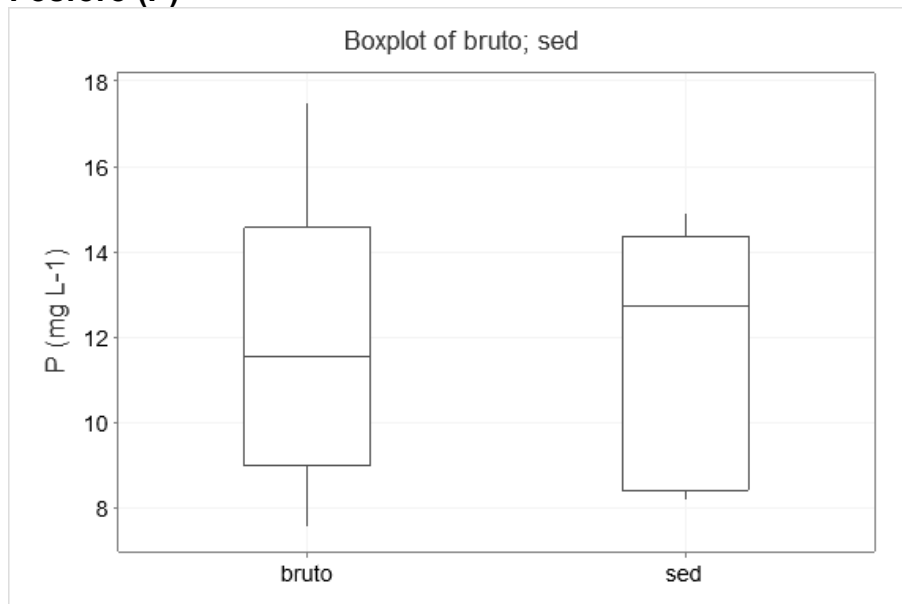
Razão Demanda Química de Oxigênio/Nitrogênio Amoniacal (C/N)



Variável	N	N*	Média	EP Média	DesvPad	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo
bruto	8	0	7,125	0,462	1,306	5,614	6,109	7,150	7,541	9,853
an	8	0	12,96	1,58	4,48	6,86	9,12	12,49	15,41	21,22
ax1	8	0	19,38	3,65	10,32	8,20	10,14	17,71	29,80	33,97
ae	8	0	498	244	689	15	69	127	979	1927
ax2	8	0	1494	776	2196	21	81	405	3257	5842
rea	8	0	4151	3299	9330	17	112	483	3162	27028
sed	8	0	782	542	1533	14	71	173	735	4515

Legenda: an = anaeróbio; ax1 = anóxico 1; ae = aeróbio; ax2 = anóxico 2; rea = reaeração; sed = sedimentador.

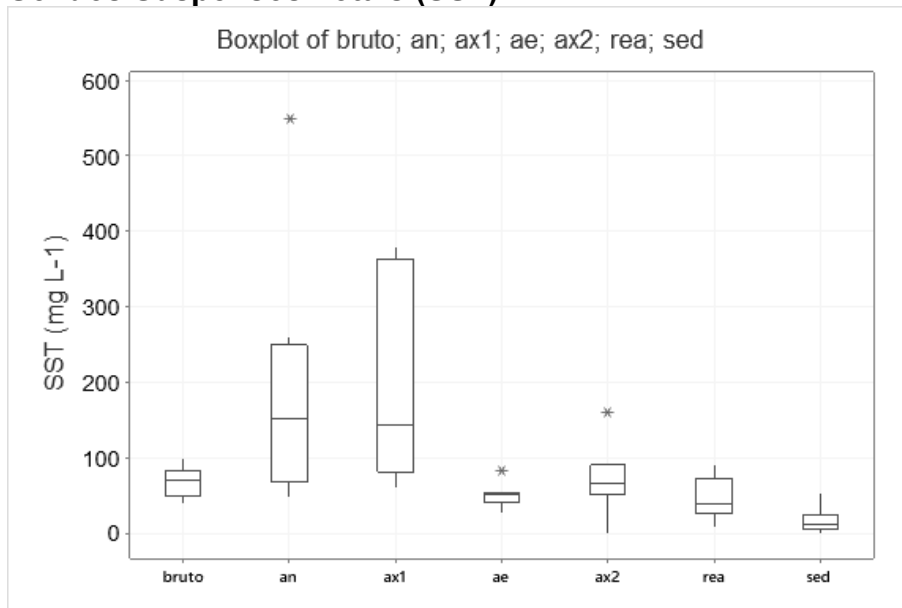
Fósforo (P)



Variável	N	N*	Média	EP Média	DesvPad	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo
bruto	8	0	12,00	1,17	3,32	7,57	8,99	11,55	14,57	17,52
sed	8	0	11,75	1,01	2,86	8,19	8,41	12,75	14,38	14,90

Legenda: sed = sedimentador.

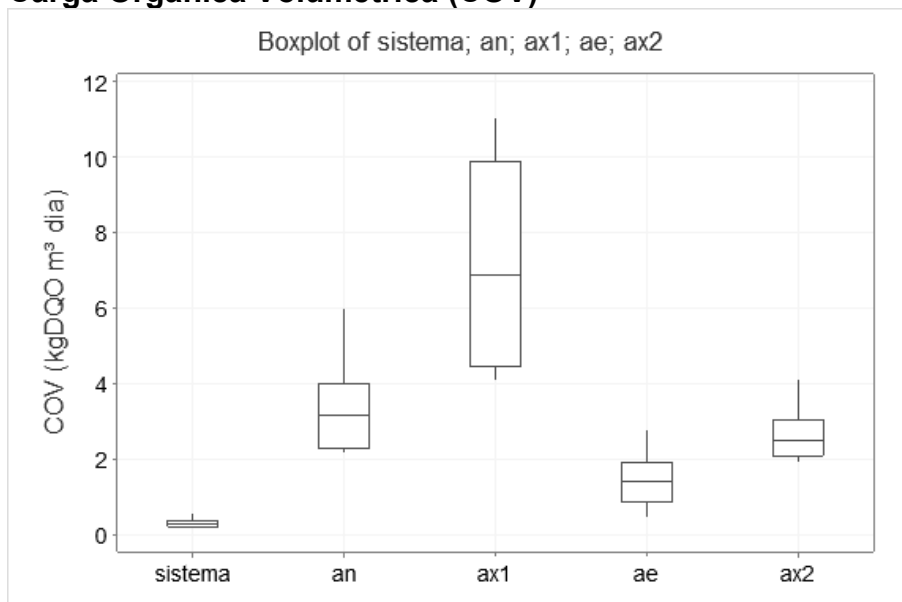
Sólidos Suspensos Totais (SST)



Variável	N	N*	Média	EP Média	DesvPad	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo
bruto	8	0	68,54	7,11	20,11	40,00	48,75	70,00	83,33	100,00
an	8	0	192,1	57,8	163,4	48,3	67,5	152,5	250,0	550,0
ax1	8	0	200,8	49,6	140,2	60,0	81,3	144,2	363,3	380,0
ae	8	0	50,21	5,48	15,49	26,67	42,08	51,67	52,92	81,67
ax2	8	0	72,7	15,9	44,9	0,0	52,5	66,7	90,4	160,0
rea	8	0	47,50	9,82	27,79	8,33	26,25	40,00	73,33	90,00
sed	8	0	17,50	5,99	16,95	0,00	5,00	12,50	25,42	53,33

Legenda: an = anaeróbio; ax1 = anóxico 1; ae = aeróbio; ax2 = anóxico 2; rea = reaeração; sed = sedimentador.

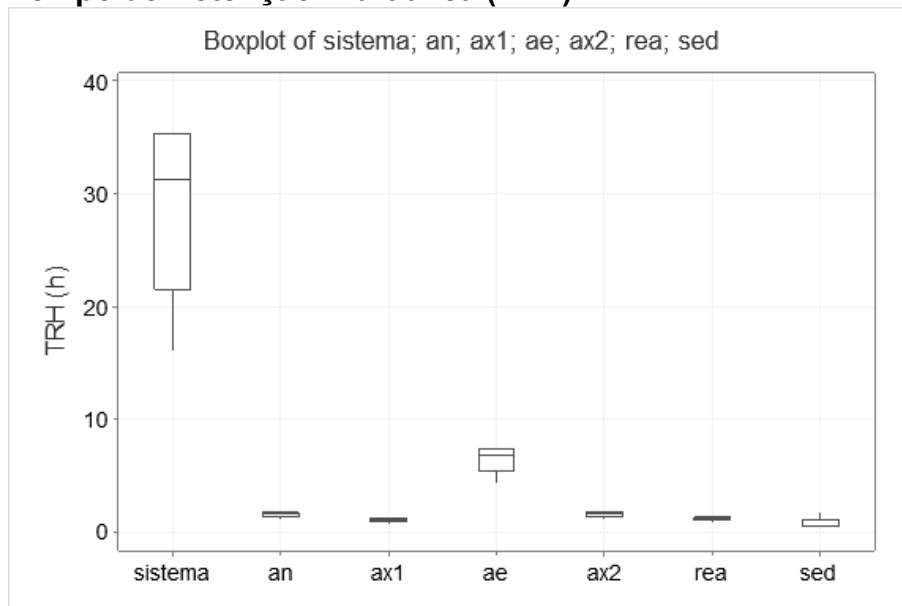
Carga Orgânica Volumétrica (COV)



Variável	N	N*	Média	EP Média	DesvPad	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo
sistema	8	0	0,3198	0,0426	0,1206	0,2057	0,2148	0,2990	0,3796	0,5655
an	8	0	3,390	0,452	1,279	2,180	2,276	3,170	4,023	5,994
ax1	8	0	7,096	0,967	2,735	4,085	4,454	6,894	9,894	11,071
ae	8	0	1,456	0,265	0,748	0,469	0,864	1,432	1,927	2,800
ax2	8	0	2,663	0,256	0,725	1,936	2,102	2,486	3,041	4,120

Legenda: an = anaeróbio; ax1 = anóxico 1; ae = aeróbio; ax2 = anóxico 2.

Tempo de Retenção Hidráulica (TRH)

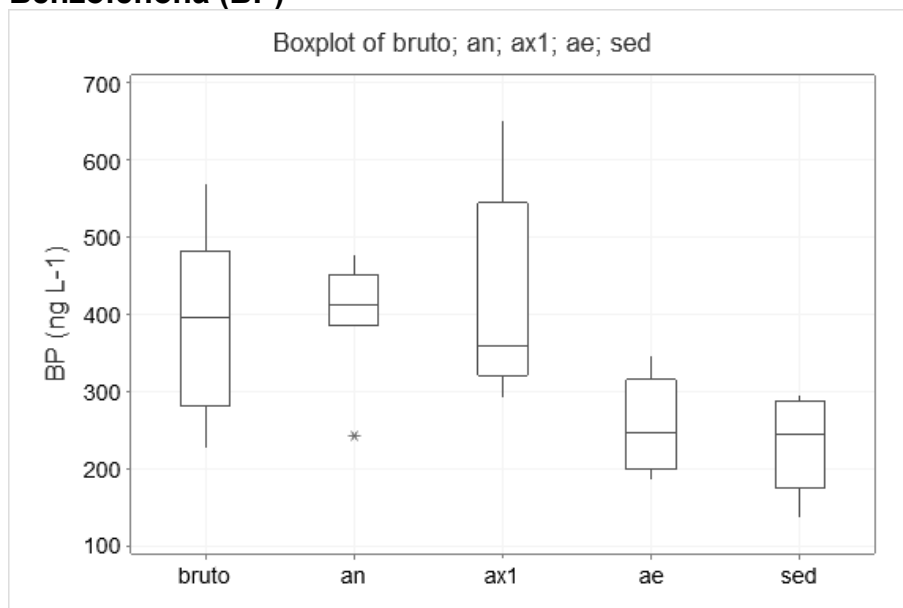


Variável	N	N*	Média	EP Média	DesvPad	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo
sistema	8	0	28,61	2,76	7,81	16,06	21,48	31,26	35,33	35,33
an	8	0	1,4740	0,0895	0,2531	1,0101	1,2767	1,5741	1,6667	1,7094
ax1	8	0	0,9612	0,0651	0,1841	0,6410	0,8181	1,0250	1,1111	1,1299
ae	8	0	6,296	0,426	1,206	4,199	5,358	6,714	7,278	7,401
ax2	8	0	1,4740	0,0895	0,2531	1,0101	1,2767	1,5741	1,6667	1,7094
rea	8	0	1,1055	0,0671	0,1899	0,7576	0,9575	1,1806	1,2500	1,2821
sed	8	0	0,720	0,168	0,474	0,377	0,458	0,500	1,075	1,667

Legenda: an = anaeróbio; ax1 = anóxico 1; ae = aeróbio; ax2 = anóxico 2; rea = reaeração; sed = sedimentador.

APÊNDICE B: Resultado das análises cromatográficas do monitoramento do esgoto bruto e tratado por cada compartimento do sistema Bardenpho modificado-IFAS

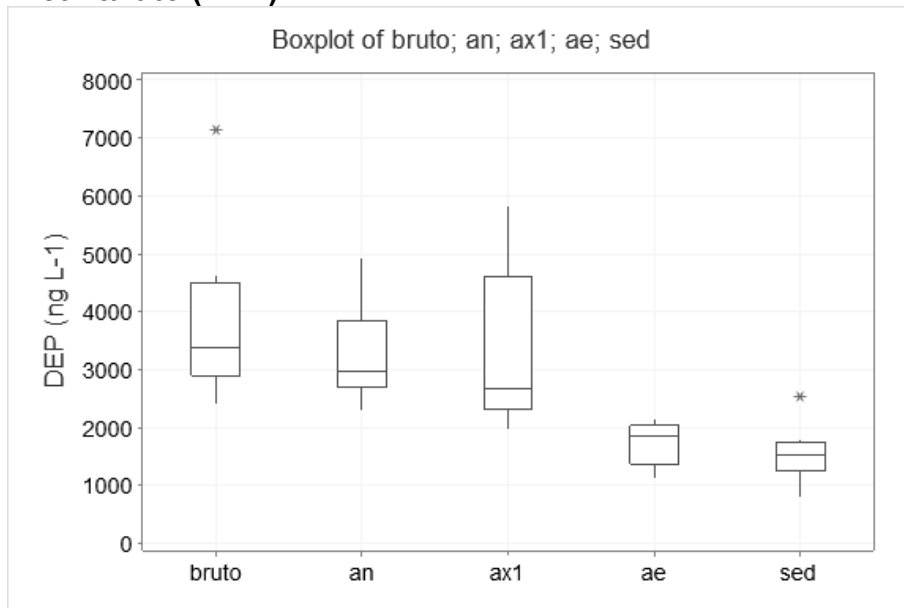
Benzofenona (BP)



Variável	N	N*	Média	EP Média	DesvPad	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo
bruto	8	0	386,7	42,6	120,4	226,2	281,9	395,3	481,8	569,9
an	7	1	402,0	29,0	76,8	241,2	386,3	413,1	450,5	478,0
ax1	7	1	411,3	50,8	134,4	291,4	320,8	358,7	544,7	651,9
ae	7	1	260,3	24,0	63,4	185,7	198,6	246,6	315,0	346,6
sed	8	0	232,5	21,7	61,3	135,9	174,4	244,4	286,6	294,4

Legenda: an = anaeróbio; ax1 = anóxico 1; ae = aeróbio; sed = sedimentador.

Dietilftalato (DEP)



Variável	N	N*	Média	EP Média	DesvPad	Mínimo	Q1	Mediana	Q3	Máximo
bruto	8	0	3865	533	1508	2390	2891	3385	4487	7146
an	7	1	3239	332	879	2300	2695	2958	3847	4908
ax1	7	1	3231	536	1419	1947	2306	2662	4593	5814
ae	7	1	1757	141	373	1119	1371	1841	2027	2142
sed	8	0	1541	175	496	785	1252	1530	1743	2511

Legenda: an = anaeróbio; ax1 = anóxico 1; ae = aeróbio; sed = sedimentador.