



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
MESTRADO PROFISSIONAL EM ECOLOGIA APLICADA À GESTÃO
AMBIENTAL**

LUCAS VENTIN MONTEIRO SAMPAIO

**PROBLEMAS AMBIENTAIS ASSOCIADOS A SISTEMAS DE ABASTECIMENTO
DE ÁGUA E ESGOTAMENTO SANITÁRIO: UMA REVISÃO DA LITERATURA
CIENTÍFICA E REFLEXÕES SOBRE A ATUAÇÃO DO INEMA**

Salvador, Bahia

Novembro/2020



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
MESTRADO PROFISSIONAL EM ECOLOGIA APLICADA À GESTÃO
AMBIENTAL**

LUCAS VENTIN MONTEIRO SAMPAIO

**PROBLEMAS AMBIENTAIS ASSOCIADOS A SISTEMAS DE ABASTECIMENTO
DE ÁGUA E ESGOTAMENTO SANITÁRIO: UMA REVISÃO DA LITERATURA
CIENTÍFICA E REFLEXÕES SOBRE A ATUAÇÃO DO INEMA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental.

Orientador: Dr. Pedro Luís Bernardo da Rocha

Salvador, Bahia

Novembro/2020

Sampaio, Lucas Ventin Monteiro.

Problemas ambientais associados a sistemas de abastecimento de água de esgotamento sanitário: uma revisão da literatura científica e reflexões sobre a atuação do INEMA/ Lucas Ventin Monteiro Sampaio. - 2020.

109 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Pedro Luís Bernardo da Rocha.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, Salvador, 2020.

1. Ecologia. 2. Impacto ambiental - Avaliação. 3. Desenvolvimento sustentável - Aspectos ambientais. 4. Abastecimento de água - Aspectos ambientais. 5. Saneamento - Aspectos ambientais. 6. Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado da Bahia. I. Rocha, Pedro Luís Bernardo da. II. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Biologia. III. Título.

CDD - 363.7
CDU - 504.06

FOLHA DE APROVAÇÃO

Lucas Ventin Monteiro Sampaio

Problemas ambientais associados a sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário: uma revisão da literatura científica e reflexões sobre a atuação do INEMA

Programa de Pós-Graduação em Ecologia
Universidade Federal da Bahia

Membros da banca examinadora

Prof. Dr. Pedro Luís Bernardo da Rocha (Orientador)

Núcleo de Pesquisa e Extensão em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia

Prof. Dr. Severino Soares Agra Filho

Departamento de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia

Ms. Eduardo Farias Topázio

Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos

É tempo de celebrar aqueles que vieram primeiro e abriram os caminhos para que chegássemos aonde estamos hoje. Dedico esse trabalho aos meus avôs Milton e Nelson, e avós Áurea, Rosa e Hilda (todos *in memoriam*); responsáveis por transmitir os valores que moldam meu caráter. Saudades.

"A água de boa qualidade é como saúde ou liberdade: só tem valor quando acaba."
Guimarães Rosa

AGRADECIMENTOS

O grande ciclo da vida compreende diversos ciclos, que em sua dinâmica natural se encerram e abrem espaço para o florescer dos novos. Neste momento que marca o encerramento da minha trajetória como mestrando, a sensação é de orgulho pela missão cumprida, mas principalmente de gratidão a todos aqueles e aquelas que contribuíram de alguma forma para este resultado. O caminho até aqui não foi fácil e tenho certeza que só fui capaz de percorrê-lo porque contei com o apoio e a ajuda de muitas pessoas. Mais do que o título de "mestre" em si, ficarão marcados os aprendizados, as trocas e as lembranças. Deixo aqui registrados os meus sinceros agradecimentos:

Ao professor Pedro Rocha, que sempre exerceu com excelência o seu papel de orientador e é um verdadeiro exemplo de docente. Grande responsável por me despertar para os encantos da ciência e da racionalidade baseada em evidências, contribuiu sobremaneira para a minha evolução enquanto profissional. Tem minha admiração e máximo respeito pela conduta ao longo do processo de desenvolvimento do presente trabalho.

Aos membros da banca examinadora, professores: Severino Agra Filho e Eduardo Topázio, pela disponibilidade e pelas valorosas contribuições a este trabalho.

A cada um dos professores e professoras, monitores, monitoras e colegas com quem tive oportunidade de aprender algo ao longo do curso de mestrado.

A Francisco, Ítalo, Lucas, Udemário, Victoria e Willes, turma 2017.2 do Mestrado Profissional em Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental – enxuta e qualificada. Foi um imenso prazer dividir trabalhos, sala de aula e principalmente os momentos de descontração com cada um de vocês. Obrigado pela convivência bacana. Guardarei com carinho os papos no gramado após o almoço no R.U., as conversas sobre lugar de fala, os cafés da manhã etc.

A Miguel Calmon e Natali Lordello, minha chefia imediata no INEMA. Á frente da Coordenação de Fiscalização Preventiva e de Condicionantes do INEMA, são figuras que exercem seu papel de liderança de forma leve e muito eficiente. Meu muito obrigado pela compreensão diante das ausências.

Aos colegas do INEMA, especialmente aqueles da Diretoria de Fiscalização, que dividem diariamente comigo a árdua rotina de trabalho no combate às irregularidades ambientais.

A minhas irmãs, Laís e Camila, pelo carinho, cumplicidade e cuidado de sempre. Sou muito grato e feliz por caminhar ao lado de vocês.

A meu pai Roberto e minha mãe Helena, por serem o meu porto seguro e grandes incentivadores em busca dos meus objetivos. O amor de vocês e por vocês me movimenta e me impulsiona. Vocês são meus grandes exemplos.

A Itana, companheira de todas as horas e responsável por me dar o maior presente da minha vida. Agradeço imensamente pela paciência diante das minhas ausências e por ter com muito sacrifício "segurado a bronca" em muitos momentos ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

A Lorenzo, por ter me escolhido como pai e transformado a minha vida nesses últimos 2 anos. É amor que transborda e nem cabe no peito. Seu sorriso acolhedor, sua energia, as brincadeiras e o "abração de pai" foram combustível para a elaboração deste trabalho.

TEXTO DE DIVULGAÇÃO

Os serviços de abastecimento de água potável e esgotamento sanitário são essenciais para o desenvolvimento sustentável e, devido a sua interface com outras áreas das políticas públicas, quando bem prestados proporcionam avanços em políticas de: saúde, meio ambiente, recursos hídricos, economia, educação, mudanças climáticas, moradia, igualdade de gênero, cidades sustentáveis etc. Por outro lado, eles também podem promover impactos ambientais significativos e devem ser regulados por órgãos governamentais de controle. No Estado da Bahia, o órgão responsável por regular e fiscalizar os sistemas de abastecimento de água (SAA) e esgotamento sanitário (SES) do ponto de vista ambiental é o Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA).

Em regiões menos favorecidas de países em desenvolvimento, como o Nordeste do Brasil, o passivo em relação a cobertura dos sistemas de saneamento básico traz consigo um enorme desafio, mas também a oportunidade para que a expansão dos serviços aconteça com vistas a minimizar os impactos ambientais que eles causam, o que ressalta a importância de uma atuação informada dos órgãos de controle. Ocorre, todavia, que a capacidade dos órgãos de controle efetivamente exercerem esse controle sobre a qualidade dos serviços de saneamento básico é limitada, principalmente por conta do caráter de utilidade pública e interesse social deste tipo de empreendimento. Em contrapartida, atualmente o avanço da percepção social sobre os impactos ambientais tende a influenciar o desenvolvimento de sistemas de saneamento básico cada vez menos danosos ao meio ambiente. Conseguir avanços em prol da universalização e qualificação dos sistemas de saneamento básico depende de uma série de fatores, tais quais: disponibilidade de recursos financeiros, um maior uso de tecnologias apropriadas a cada realidade local em detrimento de alternativas tecnológicas convencionais e paradigmáticas, fomento a processos de participação social e gestão comunitária dos usuários dos sistemas e um arcabouço de políticas públicas e sistemas de regulação mais eficiente.

Sob a perspectiva de atuação dos órgãos de controle ambiental, é fundamental a caracterização dos problemas ambientais gerados pela implantação e operação dos SAA e SES, dos problemas emergentes que ainda não são resolvidos por eles e das potencialidades não exploradas ou pouco exploradas desses sistemas. É importante também que os órgãos promovam alterações nas estratégias de pressão sobre os prestadores dos serviços de saneamento básico, de modo a que eles alterem suas práticas, superem seus problemas e explorem de maneira mais eficiente suas potencialidades. Sendo ao mesmo tempo estudante do Mestrado Profissional em “Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental” da Universidade Federal da Bahia e servidor do INEMA com atuação direta em fiscalização e renovação de licenças ambientais de SAA e SES, pretendo, com este trabalho, aproximar o conhecimento científico das atividades de controle do órgão, contribuindo com o primeiro item supracitado.

Assim, no presente trabalho apresento uma revisão da literatura científica, inspirada nos critérios das revisões sistemáticas qualitativas, objetivando identificar, de modo exaustivo, os problemas ambientais associados aos SAA e SES reconhecidos pela ciência. Analisei 184 documentos científicos sobre o tema, extraindo afirmações sobre problemas reconhecidos, que deram origem a 252 códigos, que organizei em 14 classes de problemas ambientais associados a SAA e SES: mudanças climáticas, consumo de energia elétrica, emissão de gases de efeito estufa, perturbação do habitat, ocupação de áreas pela estrutura física do sistema, escassez hídrica, práticas de desperdício de água, contaminantes (micropoluentes, poluentes emergentes, poluentes orgânicos não emergentes, poluentes inorgânicos não emergentes, nutrientes, patógenos e sólidos), consumo de produtos químicos, formação de subprodutos tóxicos nos processos de tratamento, geração e gerenciamento inadequado de efluentes e resíduos, vazamento de esgoto a partir do SES, ineficiência nos sistemas de tratamento (tecnologias convencionais de tratamento não são eficientes para determinado tipo de contaminante, contaminante presente na água ou esgoto tratado, fator prejudicial aos processos de tratamento e contribuição para a disseminação da resistência a antibióticos) e subaproveitamento das potencialidades do sistema. Registro que esse processo de codificação e classificação aconteceu sem nenhum tipo de categorização prévia. O processo até a codificação dos problemas está sistematizado em um banco de dados (Material Suplementar 1), que é uma ferramenta útil para os setores técnicos dos órgãos de controle, dos prestadores de serviços e dos titulares desses serviços de saneamento básico, visto que lhes permite, com facilidade, detectar fontes bibliográficas para qualquer tipo de problema ambiental associado ao saneamento básico.

Definidos os códigos, identifiquei-os individualmente como associado apenas a SAA, somente a SES ou a ambos os sistemas (Material Suplementar 8). As classes de problemas, por sua vez, classifiquei conforme o foco principal do problema e de acordo com sua origem. Busquei ainda estabelecer as relações de causa e efeito mais fortes e diretas entre as classes. Na sequência, a partir da literatura científica, descrevi cada uma dessas classes de problemas, suas causas e consequências. Para as classes que têm foco sobre os serviços de saneamento básico e foco sobre as oportunidades que os sistemas oferecem em matéria de meio ambiente, a descrição foi elaborada em separado para SAA e SES. Finalmente, exemplifico a aplicabilidade desse produto a partir da análise da atuação do INEMA no exercício do controle desses problemas ambientais. Indico, a partir da minha percepção e das atribuições regimentais de cada uma das diretorias técnicas do órgão, quais de seus setores atuam de modo mais direto diante de cada um dos problemas e apresento propostas que considero úteis para melhorar, por parte do INEMA, o exercício do controle sobre os problemas ambientais associados a sistemas de saneamento básico.

O resultado deste trabalho contribui para aproximar o conhecimento científico da atuação dos prestadores dos serviços de saneamento básico, dos órgãos de regulação e controle que atuam no setor e dos entes da esfera municipal, legalmente titulares dos serviços de saneamento básico no Brasil. Dado que é impossível resolver problemas sem os conhecer profundamente, considero o presente trabalho uma iniciativa primária em busca de um saneamento básico ambientalmente sustentável. Certo de que ainda é necessário um longo caminho para este fim, espero que a contribuição aqui fornecida possa alcançar diversos espaços e resultar em discussões e ações frutíferas.

RESUMO

Embora os serviços de abastecimento de água potável e esgotamento sanitário sejam essenciais para o desenvolvimento sustentável, eles também podem promover impactos ambientais significativos e devem ser regulados pelos órgãos governamentais de controle. Em regiões menos favorecidas de países em desenvolvimento, como o Nordeste do Brasil, o desafio de levar os serviços de saneamento básico para toda a população traz consigo a oportunidade de que essa expansão se faça de modo a minimizar os impactos ambientais que eles causam, o que ressalta a importância de uma atuação informada dos órgãos de controle. No presente trabalho, apresento uma revisão da literatura científica, inspirada nos critérios das revisões sistemáticas qualitativas, objetivando identificar, de modo exaustivo, os problemas ambientais associados aos sistemas de abastecimento de água (SAA) e esgotamento sanitário (SES) reconhecidos pela ciência. Analisei 184 documentos científicos sobre o tema, extraindo afirmações sobre problemas reconhecidos, que deram origem indutivamente a 252 códigos, que organizei também de maneira indutiva em 14 classes de problemas ambientais associados a SAA e SES: mudanças climáticas, consumo de energia elétrica, emissão de gases de efeito estufa, perturbação do habitat, ocupação de áreas pela estrutura física do sistema, escassez hídrica, práticas de desperdício de água, contaminantes (micropoluentes, poluentes emergentes, poluentes orgânicos não emergentes, poluentes inorgânicos não emergentes, nutrientes, patógenos e sólidos), consumo de produtos químicos, formação de subprodutos tóxicos nos processos de tratamento, geração e gerenciamento inadequado de efluentes e resíduos, vazamento de esgoto a partir do SES, ineficiência nos sistemas de tratamento (tecnologias convencionais de tratamento não são eficientes para determinado tipo de contaminante, contaminante presente na água ou esgoto tratado, fator prejudicial aos processos de tratamento e contribuição para a disseminação da resistência a antibióticos) e subaproveitamento das potencialidades do sistema. Esse processo até a codificação dos problemas foi sistematizado em um banco de dados, que é uma ferramenta útil para os setores técnicos dos órgãos de controle, dos prestadores de serviços e dos titulares desses serviços de saneamento básico, visto que lhes permite, com facilidade, detectar fontes bibliográficas para qualquer tipo de problema ambiental associado ao saneamento básico. Em seguida, identifiquei cada um dos códigos como associado apenas a SAA, somente a SES ou a ambos os sistemas. As classes de problemas, por sua vez, classifiquei indutivamente conforme o foco principal do problema e dedutivamente de acordo com sua origem. Busquei ainda estabelecer as relações de causa e efeito mais fortes e diretas entre as classes. Na sequência, a partir da literatura científica, descrevi cada uma dessas classes de problemas, suas causas e consequências. Para as classes que têm foco sobre os serviços de saneamento básico e foco sobre as oportunidades que os sistemas oferecem em matéria de meio ambiente, a descrição foi elaborada em separado para SAA e SES. Finalmente, exemplifico a aplicabilidade desse produto a partir da análise da atuação do Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado da Bahia (INEMA) no exercício do controle desses problemas ambientais. Indico, a partir da minha percepção e das atribuições regimentais de cada uma das diretorias técnicas do órgão, quais de seus setores atuam de modo mais direto diante de cada um dos problemas e apresento propostas que considero úteis para melhorar, por parte do INEMA, o exercício do controle sobre os problemas ambientais associados a sistemas de saneamento básico. O resultado deste trabalho contribui para aproximar o conhecimento científico da atuação dos prestadores dos serviços de saneamento básico, dos órgãos de regulação e controle que atuam no setor e dos entes da esfera municipal, legalmente titulares dos serviços de saneamento básico no Brasil.

Palavras-Chave: serviços de saneamento básico; sistemas de abastecimento de água; sistemas de esgotamento sanitário; problemas ambientais; Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado da Bahia (INEMA).

ABSTRACT

Although drinking water supply and sewage services are essential for sustainable development, they can also significantly impact the environmental and therefore must be regulated by governmental control agencies. In less favored regions of developing countries, such as in the Northeast of Brazil, the challenge of bringing basic sanitation services to the entire population comes with it the opportunity for expanding these services while minimizing the environmental impacts they cause, what highlights the importance of informed action by the control agencies. In the present work, I present a review of the scientific literature, inspired by the criteria of qualitative systematic reviews, aiming to exhaustively identify the environmental problems associated with the water supply and sewage systems as recognized by science. I analyzed 184 scientific documents on the topic, extracting statements about recognized problems, which inductively gave rise to 252 codes, which I also organized inductively into 14 classes of environmental problems associated with water supply and sanitation systems: climate change, electricity consumption, emission of greenhouse gases, habitat disturbance, occupation of areas by the physical structure of the system, water scarcity, water waste practices, contaminants (micropollutants, emerging pollutants, non-emergent organic pollutants, non-emergent inorganic pollutants, nutrients, pathogens and solids), consumption of chemical products, formation of toxic by-products in the treatment processes, inadequate generation and management of effluents and waste, sewage leakage from the sewage system, inefficiency in the treatment systems (conventional technologies of treatment are not efficient for a particular type of contaminant, contaminant present in treated water or sewage, a factor that is harmful to treatment processes and contributes to the spread of antibiotic resistance), and underutilization of the system's potential. This process until the codification of the problems was systematized in a database, which is a useful tool for the technical sectors of the control agencies, service providers and holders of these basic sanitation services, since it allows them to easily detect bibliographic sources for any type of environmental problem associated with basic sanitation. Then, I identified each of the codes as associated only with water supply systems, only with sewage systems, or with both systems. I classified the problem classes inductively according to the main focus of the problem and also deductively according to its origin. I also sought to establish the strongest and most direct cause and effect relationships between classes. Then, from the scientific literature, I described each of these classes of problems, their causes and consequences. For classes that focus on basic sanitation services and focus on the opportunities that the systems offer in terms of the environment, the description was prepared separately for water supply and sewage systems. Finally, I exemplify the applicability of this product from the analysis of Institute of the Environment and Water Resources of the State of Bahia – INEMA's performance in the exercise of controlling these environmental problems. I indicate, based on my perception and the statutory attributions of each of the agency's technical directorates, which sectors act most directly in the face of each of the problems and present proposals that I consider useful to improve, by INEMA, the exercising control over environmental problems associated with basic sanitation systems. The result of this work contributes to bring scientific knowledge closer to the providers of basic sanitation services, to the regulatory and control agencies that operate in the sector and to the entities of the municipal sphere, legally owners of basic sanitation services in Brazil.

Key Words: basic sanitation services; water supply systems; sewage systems; environmental problems; Institute of Environment and Water Resources of the State of Bahia (INEMA).

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classes de problemas ambientais associados a sistemas de saneamento básico, número de códigos que compõem cada classe e número de códigos relacionados somente a SAA, SES ou ambos os sistemas

Tabela 2 – Subclasses que compõem o problema ambiental "contaminantes" associado a sistemas de saneamento básico, número de códigos que compõem cada subclasse e número de códigos relacionados somente a SAA, SES ou a ambos os sistemas

Tabela 3 – Subclasses que compõem o problema ambiental "ineficiência nos sistemas de tratamento" associado a sistemas de saneamento básico, número de códigos que compõem cada subclasse e número de códigos relacionados somente a SAA, SES ou a ambos os sistemas

Tabela 4 – Classificação dedutiva das classes de problemas ambientais associados a sistemas de saneamento básico como: (A) ocasionados ou potencializados pela implantação ou operação dos sistemas; (B) aqueles que os sistemas precisam resolver e muitas vezes não estão aptos a fazê-lo; (C) decorrentes de uma potencialidade não explorada ou subaproveitada do sistema

Tabela 5 – Classificação das classes de problemas ambientais associados a sistemas de saneamento básico de acordo com o foco principal de cada um dos problemas

Tabela 6 – Classes de problemas ambientais associados aos sistemas de saneamento básico e diretorias técnicas do INEMA que atuam mais diretamente no controle desses problemas

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Gráfico de acumulação de diferentes tipos de problemas ambientais relacionados a sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário codificados a partir da literatura científica, representada pelos 169 documentos mais recentes e 15 documentos mais citados resgatados no presente trabalho. Os setores 0A, AB, BC e CE mostram a atenuação progressiva da inclinação da curva de acumulação até a saturação (platô). Os documentos 1 a 169 são os mais recentes; e os de 170 a 184 são os mais citados

Figura 2 – Relações mais fortes e diretas entre as classes de problemas ambientais associados aos sistemas de saneamento básico

LISTA DE ABREVIATURAS

ACV – Análise do Ciclo de Vida
AOB – Bactérias oxidantes da amônia
CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
COCEP – Coordenação de Estudos de Clima e Projetos Especiais
CWs – Wetlands construídas
DBO – Demanda bioquímica de oxigênio
DIRAF – Diretoria Administrativa e Financeira
DIRAM – Diretoria de Recursos Hídricos e Monitoramento Ambiental
DIFIS – Diretoria de Fiscalização Ambiental
DIREG – Diretoria Geral
DIRRE – Diretoria de Regulação
DISUC – Diretoria de Sustentabilidade e Conservação
DQO – Demanda química de oxigênio
EIA – Estudo de Impacto Ambiental
ETA – Estação de tratamento de água
ETE - Estação de tratamento de esgoto
HFC – Hidrofluorcarbonos
IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
INEMA - Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado da Bahia
N₂O – Óxido nitroso
PFC – Perfluorcarbonos
POP – Poluentes orgânicos persistentes
RIMA – Relatório de Impacto Ambiental
SAA – Sistema de abastecimento de água
SES – Sistema de esgotamento sanitário
SF₆ – Hexafluoreto de enxofre
SNIS – Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico
TCU – Tribunal de Contas da União
UFBA – Universidade Federal da Bahia

ÍNDICE

FOLHA DE APROVAÇÃO.....	II
AGRADECIMENTOS.....	V
TEXTO DE DIVULGAÇÃO.....	VI
RESUMO.....	VIII
ABSTRACT.....	IX
LISTA DE TABELAS.....	X
LISTA DE FIGURAS.....	XI
LISTA DE ABREVIATURAS.....	XII
ÍNDICE.....	XIII
1 INTRODUÇÃO.....	14
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	19
3 RESULTADOS.....	26
4 DISCUSSÃO.....	35
5 REFLEXÕES SOBRE A ATUAÇÃO DO INEMA DIANTE DAS CLASSES DE PROBLEMAS AMBIENTAIS ASSOCIADOS A SISTEMAS DE SANEAMENTO BÁSICO.....	68
6 CONCLUSÃO.....	82
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	84
8 MATERIAL SUPLEMENTAR.....	109

1 INTRODUÇÃO

Os serviços de abastecimento de água potável e esgotamento sanitário (doravante denominados serviços de “saneamento básico”¹) são essenciais para o desenvolvimento sustentável, visto que geram impactos positivos nas esferas social, ambiental e econômica. O fornecimento inadequado de água causa, a cada ano, a morte de mais de 1,5 milhão de crianças com idade inferior a cinco anos (OMS, 2017) e o lançamento de esgoto nos corpos hídricos é um dos principais responsáveis pela queda acentuada na qualidade da água dos rios ao redor do mundo, com consequente degradação dos habitats nesses ecossistemas, declínio da biodiversidade aquática, perda de processos ecológicos e serviços ecossistêmicos (EDOKPAYI, 2017). Além disso, o despejo de esgotos em condição inapropriada implica na necessidade de maiores investimentos para purificar a água usada no abastecimento humano (PRICE & HEBERLING, 2018). Estimativas realizadas por diferentes instituições indicam que gastos em saneamento básico representam investimentos com retorno financeiro: cada dólar investido em saneamento básico gera uma economia de 4,32 dólares em saúde (OMS, 2014), cada real investido em obras de saneamento gera 1,22 reais na economia e, caso o saneamento básico fosse universalizado no Brasil, estima-se que os ganhos anuais, apenas na área de turismo, seriam da ordem de R\$2,1 bilhões (ITB, 2018).

Em função disso, desde o estabelecimento dos Objetivos do Milênio, a universalização do acesso ao saneamento básico está no foco de sucessivas agendas da ONU (ONU, 2000; ONU, 2015a) e o acesso a esse serviço passou a ser por ela considerado como um direito humano básico em 2010 (ONU, 2010). Ainda que os indicadores relacionados aos serviços de saneamento básico tenham avançado consideravelmente nas últimas décadas, persiste um enorme contingente populacional sem acesso a eles, sobretudo entre as classes menos favorecidas nos países em desenvolvimento (ONU, 2015b). A população global com acesso a fontes

¹ Legalmente, o saneamento básico é definido no Brasil como o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas (BRASIL, 2007). Ao longo deste trabalho, no entanto, cujo foco são os serviços e sistemas de abastecimento de água potável e esgotamento sanitário, utilizo o termo saneamento básico para me referir exclusivamente a esses dois segmentos.

melhoradas de água, por exemplo, passou de 76% em 1990 para 91% em 2015, sendo 58% o total de pessoas no mundo com acesso à água canalizada em suas unidades habitacionais. Por outro lado, enquanto se alcança 99% de acesso a fontes melhoradas de água nos países desenvolvidos, esse percentual se restringe a 89% nos países em desenvolvimento. Outra discrepância significativa se observa entre zonas urbana e rural, que têm, respectivamente, 96% e 84% de acesso a fontes melhoradas de água. Em relação ao esgotamento sanitário, os avanços foram tímidos e insuficientes para alcançar as metas dos Objetivos do Milênio (ONU, 2015b). A população mundial com acesso a instalações melhoradas de esgotamento sanitário passou de 54% em 1990 para 68% em 2015, sendo 13% o total de pessoas que mantêm a prática de defecação ao ar livre. Enquanto nos países desenvolvidos o índice de acesso a instalações melhoradas de esgotamento sanitário atinge 96%, nos países em desenvolvimento limita-se a 62%. Na zona rural quase metade da população não tem acesso a instalações melhoradas de esgotamento sanitário e na zona urbana este percentual é de 18% (ONU, 2015b).

O Brasil é um dos países caracterizados tanto por carências na oferta de saneamento básico como por ausência de equidade entre regiões (BRASIL, 2019). Somente 50% do esgoto gerado no Brasil é tratado. Nas regiões do centro-sul, mais de 95% dos domicílios urbanos têm acesso à água potável, enquanto no conjunto total dos domicílios das regiões Norte e Nordeste essa porcentagem não chega a 75%. Mais de 80% dos domicílios urbanos da região Sudeste são atendidos pela coleta de esgoto, mas esse valor não chega a 30% no total de municípios das regiões Norte e Nordeste. Nesse contexto, há um desafio enorme a ser superado, mas também uma oportunidade para que a expansão dos sistemas de abastecimento de água (SAA) e dos sistemas de esgotamento sanitário (SES) se baseie em tecnologias mais eficientes do ponto de vista ambiental e da conservação de recursos hídricos.

Se, por um lado, a implantação e operação dos SAA e dos SES têm um potencial importante para contribuir com sociedades mais sustentáveis, por outro lado ela hoje enfrenta novos desafios oriundos do avanço da percepção social sobre impactos ambientais externos e internos à prestação desses serviços. Do ponto de vista dos impactos externos com consequências sobre os sistemas, uma diversidade de compostos químicos oriundos da produção industrial, por exemplo, só recentemente passaram a ser detectados e vistos como nocivos à saúde humana e ao meio ambiente (contaminantes emergentes) e, portanto, devem ser removidos da

água usada para abastecimento e do esgoto tratado (PETROVIC et al., 2003). Do ponto de vista interno aos sistemas, é crescente a demanda pela incorporação de conceitos mais sustentáveis vinculados ao saneamento ambiental e à produção limpa, capazes de maximizar potencialidades subaproveitadas dos sistemas como a recuperação de nutrientes e a geração de energia elétrica a partir do esgoto e do lodo de estações de tratamento de esgotos (ETE) (LANGERGRABER & MUELLEGGER, 2005). Ademais, a implantação e a operação dos SAA e SES podem, elas mesmas, gerar uma diversidade de impactos ambientais importantes, como fragmentação de habitats nos rios, exaustão de recursos hídricos, contaminação ambiental etc., motivo pelo qual essas atividades são sujeitas a regulação ambiental e há uma demanda social constante pela supressão ou minimização desses impactos. Caracterizar esses novos desafios de qualificação dos serviços de saneamento básico e incluí-los na agenda de negociações entre a sociedade, os prestadores desses serviços e os órgãos de regulação é essencial para que a expansão e renovação dos SAA e SES gere os benefícios desejados.

No Estado da Bahia o órgão responsável por regular e fiscalizar os sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário do ponto de vista ambiental é o Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA). Os setores de licenciamento e fiscalização do INEMA, em função da sua atuação rotineira embasada nos procedimentos e critérios estabelecidos, já reconhecem uma série de limitações na qualidade da prestação dos serviços de saneamento no estado, a exemplo de elevados índices de perda de água no processo de sua distribuição – 37,5% no ano de 2018 (BRASIL, 2019), disposição indevida de resíduos e efluentes de estações de tratamento de água (ETA) em corpos hídricos e no solo, frequentes extravasamentos de esgoto bruto para o ambiente a partir das estações elevatórias, descarte irregular do lodo proveniente das ETE etc. Além disso, problemas de projeto, na implantação ou operacionais resultam em qualidade inadequada da água tratada distribuída à população ou do esgoto tratado lançado em corpos d'água receptores.

A capacidade dos órgãos de controle efetivamente exercerem esse controle sobre a qualidade dos serviços de saneamento básico, entretanto, é limitada por uma série de fatores. O principal diz respeito ao caráter de utilidade pública e interesse social deste tipo de empreendimento que, por si só, já impõe alguma flexibilização sobre os parâmetros de controle (BRASIL, 2012). Diferentemente do que ocorre em outros setores, a interdição de um serviço de saneamento básico que não esteja

oferecendo serviços adequados resulta na supressão completa de um serviço essencial para o qual não há possibilidade de substituição imediata, o que aumenta o prejuízo à população e ao meio ambiente. Exemplificando: ainda que uma ETE não alcance a eficiência devida, interditá-la implicaria em lançar o esgoto bruto nos corpos d'água receptores. De modo análogo, interditar uma ETA pelo lançamento irregular no meio ambiente da água de lavagem de filtros ou decantadores condenaria toda uma população ao restringir seu acesso a um recurso amplamente reconhecido como direito humano básico fundamental à vida.

Outra dificuldade importante é que somente um percentual ínfimo das multas emitidas por órgãos ambientais é de fato paga pelos autuados, o que resulta em um cenário de impunidade que contribui sobremaneira para a continuidade das infrações ambientais. É fundamental pontuar que esse cenário se estende, inclusive, para além das questões relacionadas ao saneamento básico e também para além dos processos administrativos da área ambiental. De acordo com relatório de gestão do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), apenas 13,2% dos autos de infração de multa emitidos entre os anos de 2015 e 2017 foram pagos, o que representa em valor arrecadado ínfimos 0,35% do valor total lavrado pelos autos de infração de multa gerados ao longo desses três anos (IBAMA, 2018). Por sua vez, relatório do Tribunal de Contas da União (TCU) apresenta os resultados de monitoramento realizado acerca da arrecadação de multas aplicadas entre os anos de 2011 e 2014 por catorze agências reguladoras e outros órgãos e entidades federais com atribuições de fiscalização e controle, dentre eles IBAMA, e indica que apenas 6,0% do valor total aplicado em multas foi de fato arrecadado (TCU, 2016).

Conseguir avanços em prol da universalização e qualificação dos sistemas de saneamento básico depende de uma série de fatores, a exemplo de disponibilidade de recursos financeiros a serem empregados no setor, um maior uso de tecnologias apropriadas a cada realidade local em detrimento de alternativas tecnológicas convencionais e paradigmáticas, fomento a processos de participação social e gestão comunitária dos usuários dos sistemas e um arcabouço de políticas públicas e sistemas de regulação mais eficientes (MURPHY et al., 2009; GALVÃO JUNIOR, 2009; MACHADO et al., 2019). Sob a perspectiva do INEMA, considerando o seu escopo de atuação, mostram-se fundamentais duas medidas: (a) caracterização dos problemas ambientais gerados pela implantação e operação dos SAA e SES, dos problemas emergentes que ainda não são resolvidos por eles e das potencialidades

não exploradas ou pouco exploradas desses sistemas; e (b) alterações nas estratégias de pressão dos órgãos de controle sobre os prestadores dos serviços de saneamento básico de modo a que eles alterem suas práticas, superem os problemas e explorem de maneira mais eficiente suas potencialidades. Sendo ao mesmo tempo estudante do Mestrado Profissional em “Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental” da Universidade Federal da Bahia e servidor do INEMA com atuação direta em fiscalização e renovação de licenças ambientais de SAA e SES, pretendo, com este trabalho, aproximar o conhecimento científico das atividades de controle do órgão, contribuindo com o primeiro item.

Para tanto, apresento uma revisão da literatura científica, inspirada nos critérios das revisões sistemáticas, objetivando identificar, de modo exaustivo, quais problemas ambientais associados aos sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário são reconhecidos pela ciência. Após identificação e classificação, esses problemas são descritos a partir da literatura científica. Em seguida, visando encaminhar a aplicabilidade do trabalho, reflito sobre o quanto eles encontram-se incorporados na agenda do INEMA, quais os setores do órgão que atuam de modo mais direto diante de cada um dos problemas e como pode ser melhorado o exercício do controle sobre os problemas.

O banco de dados criado a partir da revisão da literatura (Material Suplementar 1) é um subproduto do presente trabalho. Ele organiza uma lista de 184 artigos científicos, incluindo artigos recentes e artigos que tiveram muito impacto na literatura, destacando os trechos que tratam dos problemas ambientais associados aos SAA e SES e codificando esses trechos de acordo com o sistema de classificação adotado no presente trabalho. Esse banco de dados representa, assim, uma ferramenta útil para os setores técnicos dos órgãos de controle, dos prestadores de serviços e dos titulares desses serviços de saneamento básico (municípios), visto que lhes permite, com facilidade, detectar fontes bibliográficas para qualquer tipo de problema ambiental associado ao saneamento básico. O presente trabalho de conclusão de curso, o banco de dados e os demais materiais suplementares estão disponíveis no repositório institucional da Universidade Federal da Bahia (UFBA).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Revisão da literatura científica

Optei por realizar uma revisão qualitativa da literatura científica inspirada na estratégia conhecida por revisão sistemática. A metodologia de revisão sistemática foi inicialmente desenvolvida para informar decisões na área médica com base na melhor evidência disponível e, posteriormente, foi adaptada para informar decisões em outras disciplinas aplicadas, como conservação e ciências ambientais (PULLIN et al., 2006; HADDAWAY et al., 2015). Uma revisão sistemática difere de uma revisão tradicional da literatura por buscar minimizar a influência do julgamento subjetivo sobre as conclusões apresentadas (HADDAWAY et al., 2015). Além disso, ela é usada para responder questões específicas, utiliza um método mais sistemático e transparente de resgate e seleção de documentos, um procedimento mais preciso de extração de dados e acessa um número maior de documentos quando comparada a uma revisão bibliográfica tradicional (ROBINSON & LOWE, 2015).

Embora usualmente revisões sistemáticas acessem informações quantitativas e sejam realizadas como base para meta-análises, elas podem ser usadas para avaliações qualitativas, como no presente estudo, e então são associadas a métodos de análise de conteúdos (FINFGELD-CONNET, 2014). Ademais, ainda que normalmente o foco das revisões sistemáticas sejam artigos que apresentam dados primários, o foco da minha revisão recai sobre artigos de revisão. Revisões de revisões sistemáticas (“overviews of reviews” ou “umbrella reviews”) vêm sendo utilizadas na área de saúde em função da disponibilidade cada vez maior de revisões sistemáticas que analisam uma grande quantidade de estudos primários (HUNT et al., 2018). No presente estudo o foco da revisão recairá sobre artigos de revisão em geral, não apenas revisões sistemáticas, visto que essas últimas são raras na área ambiental.

2.2. Bases de dados acessadas

Para realizar a busca dos documentos científicos, utilizei as bases Web of Science (coleção principal) e Scopus a partir do Portal de Periódicos da CAPES. Embora essas bases deem acesso a uma parcela restrita da literatura científica

existente, oferecem ferramentas de busca mais sofisticadas, tais como o uso de operadores booleanos, truncamento de palavras, busca de palavras próximas a outras, filtragem de documentos do tipo revisão, entre outros, o que permite resgatar com mais precisão documentos nos temas de interesse. A base Scopus inclui mais de 77 milhões de registros publicados desde 1788, oriundos de mais de 25.100 títulos de mais de 5.000 editoras internacionais (SCOPUS, 2020). A base Web of Science (coleção principal), por sua vez, inclui mais de 76 milhões de registros publicados, com referências citadas desde 1900 e oriundos de mais de 26.000 títulos de 254 disciplinas da ciência (WEB OF SCIENCE, 2020a; WEB OF SCIENCE, 2020b). Ambas as bases privilegiam periódicos submetidos a avaliação pelos pares. Desse modo, o uso dessas bases no presente estudo garante o acesso a uma ampla quantidade e diversidade de documentos científicos de interesse.

2.3. Busca de documentos

Defini uma expressão de busca, usando termos em inglês, a partir de duas sequências de caracteres (“strings”) conectadas pelo operador booleano “AND”. A primeira sequência (a_1 OR a_2 ... OR a_n) procura resgatar documentos que tratam dos serviços de fornecimento de água e esgotamento sanitário a partir de termos ou expressões (a_1 , a_2 , a_3 etc.) associados a esses temas. Essa primeira sequência é:

(sanitation OR wastewater OR “residual water*” OR sewer* OR sewage* OR sewerage* OR ((excreta* OR “human waste*”) NEAR/2 manage*) OR (water* NEAR/2 (safe OR clean* OR drinking OR potable* OR service* OR suppl*)))*

A inclusão do operador “AND” e da segunda sequência (b_1 OR b_2 ... OR b_n) restringe os documentos resgatados àqueles que tratam de problemas ambientais. Assim, os termos ou expressões b_1 , b_2 , b_3 etc., refletem problemas ambientais colocados de maneira genérica ou exemplos específicos relacionados aos serviços de saneamento básico. A segunda sequência é:

((environment NEAR/2 (impact* OR problem* OR damage* OR issue*)) OR (health NEAR/2 (problem* OR impact* OR issue*)) OR (water* NEAR/2 (scarc* OR shortage* OR crisis OR qualit* OR contaminat* OR pollut* OR “dissolved oxygen” OR do OR pathogen* OR “organic matter” OR “biochemical oxygen demand” OR bod OR nutrient*)) OR (greenhouse NEAR/2 (effect OR gas*)) OR*

“climat change” OR “global warming” OR ((carbon OR methane) NEAR/2 emission*) OR “carbon footprint” OR ((carbon OR nutrient* OR nitrogen OR phosphorus) NEAR/2 cycl*) OR eutrophicat* OR pesticide* OR herbicide* OR insecticide* OR bactericide* OR fungicide* OR ((water* OR energy OR resource*) NEAR/2 (use* OR consum* OR waste* OR wastage OR loss)) OR sludge OR ((loss OR supress* OR fragmentat* OR destruct* OR degradat*) NEAR/2 (biodivers* OR forest* OR vegetation* OR habitat*)) OR deforestation OR (visual NEAR/2 (impact* OR pollut*)) OR (“life cycle” NEAR/2 (assessment* OR analy* OR impact*)) OR “cradle-to-grave”*

Essa segunda sequência inclui termos relacionados à saúde, visto que usualmente os impactos do saneamento básico sobre a saúde são mediados por impactos ambientais (PRÜSS-ÜSTÜN *et al.*, 2008). Além disso, no presente estudo considero o ser humano como elemento constituinte do meio biótico, o que significa dizer que impactos sobre o homem são impactos ambientais. A sequência inclui ainda termos relacionados à análise de ciclo de vida, que é uma metodologia amplamente utilizada para avaliar impactos ambientais em todos os estágios de um produto ou processo e comumente aplicada em estudos sobre SAA e SES (COROMINAS *et al.*, 2013; MAHGOUB *et al.*, 2010).

Na formulação das duas sequências, como pode ser visto, utilizei os recursos de: truncagem de palavras, para acessar todas as variações de um certo radical (e.g., *environment** para acessar *environment*, *environments*, *environmental*, *environmentalism*, etc.); aspas, para acessar expressões (e.g. *“residual water*”*, *“life cycle”*, etc.); e operadores de proximidade para acessar diferentes modos como palavras ou expressões podem estar associados em uma frase (e.g., *“life cycle” NEAR/2 assessment** no *Web of Science* e *“life cycle” W/2 assessment** no *Scopus* para acessar *life cycle assessment* e *assessment of life cycle*, por exemplo).

2.4. Pré-seleção e ordenamento dos documentos resgatados

Em virtude do número extremamente elevado de documentos resgatados (vide item 3), filtrei os resultados para incluir apenas aqueles do tipo revisão (*review*), considerando que estes incorporam o conteúdo de documentos baseados em dados primários produzidos previamente. Combinei as duas listas de documentos resgatados (uma por base) em uma única lista ordenada por data de publicação e

removi as duplicidades de registro resultantes da sobreposição de periódicos nas duas bases selecionadas para a revisão da literatura.

2.5. Seleção de documentos

Iniciei o processo de seleção de documentos cronologicamente, começando pelos mais recentes, já que eles tendem a se referir a problemas ambientais tratados em artigos mais antigos. Procedi a esse protocolo de seleção a partir da leitura do título, resumo e, quando existente, da seção *highlights*, aplicando o seguinte conjunto de critérios para decidir pela inclusão dos documentos resgatados: (a) ao acessar o documento como usuário cadastrado no Portal de Periódicos da CAPES, ele deve estar disponível gratuitamente na página original da publicação; (b) o documento deve estar publicado no idioma inglês; (c) o documento deve ser, de fato, de revisão, ou seja, não deve incluir coleta de dados empíricos. Foi necessária a inclusão desse critério porque o processo de classificação de documentos como sendo de revisão nas bases selecionadas pode ser falho (SCOPUS, 2020; WEB OF SCIENCE, 2020c); (d) o documento deve se referir ou especificamente a problemas ambientais associados a SAA ou SES, ou genericamente a abastecimento humano de água ou a esgoto doméstico (visto que, nesse último caso, os problemas poderiam ser tratados no texto completo do documento). Atendidos todos os critérios postos, executei a leitura dos documentos na íntegra. Destaco que após essa última etapa, o documento pode ainda ser excluído da seleção, caso não mencione no seu conteúdo nenhum problema ambiental associado aos sistemas de saneamento básico.

2.6. Coleta de dados

O trabalho de análise qualitativa busca interpretar informações textuais com algum grau de subjetividade (dados), categorizando-as objetivamente (códigos), a fim de responder uma questão de pesquisa específica (BERNARD & RYAN, 2010; TAYLOR-POWELL & RENNER, 2013). Os códigos são rótulos atribuídos para ajudar a catalogar conceitos-chave, preservando o contexto em que esses conceitos ocorrem, traduzindo e compatibilizando domínios comuns, bem como valorizando sempre as ideias originais expressas pelos autores nos respectivos artigos (BRADLEY et al., 2007; BERNARD & RYAN, 2010). Os dados do presente estudo são trechos de textos, presentes em qualquer seção dos documentos selecionados, que fazem referência a pelo menos um problema ambiental associado a sistemas de

abastecimento de água ou esgotamento sanitário. Neste trabalho adoto as seguintes definições: (I) problema: existência de diferença entre o estado atual de um sistema e o estado que se almeja para ele; (II) ambiental: relativo aos sistemas ecológicos (que incluem componentes bióticos e/ou abióticos) em ambientes naturais, rurais e urbanos. Considerei o ser humano como um dos componentes bióticos, o que significa dizer que danos sobre a saúde humana são problemas ambientais; (III) associados a SAA ou SES: os problemas ambientais podem ser ocasionados pela implantação ou operação dos sistemas, podem ser aqueles que os sistemas precisam resolver e muitas vezes não estão aptos a fazê-lo, ou ainda aqueles decorrentes de uma potencialidade não explorada ou subaproveitada do sistema. Cada dado é associado a pelo menos um código que representa um problema ambiental identificado de maneira indutiva, aquela na qual inexistente categorização prévia e os códigos derivam dos conceitos apresentados pelos dados objetivando permitir que os resultados da pesquisa surjam naturalmente dos temas inerentes a esses dados (THOMAS, 2006; ELO & KYNGÄS, 2008). Por exemplo, os trechos (dados): *“The implication of this study is that N₂O emissions from AOB are likely overestimated in wastewater treatment operations that regularly utilize anoxic-oxic cycling”* e *“N₂O emissions can occur as direct emissions from natural and constructive wetlands (CWs) as well as from lakes and major river systems”*, de dois artigos distintos que consideram a emissão de N₂O como um problema ambiental, foram associados ao mesmo código “Emissão de óxido de nitrogênio (N₂O) a partir de ETE”. Já o trecho (dado): *“Thus, excess P makes these waters prone to extraordinary phytoplankton growth. The resulting eutrophication adversely affects the ability of a water body to serve as a drinking water supply, recreational resource, or fishery as it eventually leads to color, odor, turbidity, loss of dissolved oxygen, and elimination of fish habitat (USEPA, 1995). Eutrophication can be costly in terms of human and environmental health as well as economic impacts, with annual damages associated with freshwaters estimated at \$2.2 billion in the United States alone (Dodds et al., 2009). This is surely exceeded by the as yet undetermined total value of ecosystem disservices (Mayer et al., 2016).”*, foi associado a 9 códigos distintos: “Excesso de fósforo (nutriente) nos mananciais de água”, ““Explosão” populacional de fitoplânctons em mananciais de água”, “Eutrofização de mananciais de água”, “Elevação da cor em mananciais de água”, “Presença de odor desagradável em mananciais de água”, “Elevação da turbidez em mananciais de água”, “Baixa disponibilidade de oxigênio dissolvido nos mananciais de água”,

“Degradação do habitat de peixes em mananciais de água” e “Perda de serviços ecossistêmicos fornecidos por mananciais de água”.

2.7. Regra de parada – Saturação dos códigos

A saturação é um conceito amplamente empregado em pesquisa qualitativa, especialmente quando coleta e análise dos dados são realizadas simultaneamente (SAUNDERS *et al.*, 2017), como foi o caso deste trabalho. Possui pelo menos quatro modelos de aplicação, um dos quais a define como o ponto da codificação a partir do qual a coleta de novos dados não implica no aparecimento de novos códigos diferentes daqueles já estabelecidos – conceito conhecido como *saturação temática indutiva* (SAUNDERS *et al.*, 2017). Baseado nesse conceito, adotado por se encaixar perfeitamente no formato metodológico concebido para a execução do presente trabalho, coletei os dados acessando a listagem de artigos ordenados em sequência cronológica começando pelos mais recentes, por acreditar que estes citam os mais antigos e isso favoreceria a saturação temática indutiva dos códigos de maneira mais célere. Avaliei a tendência de saturação produzindo um gráfico do número acumulado de códigos pelo número de documentos selecionados. Após detectar visualmente uma assíntota com estabilidade bem definida ao final da curva (mais de 10% do total de documentos selecionados sem presença de nenhum código novo de problema no trecho final do gráfico), interrompi a análise dos documentos mais recentes e busquei confirmar essa tendência de assíntota avaliando os documentos mais citados (ver item 2.8). Embora a tendência de saturação temática indutiva dos códigos não signifique a inexistência de outros problemas ambientais associados a SAA ou SES, ela indica que certamente a grande maioria dos problemas citados na literatura foram detectados, o que oferece elementos suficientes para subsidiar a discussão desenvolvida neste trabalho, bem como a sua aplicabilidade.

2.8. Confirmação da tendência de saturação dos códigos

A avaliação da saturação temática indutiva a partir de uma análise cronológica dos documentos poderia gerar uma assíntota que subestima o número de códigos, caso documentos mais recentes tendam a tratar de um subconjunto mais restrito de problemas quando comparado com documentos mais antigos. Para evitar esse problema, a fim de avaliar se o padrão de saturação temática indutiva dos códigos não é afetado por documentos de um horizonte temporal maior, após atingir a saturação a

partir da lista cronológica reordenei a lista original pelo número de citações e continuei o processo de seleção de documentos e coleta de dados a partir dos documentos mais citados, que via de regra são ao mesmo tempo importantes para a literatura e mais antigos. Para os documentos resgatados por ambas as bases de dados acessadas, que diferem entre si em relação ao número de citações, considerei o maior dentre o número de citações indicado. Apliquei as novas informações levantadas em continuidade ao mesmo gráfico construído anteriormente e interrompi essa análise ao comprovar a persistência do comportamento de estabilidade da assíntota, caracterizado pela inexistência de novos códigos nos dados dos artigos mais citados selecionados.

2.9. Classificação dos códigos

Concluído o processo de coleta e análise dos dados, com todos os códigos definidos, os agrupei indutivamente em classes de acordo com suas similaridades de conteúdo. Identifiquei cada um dos códigos como problemas diretamente associados a SAA, SES ou ambos os sistemas, visando facilitar o uso das informações pelos órgãos ambientais de controle que costumam ter normativas de referência e critérios de atuação específicos distintos por tipo de empreendimento. Identifiquei ainda as classes conforme a classificação dedutiva, ou seja, com as classes previamente definidas, estabelecida no item 2.6 para os problemas ambientais associados a SAA ou SES – os problemas ambientais podem ser ocasionados pela implantação ou operação dos sistemas, podem ser aqueles que os sistemas precisam resolver e muitas vezes não estão aptos a fazê-lo, ou ainda aqueles decorrentes de uma potencialidade não explorada ou subaproveitada do sistema. Para finalizar, as classes foram separadas indutivamente em 4 grupos, de acordo com o foco principal do problema que representam.

3 RESULTADOS

Apliquei a expressão de busca na ferramenta de busca das bases selecionadas no dia 26 de outubro de 2018 e o resultado foram 381.452 artigos resgatados pela base *Scopus* e 151.052 documentos recuperados pela base *Web of Science* (coleção principal). Filtrando os artigos de revisão, restaram 11.935 documentos da base *Scopus* e 7.183 documentos da base *Web of Science* (coleção principal). Executado o devido ordenamento destes artigos de revisão por data de publicação, conforme descrito na metodologia, iniciei o processo de seleção dos documentos e coleta de dados dos documentos pré-selecionados.

Excluí dezenove artigos do processo de análise antes mesmo de observar título, resumo e *highlights* (quando existentes). Por não apresentar versão no idioma inglês, excluí o documento intitulado "*Wastewater quality for reuse in irrigated agriculture*", de autoria de Tamires Lima da Silva e publicado em outubro de 2018, ocupante do 151º lugar na lista de documentos diante do ordenamento cronológico imposto. Os outros 18, apresentados no Material Suplementar 2, excluí porque o acesso ao documento completo de maneira gratuita foi negado em suas respectivas páginas originais da publicação, mesmo se buscando acesso como usuário cadastrado pelo Portal de Periódicos da CAPES.

Ao longo do processo de seleção dos documentos não identifiquei nenhum com coleta de dados primários, o que significa dizer que o critério de selecionar somente artigos de revisão foi atendido por todos os documentos analisados. Ainda assim, no processo de seleção excluí 29 artigos por não cumprir o critério de tratar de problemas ambientais associados a sistemas de saneamento básico ou, pelo menos, se referir genericamente a abastecimento humano de água ou a esgoto doméstico no título, resumo ou *highlights* (quando existentes). O Material Suplementar 3 apresenta esses artigos.

Da lista de artigos selecionados, removi 2 após serem lidos por completo, uma vez que não foi identificado nenhum trecho do documento (dado) se remetendo a problemas ambientais associados a sistemas de abastecimento de água ou esgotamento sanitário, apesar do cumprimento dos critérios de seleção. Estes documentos estão apresentados no Material Suplementar 4.

Ao longo do processo de leitura completa dos documentos mais recentes selecionados, o número de códigos cresceu rapidamente até o 9º documento (51 códigos) – trecho OA do gráfico da Figura 1; cresceu menos acentuadamente até o 82º documento (201 códigos) – trecho AB do gráfico da Figura 1; reduziu ainda mais o índice de crescimento até o 151º documento (252 códigos) – trecho BC do gráfico da Figura 1; e alcançou um patamar estável deste até o 169º documento (252 códigos) – trecho CD do gráfico da Figura 1. Assim, após a leitura completa de 169 documentos, com a identificação de 252 códigos distintos de problemas ambientais associados a sistemas de saneamento básico, o gráfico elaborado a partir do número acumulado de códigos e do número de documentos selecionados passou a demonstrar significativa estabilidade, com uma assíntota formada pela ausência de novos códigos após 18 novos documentos adicionados em um universo de 169 analisados (o que representa 10,65%).

Após repetir para os artigos mais citados todo o procedimento metodológico de seleção de documentos e coleta de dados e verificar que nenhum novo código foi identificado após a leitura dos primeiros 15 artigos selecionados – documentos 170 a 184 do banco de dados da revisão (Material Suplementar 1) e da Figura 1, constatei de fato a tendência de saturação temática indutiva dos códigos e interrompi definitivamente o processo de seleção de documentos e coleta de dados. Ao aplicar as novas informações levantadas em continuidade ao mesmo gráfico construído anteriormente – trecho DE do gráfico da Figura 1, temos o resultado apresentado na Figura 1.

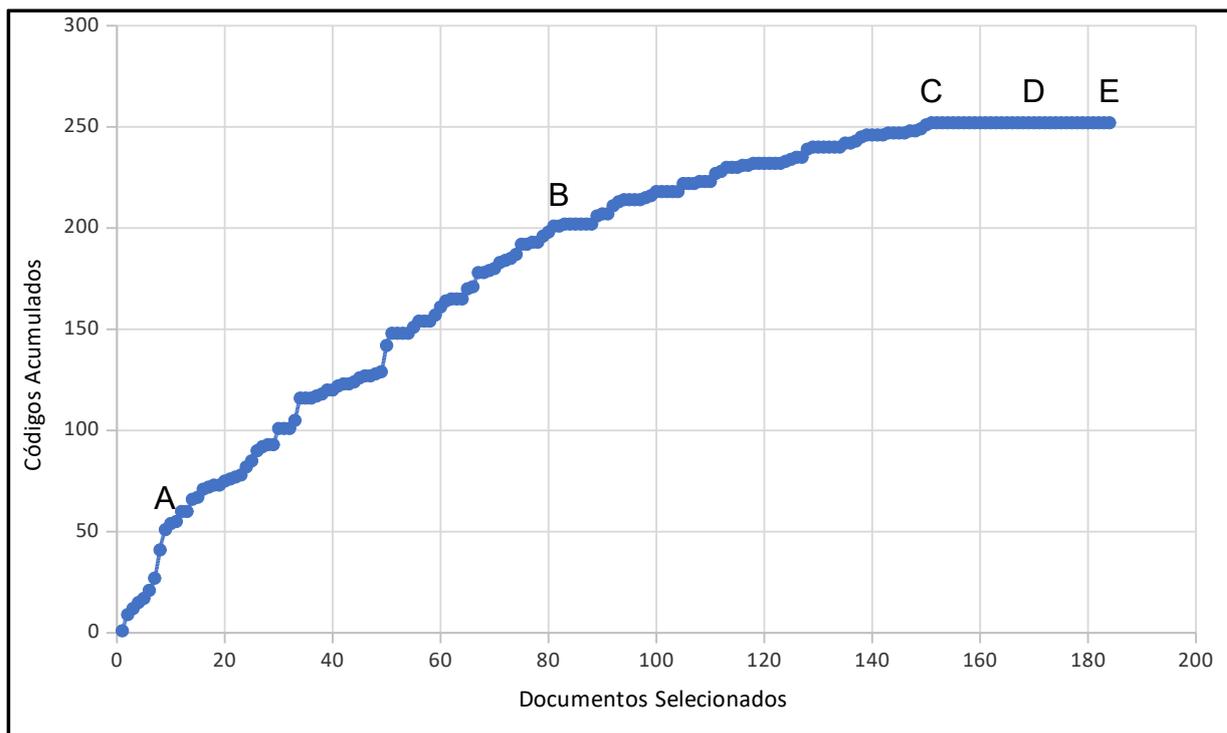


Figura 1 – Gráfico de acumulação de diferentes tipos de problemas ambientais relacionados a sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário codificados a partir da literatura científica, representada pelos 169 documentos mais recentes e 15 documentos mais citados resgatados no presente trabalho. Os setores 0A, AB, BC e CE mostram a atenuação progressiva da inclinação da curva de acumulação até a saturação (platô). Os documentos 1 a 169 são os mais recentes; e os de 170 a 184 são os mais citados

Durante a análise dos artigos mais citados, se repetiram as situações de artigos excluídos do processo de análise porque o acesso ao documento completo de maneira gratuita foi negado em suas respectivas páginas originais da publicação (8 documentos); e artigos não selecionados pelo não cumprimento dos critérios de seleção (2 documentos). Os documentos que se enquadraram nessas situações são apresentados respectivamente nos Materiais Suplementares 5 e 6.

O Material Suplementar 7 apresenta os 252 códigos gerados nesta revisão da literatura científica na ordem em que se deu a identificação. No banco de dados da revisão da literatura (Material Suplementar 1), por sua vez, é possível visualizar detalhadamente os códigos relacionados a cada um dos dados coletados e estes especificados por artigo.

De posse da lista completa com os códigos de problemas identificados, agrupei-os de acordo com similaridade de conteúdo em 14 classes de problemas ambientais associados a sistemas de saneamento básico, definidas mais uma vez

indutivamente visando sistematizar todo o conteúdo gerado pelos códigos. O Material Suplementar 8 apresenta a distribuição dos 252 códigos nas 14 classes e utiliza um sistema de cores para especificar os códigos relacionados apenas a SAA, somente a SES ou a ambos os tipos de sistemas. Todas as classes possuem relação tanto com SAA quanto com SES, exceto "vazamento de esgoto a partir do SES", que só incorporou códigos associados a SES. Ainda assim, é importante mencionar que esse problema tem grande potencial de comprometer também SAA, uma vez que usualmente esses vazamentos atingem corpos hídricos utilizados como manancial de água. Sobre os códigos que refletem problemas em mananciais de água, é importante esclarecer foram classificados como associados somente a SAA, mesmo sendo comum o esgoto ocasionar alguns desses problemas. Esses exemplos são fundamentais para ilustrar que a definição da relação do código com SAA, SES ou ambos os sistemas se deu sob o critério de que essa relação deve estar explícita no conteúdo do código.

A Tabela 1 apresenta as classes de problemas ambientais associados a sistemas de saneamento básico derivadas da literatura científica, bem como a quantidade de códigos que compõe cada classe. Apresenta também o número de códigos relacionados apenas a SAA, somente a SES ou a ambos os sistemas.

Tabela 1 – Classes de problemas ambientais associados a sistemas de saneamento básico, número de códigos que compõem cada classe e número de códigos relacionados somente a SAA, SES ou ambos os sistemas

Classe de problema ambiental associado a SAA e SES	Número de códigos			
	Total da classe	Associados a SAA	Associados a SES	Associados a SAA e SES
Contaminantes	119	63	54	2
Ineficiência nos sistemas de tratamento	74	37	37	0
Subaproveitamento das potencialidades do sistema	18	3	15	0
Geração e gerenciamento inadequado de efluentes e resíduos	9	4	5	0
Emissão de gases de efeito estufa	5	1	4	0
Práticas de desperdício de água	5	4	1	0
Consumo de energia elétrica	4	2	2	0
Formação de subprodutos tóxicos nos processos de tratamento	4	3	1	0
Perturbação do habitat	4	0	0	4
Ocupação de áreas pela estrutura física do sistema	3	2	1	0

Consumo de produtos químicos	2	1	1	0
Mudanças climáticas	2	0	0	2
Vazamento de esgoto a partir do SES	2	0	2	0
Escassez hídrica	1	0	0	1
TOTAL	252	120	122	10

Há um equilíbrio entre o número de códigos associados a SAA e os códigos associados a SES. Dado o número elevado que códigos que compõem as classes "contaminantes" e "ineficiência nos sistemas de tratamento", essas foram divididas em subclasses, conforme explicitado respectivamente nas Tabelas 2 e 3, que apresentam para cada uma dessas subclasses as mesmas informações disponibilizadas pela Tabela 1 para as classes.

Tabela 2 – Subclasses que compõem o problema ambiental "contaminantes" associado a sistemas de saneamento básico, número de códigos que compõem cada subclasse e número de códigos relacionados somente a SAA, SES ou a ambos os sistemas

Subclasses do problema ambiental "contaminantes" associado a sistemas de saneamento básico	Número de códigos			
	Total da classe	Associados a SAA	Associados a SES	Associados a SAA e SES
Micropoluentes	11	6	5	0
Poluentes emergentes	38	14	22	2
Poluentes orgânicos não emergentes	14	7	7	0
Poluentes inorgânicos não emergentes	28	15	13	0
Nutrientes	19	14	5	0
Patógenos	6	4	2	0
Sólidos	3	3	0	0
TOTAL	119	63	54	2

Tabela 3 – Subclasses que compõem o problema ambiental "ineficiência nos sistemas de tratamento" associado a sistemas de saneamento básico, número de códigos que compõem cada subclasse e número de códigos relacionados somente a SAA, SES ou a ambos os sistemas

Subclasses do problema ambiental "ineficiência nos sistemas de tratamento" associado a sistemas de saneamento básico	Número de códigos			
	Total da classe	Associados a SAA	Associados a SES	Associados a SAA e SES
Tecnologias convencionais de tratamento não são eficientes para determinado tipo de contaminante	23	7	16	0
Contaminante presente na água/esgoto tratado*	42	29	13	0
Fator prejudicial aos processos de tratamento	8	1	7	0

Contribuição para a disseminação da resistência a antibióticos	1	0	1	0
TOTAL	74	37	37	0

* Nos códigos dessa subclasse não se especifica a causa que leva a presença dos contaminantes na água ou esgoto tratado.

Na sequência a Tabela 4 apresenta para cada classe sua classificação dedutiva, ou seja, com as classes previamente definidas, segundo critério que embasou o procedimento metodológico estabelecido para coleta de dados – problemas ocasionados ou potencializados pela implantação ou operação dos sistemas de saneamento básico (A), problemas que os sistemas precisam resolver e muitas vezes não estão aptos a fazê-lo (B), ou problemas decorrentes de uma potencialidade não explorada ou subaproveitada do sistema (C).

Tabela 4 – Classificação dedutiva das classes de problemas ambientais associados a sistemas de saneamento básico como: (A) ocasionados ou potencializados pela implantação ou operação dos sistemas; (B) aqueles que os sistemas precisam resolver e muitas vezes não estão aptos a fazê-lo; (C) decorrentes de uma potencialidade não explorada ou subaproveitada do sistema

Classe de problema ambiental associado a SAA e SES	A	B	C
Contaminantes			
Ineficiência nos sistemas de tratamento			
Subaproveitamento das potencialidades do sistema			
Geração e gerenciamento inadequado de efluentes e resíduos			
Emissão de gases de efeito estufa			
Práticas de desperdício de água			
Consumo de produtos químicos			
Formação de subprodutos tóxicos nos processos de tratamento			
Perturbação do habitat			
Ocupação de áreas pela estrutura física dos sistemas			
Consumo de energia elétrica			
Mudanças climáticas			
Vazamento de esgoto a partir do SES			
Escassez hídrica			

Três classes enquadram-se ao mesmo tempo nas categorias (A) e (B): "contaminantes", "ineficiência nos sistemas de tratamento" e "formação de subprodutos tóxicos nos processos de tratamento". Podem ser problemas oriundos de deficiências tecnológicas ou devido a falhas de projeto, implantação ou operação do sistema que resultam no funcionamento inadequado do mesmo. A classe

"subaproveitamento das potencialidades do sistema" é a única decorrente de uma potencialidade não explorada ou subaproveitada e todas as demais classes dizem respeito a problemas na implantação ou operação dos sistemas.

Ao analisar as 14 classes de problemas ambientais associados a sistemas de saneamento básico, percebi que podemos separá-los em 4 grupos, de acordo com o enfoque que o problema carrega. Há 9 classes com foco diretamente sobre a prestação dos serviços de saneamento básico: "consumo de energia elétrica", "emissão de gases de efeito estufa", "consumo de produtos químicos", "formação de subprodutos tóxicos nos processos de tratamento", "geração e gerenciamento inadequado de efluentes e resíduos", "vazamento de esgoto a partir do SES", "ineficiência nos sistemas de tratamento", "práticas de desperdício de água" e "ocupação de áreas pela estrutura física dos sistemas". Essas 9 classes refletem ineficiências diretas dos sistemas de saneamento básico que, além de serem um problema em si, contribuem para os problemas descritos por outras 4 classes – 3 que tem o foco no ambiente alterado pelos serviços de saneamento básico ("mudanças climáticas", "escassez hídrica" e "perturbação do habitat") e 1 que tem o foco sobre as substâncias que causam os efeitos adversos ao ambiente ("contaminantes"). Devo ressaltar que os problemas referentes a essas 4 classes também favorecem as ineficiências dos sistemas refletidas nas 9 classes citadas anteriormente em um ciclo de causa e efeito que se retroalimenta. A última classe identificada, por sua vez, "subaproveitamento das potencialidades dos sistemas", possui o foco sobre as oportunidades que os sistemas oferecem para impactar menos o meio ambiente e até reverter potenciais impactos negativos em ativos ambientais. Sua relação com as demais classes de problemas tem uma perspectiva distinta porque o "subaproveitamento das potencialidades dos sistemas" se mostra como uma alternativa para a resolução dos outros problemas listados.

Tabela 5 – Classificação das classes de problemas ambientais associados a sistemas de saneamento básico de acordo com o foco principal de cada um dos problemas

Classe de problema ambiental associado a SAA e SES	Foco principal do problema
Consumo de energia elétrica	Prestação dos serviços de saneamento básico - Implantação e operação de SAA e SES
Emissão de gases de efeito estufa	
Consumo de produtos químicos	
Formação de subprodutos tóxicos nos processos de tratamento	
Geração e gerenciamento inadequado de efluentes e resíduos	
Vazamento de esgoto a partir do SES	
Ineficiência nos sistemas de tratamento	
Práticas de desperdício de água	
Ocupação de áreas pela estrutura física dos sistemas	
Mudanças climáticas	Ambiente alterado pelos serviços de saneamento básico
Escassez hídrica	
Perturbação do habitat	
Contaminantes	Substâncias que causam efeitos adversos ao ambiente
Subaproveitamento das potencialidades do sistema	Oportunidades que os sistemas oferecem em matéria de meio ambiente

Percebe-se que as classes de problemas com foco sobre o ambiente alterado pelos serviços de saneamento básico e as substâncias que causam efeitos adversos ao ambiente estão em total consonância com alguns dos indicadores de limites planetários estabelecidos por Rockström *et al.* (2009), o que faz com que possam ser considerados problemas de escala global. Sob essa perspectiva dos limites planetários, podemos concluir que as classes de problemas com foco na prestação dos serviços de saneamento básico (implantação e operação de SAA e SES) atuam em contribuição para que o planeta ultrapasse a fronteira dos seus limites naturais. A classe que repousa atenção nas oportunidades ambientais que os sistemas oferecem mais uma vez se apresenta como elemento propulsor para mudar a direção desse caminho.

Ainda que todas as classes de problemas guardem relações entre si em alguma medida, existem relações que são mais fortes e diretas. Consumo de energia elétrica e emissão de gases de efeito estufa, por exemplo, têm um maior potencial de

promover as mudanças climáticas. Já práticas de desperdício de água e ocupação de áreas com a estrutura física dos sistemas potencializam respectivamente escassez hídrica e a perturbação do habitat. Os contaminantes, por sua vez, podem comprometer o meio ambiente e a saúde humana por meio do uso de produtos químicos, formação de subprodutos tóxicos durante os processos de tratamento, gerenciamento inadequado dos resíduos e efluentes gerados, vazamento de esgoto bruto a partir do SES e ineficiência dos sistemas de tratamento. A Figura 2 explicita essas relações mais fortes e diretas, e não todas as relações existentes. Destaco que o problema de subaproveitamento das potencialidades do sistema não está representado na Figura 2 devido ao seu supracitado caráter diferenciado em relação aos demais problemas.

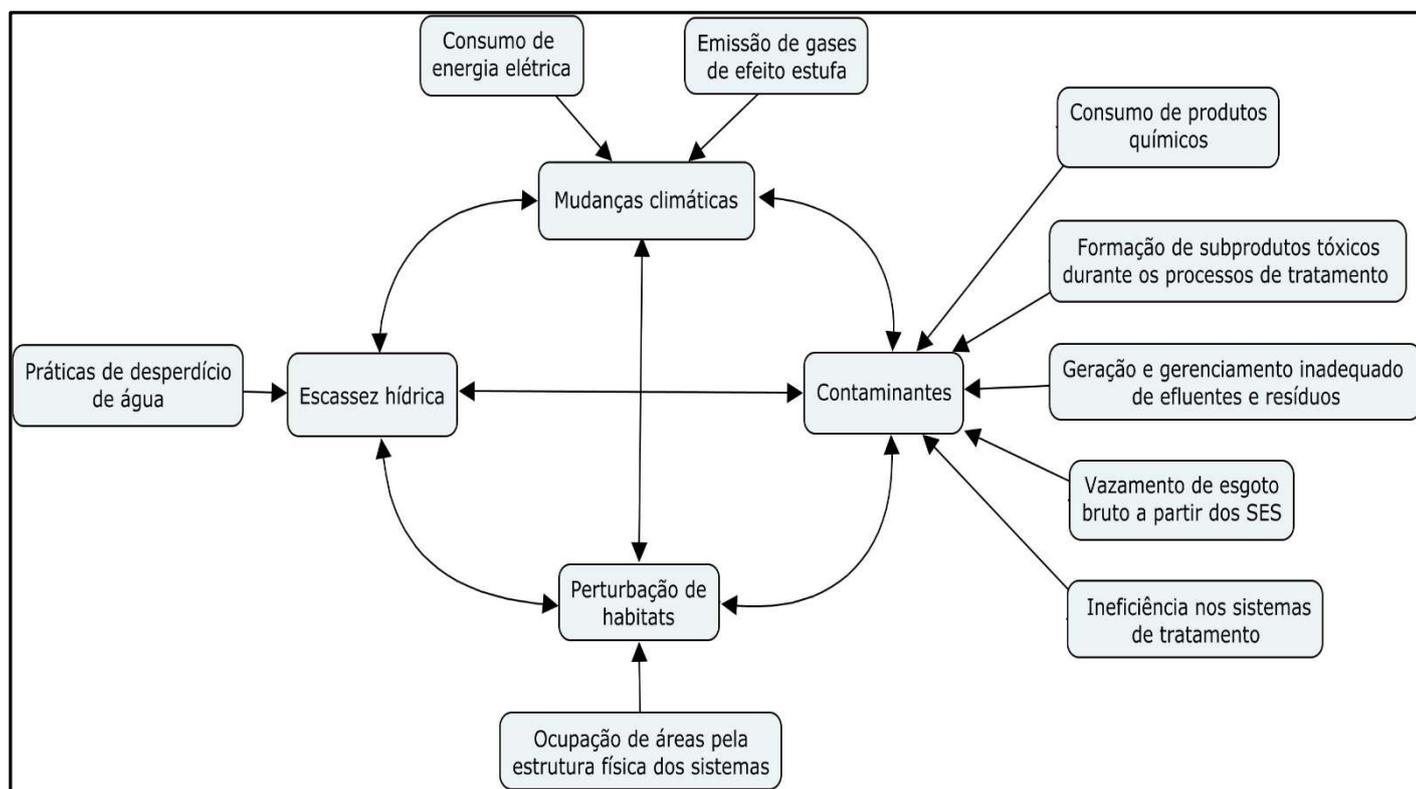


Figura 2 – Relações mais fortes e diretas entre as classes de problemas ambientais associados aos sistemas de saneamento básico

4 DISCUSSÃO

A seguir trago uma caracterização de cada uma das classes de problemas ambientais associados a SAA e SES, exponho causas que levam aos problemas e suas consequências. Considerando que a prática dos órgãos de gestão e controle ocorre por tipo de empreendimento (SAA ou SES), é importante distinguir a aplicação das classes de problemas sob a ótica de SAA ou SES. Por isso é feita em separado por tipo de sistema, a caracterização das classes que tem foco sobre os serviços de saneamento básico e foco sobre as oportunidades que os sistemas oferecem em matéria de meio ambiente. Reitero que o Material Suplementar 8 explicita para cada um dos códigos a sua relação com SAA, SES ou com ambos os sistemas.

Devido ao número elevado e grande heterogeneidade dos códigos que compõem a classe "contaminantes", esta foi subdividida em 7 subclasses, conforme descrito na Tabela 2. É válido pontuar que algumas dessas subclasses de contaminantes possuem ainda uma grande diversidade de códigos heterogêneos, como por exemplo: "contaminantes emergentes" (fármacos, pesticidas, disruptores endócrinos etc.), "poluentes orgânicos não emergentes" (matéria orgânica, poluentes orgânicos persistentes (POP), hidrocarbonetos etc.) e "poluentes inorgânicos não emergentes" (metais pesados, metais e metaloides tóxicos, íons radioativos etc). A lista completa com todos os códigos que refletem os contaminantes que formam cada uma dessas subclasses também é apresentada no Material Suplementar 8.

Em seguida busco propor encaminhamentos para a aplicabilidade deste trabalho dentro da atual realidade do INEMA. Para tanto, avalio o quanto o controle dos problemas ambientais levantados pela revisão da literatura científica encontra-se incorporado na prática do órgão e quais seriam os setores com atribuição voltada para atuar diante de cada um desses problemas. Com o intuito de iniciar uma discussão visando avançar em prol da minimização dos problemas, indico medidas que acredito serem viáveis e importantes para se alcançar esse objetivo.

4.1. Caracterização das classes de problemas ambientais identificados

A ordem de caracterização das classes se baseia na seguinte lógica: primeiro, apresento um problema que possui foco no ambiente alterado pelos serviços de saneamento básico e em seguida os problemas com foco na prestação dos serviços de saneamento básico (implantação e operação de SAA e SES) que possuem

relações mais fortes e diretas com a classe apresentada anteriormente. Repito essa lógica por 3 vezes, até que se esgotem as classes de problema cujo foco está no ambiente alterado pelos serviços de saneamento básico. Depois caracterizo o problema que tem como foco as substâncias que causam efeitos adversos ao ambiente e na sequência os problemas com foco prestação dos serviços de saneamento básico (implantação e operação de SAA e SES) que possuem relações mais fortes e diretas com o primeiro. Por fim, apresento o problema com foco sobre as oportunidades que os sistemas oferecem em matéria de meio ambiente. Merecem lembrança 2 aspectos: a) caracterizo as classes que tem como foco a prestação dos serviços de saneamento básico (implantação e operação de SAA e SES) e as oportunidades que os sistemas oferecem em matéria de meio ambiente sob a perspectiva distinta de SAA ou SES; b) caracterizo a classe "contaminantes" em consonância com as subclasses estabelecidas na Tabela 2.

Assim, a ordem de caracterização das classes de problemas ambientais relacionadas aos sistemas de saneamento básico é: "mudanças climáticas", "consumo de energia elétrica", "emissão de gases de efeito estufa", "perturbação do habitat", "ocupação de áreas pela estrutura física dos sistemas", "escassez hídrica", "práticas de desperdício de água", "contaminantes" ("micropoluentes", "contaminantes emergentes", "poluentes orgânicos não emergentes", "poluentes inorgânicos não emergentes", "nutrientes", "patógenos" e "sólidos"), "consumo de produtos químicos", "formação de subprodutos tóxicos nos processos de tratamento", "geração e gerenciamento inadequado de efluentes e resíduos", "vazamento de esgoto a partir do SES", "ineficiência nos sistemas de tratamento" e "subaproveitamento das potencialidades dos sistemas".

4.1.1. Mudanças climáticas

Apesar de comumente serem compreendidos como sinônimos, aquecimento global e mudanças climáticas distinguem-se em seus conceitos. Há evidências de que a escolha pelo uso de uma ou outra expressão pode ter base política (SOUTTER & MOTTUS, 2020). Enquanto o aquecimento global se refere ao processo de aumento da temperatura média dos oceanos e do ar atmosférico em todo o mundo em virtude de atividades humanas, sobretudo a queima de combustíveis fósseis que provoca a intensificação do efeito estufa (IPCC, 2018); as mudanças climáticas consistem em

mudanças de longo prazo nos padrões meteorológicos médios que passaram a definir os climas locais, regionais e globais do planeta Terra (NASA, 2020). Nos últimos 120 anos a superfície da Terra aqueceu mais de 0,6° C, com uma taxa de crescimento da temperatura mais significativa a partir das duas últimas décadas do século passado, quando os valores foram os maiores dos últimos 1.000 anos (WALTHER *et al.*, 2002). Como resultado do aumento da temperatura, o nível global do mar subiu cerca de 20 cm no século passado e nas últimas duas décadas a taxa de elevação é quase o dobro da do século passado, acelerando ano a ano (NEREM *et al.*, 2018). Além disso, mais de 10% da cobertura de neve e extensão de gelo do planeta derreteram desde o final dos anos 1960 (WALTHER *et al.*, 2002). O derretimento dos solos congelados, denominados *permafrost*, libera para a atmosfera carbono e metano que encontram-se concentrados neste solo, o que potencializa ainda mais o aquecimento global (SCHUUR *et al.*, 2015; YUMASHEV *et al.*, 2019).

Gases de efeito estufa como o metano e os óxidos de carbono e nitrogênio, emitidos principalmente a partir de atividades antropogênicas, são apontados como os principais responsáveis por este quadro. Os sistemas de saneamento básico contribuem direta e indiretamente com a emissão de gases de efeito estufa e, conseqüentemente, com o aquecimento global e as mudanças climáticas. Estas, por sua vez, podem alterar o regime de chuvas e reduzir a disponibilidade dos recursos hídricos, que são insumo básico do abastecimento de água e meio de suporte para diluição do esgoto tratado pelas ETE. Ademais, a maior temperatura no planeta influencia os processos biológicos que são a base dos sistemas convencionais de tratamento de esgotos e promove a formação de sulfeto de hidrogênio (gás tóxico, corrosivo e responsável por gerar mau cheiro) na rede coletora de esgotos (LAPLACE *et al.*, 2018). Assim, o aquecimento global e as mudanças climáticas comprometem sobremaneira o funcionamento dos serviços de saneamento básico, de modo que devem ser levados em consideração na elaboração dos instrumentos de planejamento do setor, no dimensionamento de projetos, estudos de concepção das alternativas locais e tecnológicas e na execução dos sistemas.

4.1.2. Consumo de energia elétrica

4.1.2.1. Consumo de energia elétrica pelos SAA

Os sistemas convencionais de abastecimento de água são altamente dependentes do consumo de energia elétrica, sobretudo nas etapas de captação e transporte, mas também no tratamento da água (SIDDIQI & ANADON, 2011; LEMOS *et al.*, 2013). A captação e o transporte usam energia elétrica no bombeamento realizado pelas estações elevatórias de água, sendo o consumo dependente da distância deste bombeamento, da vazão aduzida, da necessidade de transportar desníveis topográficos significativos e da profundidade do manancial, caso este seja subterrâneo (SIDDIQI & ANADON, 2011). Em ETA o consumo de energia aumenta significativamente a partir da aplicação de métodos específicos, como a desinfecção por sistema ultravioleta (ZHANG *et al.*, 2019); pelo emprego de práticas de dessalinização da água (SIDDIQI & ANADON, 2011); ou quando se faz um tratamento mais eficaz e direcionado para um determinado tipo de contaminante como, por exemplo, poluentes orgânicos persistentes (FALCIGLIA *et al.*, 2018). Estima-se que de 2 a 3% de toda a energia consumida no mundo seja oriunda de bombeamento e tratamento de água para residências e indústrias (ASE, 2002). No Brasil, dados levantados entre os anos de 2003 e 2015 dão conta que o consumo de energia elétrica por volume de água produzida é de aproximadamente 0,65 kWh/m³ (BARBOSA *et al.*, 2018). Considerando o elevado índice de perdas no processo de produção de água brasileiro, constatou-se que poderiam ser economizados entre 2003 e 2015 em média 4TWh/ano, caso o índice de perdas nos SAA fosse eliminado (BARBOSA *et al.*, 2018).

4.1.2.2. Consumo de energia elétrica pelos SES

Estudos baseados em Análise do Ciclo de Vida (ACV) indicam o consumo de energia elétrica como um dos principais impactos ambientais de SES, inclusive pela interface com outros impactos associados ao processo de produção dessa energia (GALLEGO *et al.*, 2008). Baseados na mesma lógica de veiculação hídrica dos SAA, os sistemas convencionais de esgotamento sanitário também dependem do consumo de energia elétrica nas etapas de coleta e transporte. Vazão recalçada, topografia e distância do bombeamento novamente são os indicadores mais importantes que regulam a demanda por energia elétrica nessas etapas. No tratamento são as técnicas mais sofisticadas e eficientes, como a necessidade de sistema de aeração e a remoção do nitrogênio, que potencializam o consumo de energia (GALLEGO *et al.*, 2008; FOLEY *et al.*, 2010). Diante de padrões de qualidade cada vez mais rigorosos para os efluentes tratados, há uma tendência crescente no consumo de energia pelos

SES derivada das ETE (LIU *et al.*, 2018; FOLEY *et al.*, 2010). Estima-se um consumo de até 0,6 kWh por m³ de esgoto tratado (MC CARTY *et al.*, 2011). Nos países desenvolvidos, por exemplo, os sistemas aeróbios de tratamento de esgoto consomem mais de 1,5% da demanda total de eletricidade (BEEGLE & BOROLE, 2018). Por outro lado, há alternativas de tratamento como as lagoas de estabilização, que independem do consumo de energia elétrica e são amplamente empregadas, sobretudo em locais de clima quente. Todavia, apesar da temperatura elevada aumentar a eficiência de tratamento das lagoas de estabilização, estas ainda assim, em comparação a outras tecnologias, têm uma eficiência de tratamento limitada diante de alguns parâmetros (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

4.1.3. Emissão de gases de efeito estufa

Parte da radiação infravermelha do sol que atinge a Terra é refletida ou reemitida pela sua superfície e pelas nuvens de volta para o espaço. Gases de efeito estufa são aqueles capazes de capturar essa radiação infravermelha, fazendo com que parte da mesma não se dissipe e fique retida na superfície terrestre, o que contribui para o aquecimento do planeta (OECD, 2014). São exemplos de gases de efeito estufa: óxidos de carbono, óxidos de nitrogênio, metano, perfluorcarbonos (PFC), hidrofluorcarbonos (HFC), hexafluoreto de enxofre (SF₆), dentre outros. O aquecimento global e as mudanças climáticas discutidos na seção 4.1.1 são as principais consequências globais das emissões de gases de efeito estufa. Em escala local, há o declínio na qualidade do ar. Por outro lado, como será discutido mais à frente na seção 4.1.14, esses gases de efeito estufa, especialmente o metano, têm forte potencial para geração de energia elétrica, o que significa que o poluente pode converter-se em insumo.

4.1.3.1. Emissão de gases de efeito estufa a partir de SAA

Como discutido no item 4.1.2.1, os SAA são dependentes do consumo de energia elétrica. Apesar do crescimento de fontes de energia renováveis nas últimas décadas, a matriz energética global ainda é majoritariamente dependente de combustíveis fósseis (WEC, 2016). Os SAA que usam energia elétrica produzida por esse tipo de matriz, portanto, geram um impacto ambiental indireto significativo derivado da emissão de gases de efeito estufa no processo de sua geração (AMOS *et al.*, 2018; TEODOSIU *et al.*, 2018). Os SAA também podem gerar tais gases

diretamente a depender do estado de eutrofização de seus reservatórios oriundos de barragens e utilizados como manancial: quanto maior a carga de nutrientes nesses corpos d'água, maiores os níveis de emissão (DEEMER et al., 2016).

4.1.3.2. Emissão de gases de efeito estufa a partir de SES

Assim como para os SAA, o consumo de energia elétrica proveniente da queima de combustíveis fósseis pelos SES gera um impacto indireto de emissão de gases de efeito estufa. Só nos Estados Unidos, estima-se que as ETE sejam responsáveis por adicionar anualmente mais de 21 milhões de toneladas de gases de efeito estufa na atmosfera, das quais até 80% podem ser emissões indiretas derivadas do consumo de energia elétrica (SHEN et al., 2015). Os SES também emitem gases de efeito estufa diretamente a partir das ETE (LEI et al., 2018). O tratamento convencional de esgoto normalmente é baseado na oxidação biológica da matéria orgânica, processo que gera os gases de efeito estufa como subprodutos (LIU et al., 2018). Em ambiente aeróbio, essa oxidação produz majoritariamente gás carbônico, ao passo que em ambiente anaeróbio predomina a produção de metano. Os gases são emitidos em quantidade proporcional ao tempo de retenção hidráulica do esgoto no sistema de tratamento (GUISASOLA et al., 2008). Quando o tratamento inclui nitrificação e desnitrificação, também é emitido o óxido de nitrogênio, o que significa que as emissões atmosféricas são potencializadas por uma maior eficiência de remoção do nitrogênio (STEIN, 2019; FOLEY et al., 2010; BORTOLI, et al., 2012). É importante destacar que além do esgoto, o lodo gerado no processo de tratamento também é fonte de emissão de gases de efeito estufa pelo mesmo princípio da oxidação biológica da matéria orgânica (JANSE et al., 2019).

4.1.4. Perturbação do habitat

Neste trabalho, ao usar o termo "perturbação do habitat" me refiro a qualquer processo de fragmentação, degradação ou perda do habitat. Na natureza, os ecossistemas e seus componentes são conectados através de uma variedade de vias físicas, biológicas e bioquímicas, que influenciam a biodiversidade e os processos ecológicos que norteiam a produtividade, os fluxos de energia, a composição das assembleias de espécies, a dinâmica de cadeia alimentar etc. (CROOK et al., 2015). A fragmentação representa uma interrupção física e/ou funcional desses fluxos que existem entre setores espaciais distintos do habitat. Em ecossistemas aquáticos de

água doce, a fragmentação de habitats prejudica a biodiversidade e pode ser fruto de poluição dos mananciais, supressão de vegetação de mata ciliar, aterramento de zonas ripárias, implantação de estruturas de regularização do fluxo hídrico, superexploração de água, entre outros (DUDGEON *et al.*, 2006; GEIST, 2011). Todos os exemplos citados podem ser decorrentes de sistemas de saneamento básico. Atualmente, a fragmentação e a perda do habitat são apontadas como as principais responsáveis pela degradação de ecossistemas, perda de processos ecológicos e biodiversidade em todo o mundo (WILSON *et al.*, 2016). Do ponto de vista antropocêntrico, os ecossistemas aquáticos fornecem serviços ecossistêmicos aos seres humanos como provisão de água e alimentos, regulação do clima, purificação e retenção de água (GRIZZETTI *et al.*, 2016). Estes também são perdidos ou tem sua capacidade minimizada com a perturbação dos habitats, uma vez que são regulados pelos processos ecológicos e a biodiversidade (EJEIAN *et al.*, 2018; GEIST, 2011).

Os sistemas de saneamento básico atuam em favor da perturbação do habitat de diversas formas, algumas delas temporárias, relacionadas às obras de implantação do empreendimento, e outras permanentes, relacionadas a ocupação de áreas, operação dos sistemas e suas ineficiências. É importante destacar que todos os problemas citados ao longo deste trabalho causam em alguma medida perturbação de habitats, sobretudo aqueles relacionados a ocupação de áreas pela estrutura física dos sistemas (item 4.1.5) e contaminação dos mananciais (item 4.1.8).

4.1.5. Ocupação de áreas pela estrutura física dos sistemas

No arcabouço jurídico internacional do campo ambiental, é comum a definição de espaços instituídos como áreas protegidas em função da sua relevância ecológica. Por vezes, no entanto, abrem-se possibilidades para a ocupação de áreas protegidas sob a justificativa de implantar empreendimentos enquadrados como de interesse social ou utilidade pública, como é o caso dos sistemas de saneamento básico (BRASIL, 2012). Nesses casos, restrições do ponto de vista ecológico podem ser impostas pelos órgãos ambientais de controle, que devem estudar alternativas locais para as unidades dos sistemas de saneamento básico a fim de conciliar o atendimento das demandas de abastecimento de água e esgotamento sanitário com a conservação de habitats, processos ecológicos, biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

4.1.5.1. Ocupação de áreas pela estrutura física de SAA

Barragens são estruturas físicas implantadas no leito regular dos rios para represar e armazenar água. Muitos SAA dependem dessas estruturas, executadas em locais de captação de água, a fim de regularizar o fluxo dos mananciais e garantir maior segurança ao abastecimento de água da população. As barragens, todavia, são responsáveis pela perda do habitat terrestre quando da sua implantação em função da inundação de áreas historicamente não alagadas. Emissão de gases de efeito estufa, condições anóxicas e excesso de nutrientes nos reservatórios de água são consequências comuns pós inundação e formação do lago da barragem (NILSSON *et al.*, 2005). Outro efeito das barragens é a modificação da dinâmica natural do ecossistema aquático, sobretudo pela redução do fluxo hídrico a jusante de onde estão instaladas (GENZ, 2006; HABETS *et al.*, 2018). Intrusão salina, redução na concentração de matéria orgânica e nutrientes na zona estuarina, alteração de ciclos biogeoquímicos e fragmentação de habitats são problemas resultantes desta redução de fluxo hídrico (GENZ, 2006; NILSSON *et al.*, 2005; FRIEDL & WÜEST, 2002). Esses efeitos podem ser consequência de grandes barragens, bem como do impacto cumulativo de vários pequenos barramentos (HABETS *et al.*, 2018). Em função de seu potencial para gerar impactos, as barragens são passíveis de controle ambiental e contam com marcos regulatórios bem estabelecidos, havendo no Brasil uma política nacional para regulamentar a segurança de barragens (BRASIL, 2010). Em contrapartida, devido a sua capacidade de reter a água, as barragens atuam em favor da redução do nível dos mares e oceanos, o que minimiza o impacto global do aumento no nível dos mares e oceanos resultante do aquecimento do planeta e do derretimento das geleiras (CHAO *et al.*, 2008). Apesar de não ter sido detectada nos artigos analisados, a ocupação de áreas em mata ciliar também pode acontecer por unidades de SAA, sobretudo aquelas relacionadas à estrutura de captação de água do sistema em mananciais superficiais.

4.1.5.2. Ocupação de áreas pela estrutura física de SES

Por vezes, a implantação de unidades de SES acontece na margem de rios (ALLEY *et al.*, 2018). As unidades mais problemáticas em relação à perturbação de habitats pela ocupação de áreas físicas normalmente são as estações elevatórias de esgotos. Como se localizam nos pontos de cota topográfica mais baixa do terreno, é comum que essas unidades ocupem a borda de corpos d'água (TSUTYIA &

SOBRINHO, 1999), interferindo em processos naturais de recarga hídrica pela impermeabilização do solo e suprimindo matar ciliar, o que contribui para processos erosivos no solo e assoreamento dos recursos hídricos, com consequente declínio das suas condições físicas – aumento da concentração de sólidos em suspensão, turbidez e cor, por exemplo. Em condições emergenciais decorrentes de problemas operacionais, as estações elevatórias também promovem a contaminação dos mananciais de água por meio do extravasamento de esgoto bruto para o meio ambiente, conforme será detalhado no item 4.1.12. Somados, esses fatores contribuem para a escassez hídrica e dificultam o tratamento de água promovido pelas ETA, exigindo mais recursos e produtos químicos como insumos, e gerando mais lodo, água de lavagem e resíduos de processo.

4.1.6. Escassez hídrica

A escassez hídrica é um problema de dimensão global que atinge um número cada vez maior de pessoas e territórios. Estima-se que em 2025 até dois terços da população mundial sofrerá *stress* hídrico e 1,8 bilhão de pessoas viverão em países ou regiões com total escassez de água (PNUMA, 2007). Os principais causadores da crise hídrica global são o aumento da demanda, sobretudo pelo crescimento populacional e pelo consumo industrial (incluído aqui a agroindústria de produção de alimentos), e as mudanças climáticas, estas últimas já discutidas no item 4.1.1. A água é o insumo básico fundamental para os SAA e a sua falta inviabiliza não só os sistemas, mas a própria vida humana. Consequência de múltiplos fatores estressores, a escassez hídrica compromete processos ecológicos e serviços ecossistêmicos de ecossistemas fluviais (NAVARRO-ORTEGA *et al.*, 2015). Práticas insustentáveis que resultam em desperdício de água contribuem sobremaneira para este quadro de esgotamento dos recursos hídricos. Para além da dimensão quantitativa, muitas vezes a escassez é resultado da má qualidade da água disponível, reflexo da contaminação dos mananciais, que aumenta os custos de tratamento da água para uso humano (CARPENTER *et al.*, 2018). Por outro lado, a escassez tende a potencializar a poluição ao concentrar os contaminantes e seus efeitos ecológicos deletérios e reduzir a disponibilidade de oxigênio no meio (PETROVIC *et al.*, 2011). A seguir, no item 4.1.7, detalho como sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário atuam em prol da escassez hídrica através de práticas de desperdício de água.

Ressalto que além dos exemplos trazidos abaixo, que contribuem diretamente para a escassez hídrica no aspecto quantitativo, todos os demais problemas citados ao longo deste trabalho, principalmente os decorrentes de deficiência ou ineficiência nos sistemas de saneamento básico, oferecem em certa medida algum tipo de contribuição para a escassez hídrica.

4.1.7. Práticas de desperdício de água

4.1.7.1. Práticas de desperdício de água em SAA

SAA se caracterizam por perdas de água tratada através de vazamentos nos sistemas de distribuição mesmo nos países desenvolvidos. Provocados especialmente pelo excesso de pressão, o que é mais comum em locais com significativa variação topográfica, os vazamentos também estão associados ao estado de conservação das tubulações, a qualidade da instalação executada e a existência de programas de monitoramento de perdas (BRASIL, 2019). Estima-se que, a cada ano, mais de 32 bilhões de m³ de água tratada são perdidos em todo o mundo, com uma média global de 35% de perdas, o que representa 14 bilhões de dólares em termos de custo anual para os operadores dos sistemas (FARLEY *et al.*, 2008). Em alguns países de baixa renda, essa perda pode chegar a até 60% da água fornecida (FARLEY *et al.*, 2008). No Brasil a média nacional foi de 38,5% no ano de 2018, um ponto percentual a mais que o Estado da Bahia (37,5%) e muito menor que o índice da região norte, que ultrapassa os 55% (BRASIL, 2019). Esse cenário é reflexo de baixo investimento em manutenção preventiva dos SAA, ineficiência no processo de controle de qualidade de obras e materiais, falta de agilidade e priorização no conserto de vazamentos e busca por vazamentos invisíveis, dificuldades na modernização de equipamentos e capacitação de equipes técnicas, dentre outros fatores (KUSTERKO *et al.*, 2018). Devido à limitação orçamentária, comum aos países que ainda convivem com passivo em relação a cobertura dos sistemas de saneamento básico, se observa uma priorização no sentido de sanar o déficit existente na cobertura dos serviços em prol da sua universalização, o que, via de regra, mobiliza a maior parte dos recursos disponíveis em detrimento das ações de manutenção (LEONETI *et al.*, 2011).

Naturalmente recomenda-se que os SAA sejam dimensionados e executados para operar de maneira contínua. No entanto, diante de um aumento na demanda por

água, fruto do crescimento populacional e de um cenário global de escassez hídrica cada vez mais impositivo, a prática do fornecimento de água intermitente tem se expandido bastante nos últimos anos, especialmente em regiões áridas e densamente povoadas de países em desenvolvimento (TOTSUKA *et al.*, 2004). Um sistema de distribuição de água caracteriza-se como intermitente quando o fornecimento do serviço se dá por período de tempo limitado, ou seja, não é contínuo ao longo do dia (ILAYA-AYZA *et al.*, 2017). Essa prática, no entanto, prejudica o gerenciamento do sistema pela necessidade de maior volume de armazenamento, diâmetros maiores nas tubulações e pressão insuficiente em áreas ou setores desfavoráveis da rede de distribuição (ILAYA-AYZA *et al.*, 2017). Além disso, ela é responsável por significativa deterioração da rede, o que resulta em eventos mais constantes de quebra com consequentes vazamentos e aumento no percentual de perdas de água (AGATHOKLEOUS *et al.*, 2017). Ademais, favorece a contaminação da água consumida pela população devido a vazamentos e quebras de tubulação e pela vulnerabilidade inerente ao necessário armazenamento de água por meio de reservatórios do próprio sistema e das unidades domiciliares (TOTSUKA *et al.*, 2004). Frente o exposto, resta demonstrado que a implantação do regime de intermitência na distribuição de água não só não é uma solução eficiente diante da escassez hídrica, como também contribui para o agravamento do problema e o aparecimento de outros.

O processo produtivo da água tratada, que vai desde a captação da água bruta até a distribuição da água tratada, possui uma significativa pegada de carbono. Assim, seu uso para fins menos nobres do que o consumo humano direto vem sendo bastante questionado ultimamente ao ser apontado como desperdício de recursos (AMOS *et al.*, 2018). Irrigação de culturas agrícolas, lavagem de equipamentos de ETA e meio de transporte para dejetos nos tradicionais SES baseados em veiculação hídrica são alguns exemplos de usos questionados (AMOS *et al.*, 2018; BRASIL, 2019; SENA & HICKS, 2018). Visando contrapor essa lógica, em um contexto onde o planeta clama pela prática da sustentabilidade, conceitos como saneamento ambiental e recuperação de recursos ganham força, assim como a busca por fontes alternativas de água como a captação de água de chuva e o reuso de efluentes tratados (item 4.1.14).

A superexploração de recursos hídricos, prática que vem crescendo em nível global, se caracteriza por uma captação de água superior à capacidade de recarga do

manancial, favorecendo o seu esgotamento (WADA *et al.*, 2010; GLEESON *et al.*, 2012). Ao acontecer próximo de regiões costeiras, favorece o processo de intrusão salina nos mananciais, comprometendo a sua qualidade (WADA *et al.*, 2010; JIA *et al.*, 2018). Associada principalmente a agricultura intensiva, processos produtivos industriais e impactos cumulativos, é apontada, ao lado da poluição dos corpos d'água e das mudanças climáticas, como o principal fator motivador da crise hídrica global. Causa também a degradação do habitat em ecossistemas aquáticos fluviais devido a sua fragmentação (FULLER *et al.*, 2015). Quando acontece associada ao abastecimento humano é tolerada sobretudo pela perspectiva do interesse social e da utilidade pública que regem SAA, dado o caráter de direito humano fundamental à água.

4.1.7.2. Práticas de desperdício de água em SES

A concepção de SES convencionais baseia-se em um sistema centralizado que utiliza a água como meio de suporte para veicular os dejetos humanos através de descargas hidráulicas, sistemas de bombeamento e por gravidade. A proporção de urina e fezes presente no volume total de esgoto bruto demonstra que este é composto basicamente por água (VON SPERLING, 2007), o que vem sendo questionado pelo excessivo volume gasto de água potável para um fim não nobre, por aumentar significativamente a quantidade de esgoto a ser gerenciada e tratada e por dificultar a recuperação de recursos disponíveis no esgoto (SENA & HICKS, 2018; WILSENACH & VAN LOOSDRECHT, 2006). Atualmente existem sistemas de descarga de volume reduzido que economizam alguns litros de água por acionamento, mas podem comprometer a capacidade de autolimpeza dos coletores prediais de esgotos (FILHO, 2009; ABES, 2009). Há ainda sistemas que realizam o transporte dos dejetos por tecnologia a vácuo, gastando apenas 1,2 litros de água por acionamento de descarga, o que reduz em cerca de 30% o consumo de água e conseqüentemente gera menos esgoto (FILHO, 2009). Outra opção para usar menos água são os sistemas descentralizados com segregação de águas residuais na fonte – separando águas negras e cinzas, por exemplo (ABES, 2009; KATO *et al.*, 2019). Buscando tratar os efluentes, reaproveitar os recursos e destinar adequadamente os rejeitos em nível local, essa alternativa minimiza o consumo de água pela redução da necessidade de transporte, favorece a recuperação de recursos e reduz o volume de esgoto a ser tratado (ABES, 2009; KATO *et al.*, 2019).

4.1.8. Contaminantes

A propagação de contaminantes a partir dos sistemas de saneamento básico é resultado da sua ineficiência. Numerosos e variados contaminantes estão presentes na água bruta e no esgoto, de modo que sistemas de saneamento básico precisam lidar com eles a todo instante, dado que sua função precípua é removê-los da água a ser distribuída e do efluente final a ser reaproveitado, lançado em corpos d'água receptores ou no solo. A falta de um gerenciamento adequado dos contaminantes favorece os processos de escassez hídrica, perturbação de habitats e mudanças climáticas, comprometendo a saúde humana e a conservação dos ecossistemas. SAA e SES podem ser fontes pontuais de contaminantes devido à ineficiência tecnológica, na implantação ou operacional dos sistemas de tratamento, vazamentos de esgoto bruto a partir das unidades dos SES, uso de produtos químicos, formação de subprodutos tóxicos nos processos de tratamento, gerenciamento e disposição final inadequados dos efluentes e resíduos gerados ao longo dos sistemas, ou ainda por carreamento de sedimentos e assoreamento dos mananciais provocado pela implantação de unidades dos sistemas.

4.1.8.1. Micropoluentes

Os micropoluentes se caracterizam pelas dimensões reduzidas e podem pertencer a qualquer uma das outras subclasses de contaminantes. Presentes nos mananciais de água e no esgoto, impõem dificuldades às respectivas estações de tratamento que, via de regra, não estão preparadas do ponto de vista da sua capacidade tecnológica para lidar com esse tipo de contaminante (SCHWARZENBACH *et al.*, 2006; TOSUN *et al.*, 2020; LUO *et al.*, 2014). Diante deste cenário, mostram-se presentes e persistentes nos sistemas de saneamento básico e ecossistemas – mananciais de água, seus sedimentos e organismos; água tratada consumida pela população; esgoto tratado que normalmente é disposto em corpos hídricos; lodo produzido nas ETE; águas residuais e resíduos de ETA. O microplástico é um tipo de micropoluente emergente orgânico que tem chamado bastante atenção nos últimos anos (WANG *et al.*, 2020; MAMMO *et al.*, 2020). Presente no esgoto doméstico principalmente pelo efluente de lavagem de roupas, se agrega ao lodo das ETE, persiste ao tratamento, adentra nos mananciais de água em meio ao esgoto

tratado e segue para as ETA, de onde são distribuídos para o consumo humano na água potável e retornam aos ecossistemas pelas águas residuais (BROWNE *et al.*, 2011; KOELMANS *et al.*, 2019). Os seguintes processos avançados de tratamento são recomendados para uma remoção mais alta e consistente dos micropoluentes: adsorção de carvão ativado, processos avançados de oxidação, nanofiltração, osmose reversa e biorreatores de membrana (LUO *et al.*, 2014).

4.1.8.2. Contaminantes emergentes

Contaminantes emergentes são poluentes biológicos com alto grau de patogenicidade e resistência ou químicos tóxicos e recalcitrantes, que tradicionalmente não eram considerados contaminantes e cujos meios de detecção e mecanismos de regulação são incipientes (GAVRILESCU *et al.*, 2015; KRZEMINSKI *et al.*, 2019; TEODOSIU *et al.*, 2018). Sua presença em proporção alarmante no meio ambiente é resultado de uma produção industrial cada vez maior e mais diversificada, associada a limitação ou ineficiência de sistemas de tratamento e restrições de conhecimento sobre esses contaminantes. Eles incluem pesticidas, retardadores de chama, polímeros, corantes, hormônios, produtos de higiene pessoal, adoçantes artificiais, plastificantes, disruptores endócrinos, nanopartículas, drogas ilícitas, fármacos / antibióticos e bactérias e genes de resistência a esses antibióticos (DHARUPANEEDI *et al.*, 2019; TEODOSIU *et al.*, 2018; JOO & AGGARWAL, 2018; MC CANCE *et al.*, 2018; GUPTA *et al.*, 2018; CAMPOS-MAÑAS *et al.*, 2018; JULINOVÁ *et al.*, 2018). Cada uma dessas classes de poluente inclui inúmeras substâncias, compostos e princípios ativos que são os contaminantes emergentes propriamente ditos. Assim como os micropoluentes, os contaminantes emergentes normalmente não são removidos em proporção significativa da água ou do esgoto nos processos convencionais de tratamento promovidos pelas ETA e ETE, o que faz com que frequentemente estejam presentes nos mananciais de água, água tratada, esgoto tratado e lodo de ETE (RODRIGUEZ-NARVAEZ *et al.*, 2017; DHARUPANEEDI *et al.*, 2019; KRZEMINSKI *et al.*, 2019; MARTÍN-POZO *et al.*, 2019; TEODOSIU *et al.*, 2018). Os contaminantes emergentes podem se degradar no meio ambiente ou nas estações de tratamento (ETA e ETE), originando os denominados subprodutos da transformação, que podem ser até mais tóxicos, persistentes e menos biodegradáveis do que os seus antecessores (FARRÉ *et al.*, 2008; TEODOSIU *et al.*, 2018). Quando presentes no esgoto, os contaminantes emergentes também comprometem o

tratamento biológico promovido pelas ETE por prejudicar o metabolismo dos microrganismos que atuam no processo (JOO & AGGARWAL, 2018; CUPRYS *et al.*, 2018).

Dentre os contaminantes emergentes, os antibióticos e pesticidas destacam-se por promover o surgimento de bactérias e genes cada vez mais resistentes aos seus efeitos (RODRIGUEZ-NARVAEZ *et al.*, 2017). A persistência de antibióticos em qualquer sistema favorece a proliferação desses genes de resistência e as ETE em especial podem funcionar como pontos de coleta e acumulação desses organismos resistentes provenientes de várias fontes, tornando-se um centro de disseminação da resistência a antibióticos para o meio ambiente (PRUDEN *et al.*, 2013; KRZEMINSKI *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2019; SHAO *et al.*, 2018).

4.1.8.3. Contaminantes orgânicos não emergentes

A matéria orgânica é um dos principais parâmetros utilizados para avaliar a qualidade da água de mananciais e efluentes, sobretudo por meio dos indicadores DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e DQO (demanda química de oxigênio), que refletem, respectivamente, a quantidade necessária de oxigênio para oxidar bioquímica ou quimicamente a matéria orgânica presente no meio. No esgoto doméstico, aproximadamente 75% dos sólidos em suspensão e 40% dos sólidos dissolvidos são de natureza orgânica – carboidratos, proteínas, óleos e graxas e compostos sintéticos como detergentes, fenóis e alguns contaminantes emergentes (METCALF & EDDY, 1994). Por isso, historicamente a poluição de corpos hídricos por excesso de matéria orgânica é atribuída aos despejos de esgoto doméstico, de modo que seus sistemas de tratamento foram projetados e dimensionados objetivando removê-la do efluente final. Ainda assim, as ETE convencionais, assim como as ETA, não conseguem ser eficientes na remoção de concentrações muito elevadas de DBO (LIPCZYNSKA-KOCHANY, 2018; GAUR *et al.*, 2018). Se no esgoto tratado a alta carga de matéria orgânica causa a poluição de mananciais, na água tratada sua presença é indesejada porque contribui para o surgimento de cor, sabor, odor e acidez na água distribuída (LIPCZYNSKA-KOCHANY, 2018). Considerando a capacidade de autodepuração dos corpos receptores, estes podem receber o efluente tratado com baixa concentração de matéria orgânica sem nenhum tipo de prejuízo aos seus usos (BRASIL, 2006). No entanto, devido ao caráter biológico do tratamento convencional

promovido pelas ETE, essas são capazes de garantir redução no nível de DBO, mas não são eficientes para remover compostos não biodegradáveis (SUSHMA & KUMARI, 2018; CAO et al., 2018), como os poluentes orgânicos persistentes (POP), hidrocarbonetos, detergentes / surfactantes e óleos e graxas. A presença desses compostos no esgoto, além de prejudicar a eficiência do tratamento pela sua persistência, o faz porque compromete o metabolismo dos microrganismos que atuam em prol da degradação biológica dos biodegradáveis (SUSHMA & KUMARI, 2018; SURESH et al., 2018). Há ainda a formação de subprodutos e produtos de transformação oriundos da degradação parcial desses químicos orgânicos e estes, assim como os compostos originais, também estão presentes no lodo de ETE, efluentes e resíduos de ETA (GAO et al., 2018).

Os POP são compostos resistentes à degradação por processos químicos, biológicos e fotolíticos, com meias-vidas longas em solos, sedimentos, ar ou biota, o que faz com que estejam propensos a transporte de longo alcance, bem como a se bioacumular em organismos e ao longo das cadeias alimentares (JONES & DE VOOGT, 1999; RITTER *et al.*, 2007). Os detergentes e óleos, por sua vez, são químicos orgânicos formados por cadeias de hidrocarbonetos altamente consumidos em ambiente doméstico e facilmente identificáveis em meio aquoso. Enquanto o primeiro grupo se destaca por promover a formação de espumas, o segundo mantém suas propriedades originais e não se mistura com a água. Como já mencionado acima, ambos comprometem o processo de tratamento do esgoto e a presença de óleos em unidades do SES, proveniente sobretudo do descarte do óleo de cozinha por essa via, pode também causar grande transtorno para a operação do sistema pelo entupimento das tubulações de rede coletora e interceptores, o que pode levar a extravasamento de esgoto bruto para o meio ambiente (SALAMA *et al.*, 2019).

4.1.8.4. Contaminantes inorgânicos não emergentes

A poluição por metais e metaloides tóxicos, dentre os quais os metais pesados, é apontada como um problema importante para os ecossistemas aquáticos. Os metais pesados (mercúrio, cádmio, chumbo, cromo, zinco etc.) são um grupo de elementos de elevado peso atômico, recalcitrantes, tóxicos, cancerígenos, não biodegradáveis e que tendem a se acumular nos organismos (FU & WANG, 2011). Essas características fazem dos metais pesados contaminantes inorgânicos bastante estudados no campo do tratamento de água e efluentes (BABEL & KURNIAWAN, 2003; WANG & CHEN,

2009). Ainda assim, não é rara a presença de metais tóxicos na água e esgotos tratados (LIM *et al.*, 2018; KHAN & MALIK, 2019), para além dos resíduos e efluentes dos processos de tratamento que também contém esses contaminantes (LIN *et al.*, 2018; MORALES-POLO *et al.*, 2018).

A salinização de mananciais de água é um fenómeno por meio do qual há um aumento excessivo na concentração de sais inorgânicos dissolvidos na água, com consequente queda de biodiversidade, alteração de funções ecológicas, perda de serviços ecossistêmicos e aumento de custo para o serviço de tratamento de água (CAÑEDO-ARGÜELLES *et al.*, 2016). Podem contribuir para esse aumento da concentração de sais no manancial a superexploração de água e o lançamento de esgoto tratado com elevada concentração de sais (CAÑEDO-ARGÜELLES *et al.*, 2016; WEN *et al.*, 2018; TAHERAN *et al.*, 2018). Independente do processo de salinização, os sais que devem ser regulados na água e no esgoto por conta do seu potencial tóxico e/ou carcinogênico são o cianeto, bromato, perclorato e sulfeto (GUPTA *et al.*, 2018; KUMKRONG, *et al.*, 2018; SHARMA *et al.*, 2018; GILLEGALK *et al.*, 2018). O sulfato, por sua vez, é tóxico para organismos aquáticos e, apesar de não o ser para humanos, em altas concentrações tem potencial laxante e altera os níveis de meta-hemoglobina e sulfemoglobina no corpo; ademais, seu potencial corrosivo pode ocasionar a liberação de metais tóxicos nas tubulações de distribuição de água tratada (RUNTTI, *et al.*, 2018; PORTUGAL, 2011).

Os códigos resgataram ainda os seguintes contaminantes inorgânicos presentes na água e no esgoto: íons radioativos, boro e selênio (ISLAM *et al.*, 2018; KUMKRONG, *et al.*, 2018; FENG *et al.*, 2018). Enquanto os primeiros podem causar queimadura na pele, mutações genéticas e danos irreversíveis às células, os demais são, respectivamente, um semimetal e um não metal com potencial toxicidade. O ferro, por sua vez, quando presente na água causa problemas nos SAA, visto que corrói tubulações e precipita ocasionando o entupimento das tubulações, o que pode comprometer o abastecimento da população (LYTLE & SNOEYINK, 2002; SARIN *et al.*, 2004; JIA *et al.*, 2018). A corrosão pode destruir o tubo, consumir oxidantes e desinfetantes na água, aumentar a energia necessária para fornecer água, apoiar o crescimento de biofilme e produzir a suspensão de partículas de ferro que dão a água potável uma coloração indesejada (SARIN *et al.*, 2004). Elevação de turbidez e sabor metálico são outros efeitos indesejados decorrentes da presença do ferro na água

tratada (RAHMAN & GAGNON, 2014). A presença do ferro em si na água não representa um risco conhecido para saúde humana, mas sua superfície pode adsorver impurezas como metais tóxicos, compostos orgânicos e microrganismos, esses sim potencialmente prejudiciais à saúde (LYTLE & SNOEYINK, 2002).

O flúor é um elemento extremamente reativo que ocorre naturalmente no solo, ar, mananciais de água, plantas e animais (HARRISON, 2005), especialmente em regiões onde há atividade geotérmica ou vulcânica (CAMARGO, 2003). As principais fontes antropogênicas de aporte de flúor na natureza são as indústrias de alumínio, cerâmica, vidro e fertilizantes, que contribuem sobremaneira para o flúor detectado nas regiões onde suas concentrações são mais significativas e representam grave risco ecológico para organismos aquáticos (algas, plantas aquáticas, invertebrados e peixes) por sua toxicidade (CAMARGO, 2003; SANTOS *et al.*, 2013). Tóxico também para animais e plantas terrestres (SANTOS *et al.*, 2013; CHOUBISA, 2017), em humanos o flúor vem sendo usado historicamente como medida de saúde bucal no combate à cárie dentária (AOBA & FEJERSKOV, 2002; PETERSEN & LENNON, 2004). No século XX, principalmente a partir da segunda metade, alguns países passaram a introduzir o flúor na água potável distribuída através dos SAA para controlar a cárie dentária (HARRISON, 2005; PIZZO *et al.*, 2007). Apesar de alcançar resultados positivos neste sentido, a fluoretação da água também se mostrou responsável por alavancar o número de casos de fluorose dentária – manchas nos dentes (HARRISON, 2005; LEVY, 2003). Diante dessa constatação, de estudos que demonstram ser desnecessária a aplicação de flúor em SAA (PIZZO *et al.*, 2007) sobretudo pelo crescimento no número de produtos de higiene bucal que o incorporaram na sua composição e de outros possíveis riscos à saúde associados a um consumo excessivo de flúor – saúde óssea, câncer, efeitos renais, neurológicos, imunológicos e na reprodução – países como Alemanha, Suécia e Holanda, que faziam aplicação de flúor na água tratada suspenderam esta prática. Os outros riscos à saúde para além da fluorose são controversos e dividem a opinião dos cientistas: enquanto alguns defendem sua materialidade, outros consideram que não há evidências confiáveis que os relacionem ao consumo excessivo de flúor (MC DONAGH, 2000; HARRISON, 2005; PETERSEN & LENNON, 2004; CHENG *et al.*, 2007).

4.1.8.5. Nutrientes

A poluição de ecossistemas aquáticos pelo excesso de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, é bastante grave sobretudo pela série de consequências em cadeia que acarreta. Produção e uso de fertilizantes e o esgoto doméstico são as principais fontes antropogênicas que contribuem para a superconcentração de nutrientes nos corpos hídricos, com potencial tóxico para afetar a sobrevivência de organismos aquáticos e capaz de desencadear processos de eutrofização e acidificação dos mananciais (CAMARGO & ALONSO, 2006; VENKITESHWARAN *et al.*, 2018; YE *et al.*, 2018). Por isso, considerando que nutrientes são expelidos naturalmente através das excretas humanas, é importante removê-los durante o processo de tratamento de esgoto a fim de evitar consequências drásticas ao meio ambiente (YE *et al.*, 2018; HU *et al.*, 2012; CARPENTER *et al.*, 2018). Não é raro, todavia, a presença de nutrientes em excesso no esgoto tratado, o que pode ser fruto de problemas operacionais nas ETE ou da ausência de dispositivos específicos para remoção de nutrientes nesses equipamentos (VENKITESHWARAN *et al.*, 2018; YAMASHITA & YAMAMOTO-IKEMOTO, 2014). Por outro lado, quanto maior a eficiência de remoção do nitrogênio, maiores também são as taxas de emissão dos gases de efeito estufa (óxidos de nitrogênio) a partir da ETE devido aos processos de nitrificação e desnitrificação (STEIN, 2019; FOLEY *et al.*, 2010; BORTOLI, *et al.*, 2012).

A acidificação de mananciais de água é o fenômeno de redução do pH do ambiente a valores que o caracterizam como ácido, com consequências adversas sobre organismos produtores primários e secundários e significativo empobrecimento biótico, especialmente de invertebrados e peixes (CAMARGO & ALONSO, 2006). Apesar de ser mais estudada em oceanos, as maiores taxas anuais de redução de pH são observadas em ecossistemas de água doce (WEISS *et al.*, 2018). Historicamente, a acidificação de rios e oceanos é fortemente associada a chuvas ácidas, formadas principalmente por óxidos de enxofre e nitrogênio resultantes de emissões atmosféricas industriais (SCHINDLER, 1988; STODDARD *et al.*, 1999). Com a redução do nível de emissão de óxidos de enxofre desde o final do século passado, atualmente a poluição por nitrogênio inorgânico, não só advindo de deposição atmosférica, é apontada como a principal contribuinte para a acidificação dos mananciais de água doce (CAMARGO & ALONSO, 2006). Se necessário, o

tratamento da água bruta promovido pelas ETA deve contar com uma etapa de correção do pH a fim de garantir a distribuição de uma água de potencial neutro para a população, conforme recomendação dos padrões de potabilidade – no Brasil estabelecido pelo Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 05/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017). Mesmo com essa recomendação, observam-se casos de distribuição de água ácida que podem ser ocasionados por diversos fatores: incapacidade das tecnologias convencionais de ETA de lidar com alguns tipos de ácidos como os polifluoralquilados (ESCHAUZIER, 2012); formação de ácidos durante o processo de tratamento da água, como os ácidos haloacéticos formados a partir da desinfecção da água com cloro (MALLIAROU *et al.*, 2005); acidez natural ou antrópica da água bruta. A Organização Mundial de Saúde, no entanto, não reconhece nenhum efeito direto à saúde humana decorrente da acidez da água, mas sinaliza para efeitos indiretos ocasionados por ineficiência na desinfecção ou pela corrosão de tubulações, que se intensificam à medida que a acidez é maior (OMS, 2007). Ainda assim, há quem aponte consequências prejudiciais, como uma maior probabilidade de desenvolver diabetes tipo 1, devido ao consumo de água ácida (STENE *et al.*, 2002).

A disponibilidade de nutrientes em excesso nos mananciais também leva à proliferação de organismos produtores primários como algas, macrófitas, fitoplânctons e cianobactérias, com efeitos ecológicos e toxicológicos (CAMARGO & ALONSO, 2006; BROOKS & CAREY, 2011). O aquecimento global contribui de maneira secundária para esse processo (JANSSEN *et al.*, 2019). Denominada eutrofização, esse fenômeno compromete o habitat, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos porque reduz a disponibilidade de oxigênio no meio, favorece o aparecimento de ecotoxinas – dentre as quais as cianotoxinas, eleva a cor e a turbidez do manancial e pode gerar mau cheiro (VENKITESHWARAN *et al.*, 2018; JANSSEN *et al.*, 2019). As cianotoxinas são metabólitos secundários produzidos pelas cianobactérias com efeito tóxico sobre os mamíferos, inclusive humanos, por afetar os sistemas hepatopancreático, digestivo, endócrino, dérmico e nervoso (PAERL & OTTEN, 2013). Além disso, podem produzir cor, sabor e odor indesejáveis. Frente essas características, espera-se que cianobactérias e cianotoxinas sejam removidas da água durante o seu processo de tratamento (MEREL *et al.*, 2013; MASSEY *et al.*, 2018).

Compostos nitrogenados também precisam ser removidos da água tratada nas ETA porque tendem a se oxidar formando nitrato, que pode desencadear metemoglobinemia (síndrome do bebê azul), câncer, problemas gástricos e mal de Parkinson (KHAN & MALIK, 2019; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2018; ALAHI & MUKHOPADHYAY, 2018; CARPENTER *et al.*, 2018). A amônia também precisa ser removida para garantir o padrão organoléptico da água potável (BRASIL, 2017). No caso das ETE, uma perspectiva de economia circular e recuperação de recursos enxerga a presença de compostos nitrogenados e fósforo no esgoto como uma oportunidade de obtenção de nutrientes (item 4.1.14). Entretanto, se a perspectiva for de fim de tubo, como é o mais usual, com o lançamento do efluente tratado em um corpo d'água receptor, o objetivo, como já colocado acima, deve ser a remoção desses nutrientes.

4.1.8.6. Patógenos

Os patógenos (vírus, bactérias, protozoários, helmintos, fungos etc.), organismos infecciosos capazes de causar doenças em um hospedeiro, são ainda hoje agentes causadores de diversos óbitos anualmente ao redor do mundo, sobretudo de crianças em regiões pobres (ARNONE & WALLING, 2007). Atualmente a situação é ainda mais grave por conta do surgimento dos denominados patógenos emergentes, que são novas cepas ou sorotipos de patógenos conhecidos anteriormente, porém mais resistentes e com efeito mais prejudicial sobre os hospedeiros (KHAN & MALIK, 2019). Como muitos patógenos têm origem fecal, estão naturalmente presentes em alta concentração no esgoto, o que impulsiona índices significativos de contaminação da população em áreas que não contam com cobertura de sistema de esgotamento sanitário. Como é bastante comum a veiculação dos patógenos por meio hídrico, constituem-se em parâmetro de qualidade importante para as ETA e ETE (TAHERAN *et al.*, 2018), sendo coliformes termotolerantes ou *E. coli* o seu principal indicador para avaliar contaminação fecal (ARNONE & WALLING, 2007; PAYMENT & LOCAS, 2011). Apesar do uso de equipamentos de tratamento projetados, dimensionados e executados objetivando a remoção de patógenos, não é rara a contaminação da água ou do esgoto tratado com esses organismos, o que pode acontecer por acidente, falha na operação ou limitação tecnológica das unidades do tratamento. Tecnologias convencionais de ETE, por exemplo, não conseguem remover de maneira eficiente alguns vírus entéricos, considerados patógenos

emergentes (SYMONDS *et al.*, 2018). Nas ETA os oocistos de *Cryptosporidium* são resistentes à desinfecção da água com cloro (NICHOLS *et al.*, 2018). Algumas características dos sistemas de distribuição de água favorecem a disseminação de patógenos: a baixa concentração de cloro residual na rede de distribuição, que é comum especialmente em seus trechos finais; a necessidade de armazenamento da água tratada em reservatórios; e a formação de biofilme microbiano, que é uma fina película biológica derivada da fixação e da multiplicação dos microrganismos, que se forma no interior das tubulações de distribuição de água (PARKERS & HOTA, 2018; BABIC, 2018; JOO & AGGARWAL, 2018; BRASIL, 2006). Em meio ao biofilme, os patógenos são mais resistentes ao tratamento por desinfecção e podem ocasionar cor, sabor e odor na água tratada (SHAW *et al.*, 2014). Além disso, o biofilme pode corroer as tubulações e reduzir o seu diâmetro útil, levando a um aumento da demanda por energia elétrica (SHAW *et al.*, 2014). Os patógenos também estão presentes nos efluentes e lodo de ETE e ETA, o que demanda cuidado e atenção especial no gerenciamento desses resíduos (FALCIGLIA *et al.*, 2018; MORALES-POLO *et al.*, 2018).

4.1.8.7. Sólidos

Os protocolos de qualidade da água e de esgotos incorporam os sólidos como um indicador de qualidade importante. No saneamento básico, todos os contaminantes, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos (VON SPERLING, 2005), que representam toda a matéria que permanece como resíduo após evaporação, secagem ou calcinação a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado (PIVELI, 2011). Presentes em grande concentração no esgoto doméstico bruto, os sólidos precisam ser removidos nas ETE porque sua entrada no corpo hídrico pode alterar as condições físicas do ecossistema local, elevando a cor e a turbidez do meio, o que dificulta a penetração de raios solares e a realização da fotossíntese, com consequente redução da disponibilidade de oxigênio e prejuízo aos organismos aquáticos (VON SPERLING, 2005; SOARES *et al.*, 2018). Em virtude disso, as ETE convencionais foram originalmente projetadas para remover matéria orgânica e sólidos em suspensão (DESBIOLLES *et al.*, 2018). O lançamento do efluente tratado, entretanto, não é a única fonte antrópica de sólidos para os mananciais de água. A própria implantação da estrutura física de unidades dos sistemas de saneamento básico em áreas de mata ciliar ao largo de corpos d'água

favorece processos erosivos no solo e o carreamento de sedimentos para o leito dos rios. O lançamento irregular da água de lavagem de filtros e decantadores de ETA também aporta quantidade significativa de sólidos nos mananciais de água (CAMPOS, 2015). A atuação sinérgica desses e outros fatores acarreta o processo de assoreamento que impacta negativamente vários rios ao redor de todo o mundo. Esse cenário impõe às ETA uma eficiência cada vez maior na remoção desses sólidos durante o processo de tratamento de água, que historicamente, assim como as ETE, é projetada para remover precipuamente sólidos, matéria orgânica e patógenos (TEODOSIU *et al.*, 2018). A presença de sólidos na água tratada é associada ao aparecimento indesejado de cor, sabor e odor (VON SPERLING, 2005).

4.1.9. Consumo de produtos químicos

4.1.9.1. Consumo de produtos químicos pelas ETA

O processo convencional de tratamento de água normalmente inclui as etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção da água (STACKELBERG *et al.*, 2004; AHMADI & TIRUTA-BARNA, 2015). Inerente ao processo, o uso de produtos, combinações e misturas químicas se dá para coagulação, floculação, ajuste de pH, precipitação, controle de corrosão e incrustação, abrandamento e sequestro de íons, desinfecção e oxidação, controle de algas, fluoretação, defluoretação, decloração, adsorção e remoção de cor, sabor e odor (ABNT, 2017). O problema, entretanto, é que esses produtos químicos podem gerar subprodutos tóxicos durante o processo de tratamento (item 4.1.10), introduzir características indesejadas ou prejudiciais à saúde humana na água tratada, ou ainda produzir resíduos e efluentes com potencial tóxico (SHANNON *et al.*, 2008) (item 4.1.11). É comum, por exemplo, o potencial tóxico da água de lavagem dos filtros e decantadores e do lodo gerado nas ETA, em função do uso de produtos à base de alumínio como coagulante. Ainda assim, é usual o descarte irregular dessas águas residuais diretamente no meio ambiente sem nenhum tipo de tratamento prévio (CAMPOS, 2015; SOARES *et al.*, 2018). O uso de cloro gás como desinfetante, por sua vez, expõe operadores do sistema ao risco de morte. Além do consumo de químicos em ETA, produtos aplicados diretamente nos mananciais para correção emergencial de problemas como o controle de cianobactérias e cianotoxinas, por

exemplo, também são cada vez mais frequentes. Exemplos são a recente aplicação de carvão ativado no Rio Guandu, manancial da ETA do Guandu, considerada pelo *Guinness Book* em 2007 a maior do mundo em produção contínua e responsável por abastecer 80% da região metropolitana da cidade do Rio de Janeiro; e a aplicação de hidróxido de alumínio cationizado e argila modificada enriquecida com lantânio (phoslock) na barragem Joanes I (INEMA, 2015; MAIA *et al.*, 2017), responsável junto com a barragem de Ipitanga I por abastecer 40% dos reservatórios de água tratada da cidade de Salvador (MAIA *et al.*, 2017).

4.1.9.2. Consumo de produtos químicos pelas ETE

Dado que a maioria das ETE tem o seu funcionamento pautado em processos biológicos, o uso de produtos químicos nessas unidades é menos comum do que em ETA. Quando utilizados, os produtos químicos se prestam a corrigir o pH, atuar como coagulante, floculante ou agente antiespuma, controlar odores e a corrosão nas tubulações (DIAZ *et al.*, 2012; LIU *et al.*, 2013; HENRIQUE & MAZIVIERO, 2017; BRANDT *et al.*, 2017). Em ETE que não operam por mecanismos biológicos ou nas que incluem a remoção de contaminantes não biodegradáveis e persistentes, é mais comum o uso de produtos químicos. A remoção avançada de nutrientes e matéria orgânica frequentemente também requer adição química suplementar (FOLEY *et al.*, 2010; LIU *et al.*, 2013). Nas análises ambientais é recomendável que seja considerado também os impactos negativos associados à fabricação e transporte dos produtos químicos, que geralmente são negligenciados (FOLEY *et al.*, 2010). Assim como as ETA, as ETE também geram subprodutos tóxicos a partir da desinfecção do esgoto com base em produtos químicos (item 4.1.10).

4.1.10. Formação de subprodutos tóxicos no processo de tratamento

4.1.10.1. Formação de subprodutos tóxicos em ETA

No tratamento da água, os subprodutos tóxicos podem se formar a partir da transformação de compostos químicos ou matéria orgânica e inorgânica presentes na água bruta, motivado por reações biológicas ou pela adição de produtos químicos no processo de tratamento. É comum a transformação e potencialização dos níveis de toxicidade de contaminantes químicos durante os processos de oxidação (CHARUAUD *et al.*, 2019). Atualmente, o caminho da formação, a estrutura química

e os possíveis impactos à saúde humana desses subprodutos não são bem conhecidos (WANG & HELBLING, 2016). Os exemplos mais comuns e estudados de subprodutos tóxicos formados em ETA são aqueles oriundos da desinfecção por cloro, especialmente tri-halometanos e ácidos haloacéticos (SHARMA *et al.*, 2018). Ainda assim, considerando que o cloro é um oxidante não seletivo, ele reage com a matéria orgânica e com os compostos orgânicos antropogênicos formando uma grande diversidade de subprodutos, muitos dos quais desconhecidos ou pouco estudados (WANG & HELBLING, 2016). Os subprodutos da desinfecção da água podem ainda induzir uma maior proliferação de bactérias e genes de resistência a antibióticos (SHAO *et al.*, 2018). Mais recentemente têm ganhado destaque os subprodutos da transformação de contaminantes emergentes, que podem ter efeito ainda mais tóxico que o próprio contaminante original e podem ter sua presença mascarada pela dificuldade de identificação desses subprodutos, muitas vezes desconhecidos – o próprio contaminante original por vezes ainda não foi estudado profundamente (CHARUAUD *et al.*, 2019). Quando presentes na água tratada, esses subprodutos tóxicos formados nas ETA podem ocasionar sérios problemas de saúde de ordem carcinogênica, teratogênica ou mutagênica aos consumidores (SHARMA *et al.*, 2018). A regulamentação desses contaminantes nas normativas de padrão de potabilidade e controle da qualidade da água tem se mostrado frágil, sobretudo pelo baixo número de parâmetros avaliados (ALEXANDROU *et al.*, 2018).

4.1.10.2. Formação de subprodutos tóxicos em ETE

Em ETE, os subprodutos tóxicos costumam se formar devido à degradação biológica parcial de contaminantes químicos (KRZEMINSKI *et al.*, 2019) ou pelo processo de desinfecção com o uso produtos químicos como o cloro, que reage com a matéria orgânica e contaminantes orgânicos antropogênicos resultando em tri-halometanos, ácidos haloacéticos, dentre outros subprodutos (DHARUPANEEDI *et al.*, 2019; HENAO *et al.*, 2018). Nesse sentido, é importante manter uma baixa concentração de orgânicos antes de desinfetar o esgoto com produtos químicos (EJEIAN *et al.*, 2018). É comum que os subprodutos de transformação sejam ainda mais persistentes que os compostos originadores, o que compromete ainda mais a eficiência do processo de tratamento de esgoto (GU *et al.*, 2018). Quando presentes no esgoto tratado, os subprodutos chegam aos ecossistemas aquáticos e acarretam efeitos tóxicos e mutagênicos nos organismos do meio (HENAO *et al.*, 2018). A

presença desses subprodutos no efluente final desperta preocupação e demanda cuidados que devem ser expressos em marcos regulatórios rigorosos de reutilização do esgoto tratado. O tratamento do lodo gerado nas ETE também pode contribuir para a formação de subprodutos tóxicos, sobretudo quando do uso de coagulantes de sal inorgânicos e floculantes poliméricos orgânicos sintéticos, que são eficientes na desidratação do lodo, mas resultam em poluição secundária (WEI *et al.*, 2018). A situação da regulamentação dos subprodutos gerados nas ETE é ainda mais crítica do que para as ETA, não sendo incomum a inexistência de marcos legais ou instruções normativas de referência (ALEXANDROU *et al.*, 2018).

4.1.11. Geração e gerenciamento inadequado de efluentes e resíduos

4.1.11.1. Geração e gerenciamento inadequado de efluentes e resíduos em SAA

O tratamento convencional de água naturalmente gera resíduos que concentram as impurezas retidas durante o seu processo, sendo o lodo dos decantadores e os efluentes dos filtros os principais em quantidade e toxicidade potencial (ACHON *et al.*, 2013; SCALIZE, 2003). A quantidade total gerada é diretamente proporcional à quantidade de produtos químicos utilizados pelas ETA (MATILAINEN *et al.*, 2010) e aumenta com o decaimento da qualidade da água bruta proveniente dos mananciais. Vários estudos demonstram a presença de concentrações significativas de diversos poluentes (metais pesados, POP, sólidos, patógenos etc.), inclusive emergentes (fármacos, pesticidas, retardadores de chama, plastificantes, esteroides etc.), nos resíduos supracitados (SCALIZE, 2003; STACKELBERG *et al.*, 2007; TAHERAN *et al.*, 2018; DESBIOLLES *et al.*, 2018). Nos países em desenvolvimento são comuns práticas de gestão e gerenciamento inadequadas que resultam no lançamento indevido da água de lavagem dos filtros e do lodo dos decantadores de ETA no meio ambiente, em especial nos corpos d'água. Estudos compilados por ACHON *et al.* (2013) revelam que Estados Unidos e Reino Unido dispõem indevidamente em mananciais de água apenas 11% e 2%, respectivamente, de todo o lodo gerado em suas ETA, ao passo que no Brasil, mesmo na região sudeste, reconhecidamente privilegiada em relação às demais regiões do país em matéria de saneamento básico, esse percentual pode ultrapassar em muito

os 50%. Ao ser disposto indevidamente no meio ambiente, o lodo de ETA pode causar efeitos negativos no solo (salinização, acúmulo de metais, lixiviação de nitrato), na água (elevação da turbidez, conseqüente comprometimento dos processos fotossintéticos, elevação da matéria orgânica) e na flora e fauna aquáticas (SOARES *et al.*, 2018).

4.1.11.2. Geração e gerenciamento inadequado de efluentes e resíduos em SES

Os resíduos gerados em SES incluem sólidos retidos em equipamentos de gradeamento, areia e lodo, sendo este último subproduto do processo de tratamento e mais significativo em termos de volume e necessidade de cuidados no manuseio e descarte, dado seu potencial poluidor (FYTILI & ZABANIOTOU, 2018). As estações elevatórias de esgoto, via de regra, contam com gradeamento e caixa de areia a montante do poço de sucção onde se dá o bombeamento, a fim de preservar as bombas (TSUTYIA & SOBRINHO, 1999). Responsáveis por remover, respectivamente, sólidos de grandes dimensões e areia, os equipamentos passam por constantes operações de limpeza executadas na rotina operacional do sistema. É comum que a periodicidade dessas ações seja diária e o material removido disponibilizado para o sistema municipal de coleta de resíduos sólidos, que o encaminha para a área de disposição final do município. Nas ETE, por sua vez, além desse material retido em grades e caixa de areia, é produzida grande quantidade de lodo caracterizado pelo alto teor de umidade e por conter diversos poluentes, como metais pesados, patógenos e poluentes orgânicos (ZHANG *et al.*, 2020). Mais recentemente, diversos estudos têm relatado também a presença de contaminantes emergentes, como fármacos, substâncias derivadas de produtos de higiene pessoal, pesticidas, retardadores de chama, polímeros, nanopartículas e drogas ilícitas no lodo de esgoto (MARTÍN-POZO *et al.*, 2019; PANTELAKI & VOUTSA, 2019; MADIKIZELA *et al.*, 2018). Devido à exigência de padrões cada vez mais rigorosos em relação a qualidade do efluente produzido pelas ETE, é crescente o volume de lodo produzido ao redor do mundo (SWIERCZEK *et al.*, 2018). Diante desse aumento de volume e nível de contaminação do lodo, impõe-se a necessidade de uma regulamentação eficiente sobre o seu gerenciamento e a sua disposição final, o que inexistente em muitos países (SWIERCZEK *et al.*, 2018). Impõem-se também práticas de aproveitamento das potencialidades desse lodo (item 4.1.14).

4.1.12. Vazamento de esgoto bruto a partir dos SES

Apesar do vazamento de esgoto ser um problema intrínseco aos SES, ele também possui relação com SAA visto que compromete a qualidade dos mananciais e, conseqüentemente, impõe maiores dificuldades técnicas, operacionais e aumento de custo ao processo de tratamento de água. O extravasamento de esgoto bruto do SES para o meio ambiente tem como principais causas a falta de manutenção no sistema, equipamentos subdimensionados (muitas vezes porque novas ligações não planejadas foram incorporadas ao sistema), infiltração de águas pluviais no sistema e principalmente o bloqueio ou quebra de tubulações (EPA, 1996; NRMMC, 2004). Esse extravasamento pode ocorrer a partir de tubulações ou acessórios danificados da rede coletora, dos poços de visita da rede coletora, quando esta se encontra entupida, e principalmente das estações elevatórias de esgoto, em razão de defeitos no sistema de bombeamento associados à ausência de equipamentos de reserva ou quedas de energia elétrica associadas a ausência de dispositivos de segurança, como geradores e tanques pulmão. Os vazamentos de esgoto por entupimento nas tubulações são mais comuns nos tubos de menor diâmetro e decorrem principalmente: da falta de limpeza adequada na rede coletora, que provoca o acúmulo de sedimentos e impede o fluxo do esgoto; de perturbações externas, como construções e movimentações de terra nas imediações da rede coletora; de deslocamento das juntas entre tubos; e da penetração indesejada de materiais externos, tais quais raízes e solo (EPA, 1996; NRMMC, 2004). Falhas de projeto ou execução do SES que resultem no não atendimento da declividade mínima capaz de provocar a autolimpeza das tubulações em cada trecho da rede coletora também contribuem para o entupimento das tubulações (TSUTYIA & SOBRINHO, 1999). Em ETE pode acontecer ainda de maneira espontânea a precipitação da estruvita, um fosfato de magnésio e amônio muitas vezes recuperado intencionalmente como fonte de nutrientes, que acarreta o entupimento de tubulações e compromete o fluxo de esgoto entre os equipamentos (SENA & HICKS, 2018).

4.1.13. Ineficiência nos sistemas de tratamento

A interpretação dos códigos oriundos da revisão da literatura revela que a ineficiência nos sistemas de tratamento deriva de situações em que a tecnologia adotada não é capaz de remover algum tipo de contaminante em específico ou, sendo

capaz, quando ocorrem condições externas ao sistema ou falhas no projeto, na construção ou na operação das unidades de tratamento, que reduzem a eficiência esperada dessa tecnologia na remoção de contaminantes. Os marcos regulatórios que estabelecem o padrão de potabilidade de água e os critérios para tratamento de esgoto exercem um papel fundamental sobretudo diante do primeiro aspecto, no sentido de fomentar o desenvolvimento de tecnologias de tratamento, uma vez que impõem os limites aos quais as ETA e ETE precisam se adequar. No entanto, devido à alta velocidade com que novos produtos e substâncias são incorporados em bens de consumo disponíveis no mercado e acabam chegando no esgoto doméstico e nos mananciais de água, os marcos regulatórios ao redor do mundo têm dificuldade de se atualizar de modo a garantir a conservação dos ecossistemas e salvaguardar a saúde humana (TEODOSIU et al., 2018; GWENZI et al., 2018; MADIKIZELA et al., 2018). Um fator que dificulta a imposição de uma maior eficiência aos sistemas de tratamento de água e esgoto é a limitação nas possibilidades de atuação dos órgãos de controle diante de uma atividade que é considerada de utilidade pública e interesse social (BRASIL, 2012; SOLANES, 2009). Sem poder aplicar na prática todos os meios previstos pela legislação de controle ambiental sob a justificativa de que a aplicação de alguns destes meios penalizaria mais a população usuária dos sistemas do que os próprios prestadores dos serviços, o controle acaba sendo exercido de maneira fragilizada. Exemplo categórico é uma eventual interdição de ETA ou ETE, que resultaria, respectivamente, na paralisação da distribuição de água tratada para a população e no lançamento de esgoto bruto no meio ambiente.

4.1.13.1. Ineficiência de ETA

Normalmente o regramento que estabelece o padrão de potabilidade a ser alcançado pelas ETA abarca parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e organolépticos, dentre os quais destacam-se: *E. coli*, *Giárdia*, *Cryptosporidium*, turbidez, cor, metais pesados, compostos nitrogenados, compostos orgânicos perigosos, agrotóxicos, subprodutos da desinfecção e cianotoxinas (BRASIL, 2017; SDWA, 2019; EUC, 1998). As tecnologias convencionais usualmente empregadas nas ETA de todo o mundo foram desenvolvidas baseadas sobretudo nesses referenciais, mas, ainda assim, são comuns casos em que os SAA distribuem água contendo compostos nitrogenados, patógenos, cianotoxinas, pesticidas, metais pesados, subprodutos da desinfecção, sólidos etc. (KHAN & MALIK, 2019; HOSLETT et al.,

2018; TEODOSIU *et al.*, 2018). Além disso, diversas substâncias prejudiciais à saúde humana não estão contempladas legalmente em padrões de potabilidade, o que faz com que as ETA não sejam planejadas para removê-las ao longo do processo de tratamento. Isso ocorre com diversos contaminantes emergentes com os quais as tecnologias convencionais de ETA não estão preparadas para lidar, incluindo fármacos e antibióticos, substâncias presentes em produtos de higiene pessoal, disruptores endócrinos, retardadores de chama organofosforados, dentre outros (SHARMA *et al.*, 2018; PANTELAKI & VOUTSA, 2019; CHARUAUD *et al.*, 2019). As tecnologias convencionais de ETA também não são eficientes na remoção de POP, altas concentrações de matéria orgânica dissolvida e baixas concentrações de metais tóxicos (FALCIGLIA *et al.*, 2018; PELEYEJU & AROTIBA, 2018; LIPCZYNSKA-KOCHANY, 2018; MAZUR *et al.*, 2018). São ainda problemas na água tratada a presença de sabor, odor, cor, acidez, hormônios, drogas ilícitas, perclorato, matéria orgânica, bromato, selênio, cianeto e sulfeto de hidrogênio (LIPCZYNSKA-KOCHANY, 2018; ALNEYADI *et al.*, 2018; CAMPOS-MAÑAS *et al.*, 2018; GUPTA *et al.*, 2018; SHARMA *et al.*, 2018; KUMKRONG, *et al.*, 2018; GILLEFALK *et al.*, 2018).

4.1.13.2. Ineficiência de ETE

Como o tratamento de esgotos domésticos normalmente é baseado em princípios de decomposição biológica dos poluentes, as tecnologias convencionais de ETE não se mostram eficientes diante de compostos não biodegradáveis (CAO *et al.*, 2018). Ademais, a presença no esgoto de compostos tóxicos químicos ou orgânicos, nanopartículas, surfactantes e fármacos / antibióticos tem grande potencial de comprometer o seu tratamento a partir da inibição da ação dos microrganismos diretamente responsáveis pelo processo de tratamento (SURESH *et al.*, 2018; SUSHMA & KUMARI, 2018; GU *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2019). Outros fatores como a baixa temperatura ambiente e a defloculação do lodo gerado nas ETE também dificultam o tratamento biológico promovido pelos sistemas (ZHOU H. *et al.*, 2018; SURESH *et al.*, 2018). Sabe-se que tecnologias convencionais de ETE não são eficientes para lidar com os seguintes contaminantes: micropoluentes, contaminantes emergentes, fármacos / antibióticos, retardadores de chama organofosforados, POP e altas concentrações de contaminantes orgânicos, polímeros persistentes, itens oriundos de produtos de higiene pessoal, adoçantes artificiais, surfactantes, plastificantes, vírus entéricos, drogas ilícitas e metais tóxicos ou pesados (ZHOU Y. *et*

al., 2018; PANTELAKI & VOUTSA, 2019; MC CANCE *et al.*, 2018; SHARMA *et al.*, 2018; GAUR *et al.*, 2018; JULINOVÁ *et al.*, 2018; SYMONDS *et al.*, 2018; CAMPOS-MAÑAS *et al.*, 2018; GWENZI *et al.*, 2018; CHONG *et al.*, 2010). Há ainda, por vezes, registro de outros contaminantes no esgoto tratado: pesticidas, subprodutos da desinfecção, bactérias e genes resistentes a antibióticos, sólidos em suspensão, cianeto, alta carga de matéria orgânica (DBO), patógenos, nutrientes e sais (DHARUPANEEDI *et al.*, 2019; KRZEMINSKI *et al.*, 2019; MAZUR *et al.*, 2018; GUPTA *et al.*, 2018; TAHERAN *et al.*, 2018; WEN *et al.*, 2018). Finalmente, as ETE contribuem para a disseminação da resistência a antibióticos e são fontes significativas de aporte de nutrientes para os mananciais de água (KRZEMINSKI *et al.*, 2019; SHAO *et al.*, 2018; VENKITESHWARAN *et al.*, 2018; CARPENTER *et al.*, 2018).

4.1.14. Subaproveitamento das potencialidades dos sistemas

As funções primordiais de SAA e SES são, respectivamente, distribuir água com qualidade adequada ao uso pela população e tratar o esgoto até um padrão compatível com a capacidade de autodepuração do corpo d'água receptor. Historicamente o processo para se alcançar esses objetivos foi concebido sob uma lógica fim de tubo, o que significa que não se busca, em paralelo aos objetivos principais, minimizar o consumo de insumos e a produção de resíduos e efluentes, que são considerados inerentes à atividade (BERTÉLI & PESSIN, 2009). Sob essa lógica fim de tubo, o esgoto em si também é considerado um resíduo que precisa ser descartado. São consequências dessa lógica alguns dos problemas ambientais associados a sistemas de saneamento básico reconhecidos pela literatura científica e caracterizados ao longo deste trabalho. Nas últimas décadas, todavia, é crescente a difusão dos conceitos de saneamento ambiental ou ecológico, por meio do qual se incorpora mais profundamente a dimensão da proteção ambiental na prestação dos serviços de saneamento básico e se priorizam sistemas de ciclo fechado, ou seja, capazes de aproveitar ao máximo os resíduos gerados ao incorporá-los como insumos nos seus processos (LANGERGRABER & MUELLEGGER, 2005; TAHERAN *et al.*, 2018; SHANNON *et al.*, 2008). Sob uma perspectiva de sustentabilidade ecológica, as metas para os sistemas urbanos de água e esgoto precisam ir além da proteção da saúde humana e avançar para a minimização da perda de recursos, redução do

uso de energia, água e produtos químicos, bem como da geração de resíduos e efluentes, além de possibilitar a reciclagem de nutrientes, água e o aproveitamento de outros recursos disponíveis no esgoto e nos SAA (LUDIN *et al.*, 2000).

4.1.14.1. Subaproveitamento das potencialidades de SAA

Um dos problemas mais graves associados a SAA é a disposição irregular no meio ambiente da água de lavagem dos filtros e decantadores de ETA, que além de contaminar o ambiente com os poluentes retidos durante o processo de tratamento, consome diretamente uma quantidade significativa de água tratada e indiretamente todos os recursos necessários à produção desta água (item 4.1.11.1). Essa prática é ainda bastante recorrente na realidade dos países em desenvolvimento (ACHON *et al.*, 2013; SANTOS & CAMPOS, 2018; AHMAD *et al.*, 2016a), mas vem aos poucos sendo substituída por sistemas de tratamento do lodo e recirculação da água de lavagem, que pode ser reintroduzida no início do processo de tratamento, diminuindo a demanda do sistema por água bruta (TAHERAN *et al.*, 2018; LUSTOSA *et al.*, 2017), bem como recirculada como água a ser usada novamente no próprio processo de retrolavagem dos equipamentos, o que leva a uma economia de até 4% no consumo de água tratada dentro da própria ETA (JIBHAKATE *et al.*, 2017). Em vez de ser descartado, o lodo tratado pode ser utilizado, dentre outras possibilidades, para aterros e fabricação de cimento, cerâmica, blocos e outros insumos para a construção civil, ou ainda como coagulante em estações de tratamento de águas residuais (SANTOS & CAMPOS, 2018; AHMAD *et al.*, 2016a; NASCIMENTO *et al.*, 2019; PAN *et al.*, 2004, AHMAD *et al.*, 2016b). Ademais, um SAA também pode ser fonte de nutrientes e energia. Enquanto os primeiros são obtidos nos sedimentos ou lodo dos reservatórios naturais de barragens de acumulação de água (REDDY *et al.*, 2018), a energia elétrica pode ser gerada a partir de fundamentos da hidráulica que permitem a recuperação da energia cinética em tubulações do SAA (SARI *et al.*, 2018). É importante pontuar que não é comum a exploração dessas duas potencialidades.

4.1.14.2. Subaproveitamento das potencialidades de SES

O esgoto doméstico é composto por 99,9% de água e 0,1% de sólidos – microrganismos, partículas orgânicas e inorgânicas, dissolvidas e em suspensão (VON SPERLING, 2007). Em linhas gerais, o tratamento convencional do esgoto consiste em remover esta diminuta fração de sólidos com a maior eficiência possível,

possibilitando o despejo do efluente tratado em um corpo d'água receptor capaz de realizar plenamente a autodepuração. A proporção de água presente no esgoto cria a oportunidade para seu reuso, ainda que para fins menos nobres, especialmente em contextos de escassez hídrica (AVELLÁN & GREMILLION, 2019; SGROI *et al.*, 2018; TAHERAN *et al.*, 2018). São fatores que contribuem para a subutilização do potencial dos esgotos domésticos como fonte de água: a inexistência ou ineficiência de instrumentos regulatórios capazes de oferecer segurança jurídica, ambiental e de saúde pública ao processo; e a carência de um efetivo processo de sensibilização de populações ou setores potencialmente usuários para a importância deste tipo de ação (SGROI *et al.*, 2018; EPA, 2012). Mesmo a reduzida fração de sólidos presentes no esgoto pode oferecer importante contribuição para amenizar a pressão sobre recursos naturais finitos ao servir como fonte de nutrientes como nitrogênio e fósforo, metais ou matéria orgânica, por exemplo (GOGLIO *et al.*, 2019; YE *et al.*, 2018; ALI *et al.*, 2019; MA *et al.*, 2018). Outras potencialidades pouco exploradas do esgoto são a geração de energia elétrica a partir dos gases oriundos da decomposição da matéria orgânica que acontece ao longo do processo de tratamento e a sua utilização como meio de produção de algas (biomassa), que pode potencializar ainda mais a produção de energia elétrica (CHEN *et al.*, 2018; ESKICIOGLU *et al.*, 2018; BRENNAN & OWENDE, 2010; DE BHOWMICK *et al.*, 2019). Ademais, assim como citado para os SAA, baseado nos fundamentos da hidráulica pode-se produzir energia elétrica pela recuperação da energia cinética gerada nos emissários finais dos SES (SARI *et al.*, 2018). Todas essas possibilidades descritas nessa seção 4.1.14.2, à exceção do uso do esgoto como meio de produção de algas e do próprio reuso do esgoto tratado, também se aplicam ao lodo gerado pelas ETE, uma vez que estes concentram a fração sólida presente nos esgotos e estão submetidos ao mesmo processo de decomposição da matéria orgânica que gera gases (VENKITESHWARAN *et al.*, 2018; MUNIR *et al.*, 2018; LIN *et al.*, 2018; MORALES-POLO *et al.*, 2018; TYAGI *et al.*, 2018). O lodo pode ainda ser usado como material adsorvente, insumo para a indústria de construção civil ou material para cobertura de taludes ou revestimento de fundo em células de aterro sanitário (ISLAM *et al.*, 2018; SWIERCZEK *et al.*, 2018). Mesmo as cinzas do lodo de ETE, geradas quando este é submetido ao processo de incineração, podem servir como insumo para a indústria da construção civil (SWIERCZEK *et al.*, 2018).

5 REFLEXÕES SOBRE A ATUAÇÃO DO INEMA DIANTE DAS CLASSES DE PROBLEMAS AMBIENTAIS ASSOCIADOS A SISTEMAS DE SANEAMENTO BÁSICO

O Mestrado Profissional em Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental da UFBA orienta a execução dos trabalhos de conclusão de curso no sentido de buscarem a sua aplicabilidade, prioritariamente nos contextos profissionais dos discentes que o elaboram. Assim, sendo servidor público do INEMA, trago a seguir reflexões sobre a atuação do órgão diante dos problemas ambientais associados aos sistemas de saneamento básico. Ressalto, no entanto, que o presente trabalho se mostra com grande potencial de utilidade e aplicação para diversos atores, dentre os quais destaco os usuários de SAA e SES, prestadores e titulares de serviços de saneamento básico, órgãos de regulação e controle (inclusive vigilância sanitária). O banco de dados produzido a partir da revisão da literatura científica (Material Suplementar 1) é um subproduto importante, pois sistematiza documentos bibliográficos que abordam os problemas ambientais associados aos sistemas de saneamento básico e por isso pode contribuir em processos de gestão e tomada de decisão.

O INEMA é o órgão executor das Políticas Estaduais de Meio Ambiente e Proteção à Biodiversidade, Recursos Hídricos, Mudanças do Clima e Educação Ambiental da Bahia (BAHIA, 2018: Artigo 2). Como foi visto, a implantação e operação dos sistemas de saneamento básico impactam os bens tutelados pelas políticas que o INEMA se presta a executar e, assim, cabe ao órgão o acompanhamento e controle dos sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário no Estado da Bahia.

Atualmente a estrutura organizacional do órgão é composta por uma Diretoria Geral (DIREG), que tem subordinada a si uma Diretoria Administrativa e Financeira (DIRAF) e quatro diretorias técnicas finalísticas: Diretoria de Regulação (DIRRE), Diretoria de Fiscalização Ambiental (DIFIS), Diretoria de Recursos Hídricos e Monitoramento Ambiental (DIRAM) e Diretoria de Sustentabilidade e Conservação (DISUC) (BAHIA, 2018: Artigo 6; BAHIA, 2019: Artigos 3 e 4). A atuação do INEMA frente aos serviços de saneamento básico não é centralizada em um setor específico, mas sim fragmentada de acordo com as atribuições específicas de cada uma das Diretorias. Esse cenário demanda um grande poder de articulação entre os setores que desempenham diversas ações que se relacionam entre si.

A DIRRE tem por finalidade planejar, organizar e coordenar as ações necessárias para emissão de licenças ambientais, outorgas de direito de uso de recursos hídricos e demais atos autorizativos de meio ambiente e de recursos hídricos (BAHIA, 2018: Artigo 15). A DIFIS fiscaliza o cumprimento da legislação ambiental e de recursos hídricos; e a DIRAM deve planejar e executar ações de gerenciamento do uso, da qualidade, da conservação dos recursos hídricos, de atendimento da demanda e oferta hídrica estadual, bem como executar o monitoramento da qualidade ambiental e de recursos hídricos (BAHIA, 2019: Artigo 4, Incisos II e III). À DISUC cabe exercer a gestão florestal, promover programas e projetos de proteção e restauração de ecossistemas, assim como executar as ações relacionadas com a implantação e gestão das Unidades de Conservação (BAHIA, 2019: Artigo 4, Inciso IV). Por fim, a DIREG assume o papel de orientação, coordenação, supervisão, avaliação e controle das atividades executadas pelas demais Diretorias (BAHIA, 2018: Artigo 8).

Observando sob o viés do saneamento básico, constato que a DIRRE é responsável por conduzir todo o processo que resulta na emissão de licenças ambientais e outorgas que autorizam, respectivamente, mediante condicionantes, a implantação e operação dos SAA e SES, e a captação de água para abastecimento humano (SAA) ou o lançamento do esgoto tratado em corpos hídricos receptores para fins de diluição (SES). Caso se faça necessário, também é a DIRRE que autoriza uma eventual supressão de vegetação, construção de barragem ou qualquer outra ação que demande a concessão de ato autorizativo. A DIFIS, por sua vez, exige a devida regularização dos sistemas de saneamento básico que funcionam sem autorização e fiscaliza o efetivo cumprimento de todas as determinações impostas pelos atos autorizativos dos sistemas devidamente regularizados. A DIRAM fiscaliza a segurança de barragens de água licenciadas; realiza monitoramento hidrometeorológico, de recursos hídricos e efluentes; organiza, coordena e gere os cadastros estaduais relacionados às informações ambientais e de recursos hídricos; e implementa a maior parte dos instrumentos das Políticas Nacional e Estadual de Recursos Hídricos (Lei Federal nº 9.433/1997 e Lei Estadual nº 11.612/2009, respectivamente), tais como o Plano Estadual de Recursos Hídricos, os Planos de Bacias Hidrográficas e o enquadramento de corpos hídricos. A DISUC apoia ações de fiscalização e monitora o cumprimento de condicionantes ambientais dos sistemas de saneamento básico

implantados em Unidades de Conservação; identifica áreas prioritárias para conservação da biodiversidade que devem ser preservadas pelos SAA e SES; e restaura ecologicamente ecossistemas visando a manutenção ou recuperação dos seus processos ecológicos e serviços ecossistêmicos, dentre os quais o serviço de provisão de água em qualidade e quantidade adequadas aos variados usos previstos para o corpo hídrico. A DIREG, finalmente, trabalha no sentido de garantir a devida articulação entre os demais setores para que as ações executadas sejam convergentes, inadmitindo qualquer tipo de contradição na atuação do INEMA.

Considero que todas as classes de problemas ambientais associados aos serviços de saneamento básico e descritas no item 3 possuem interface com todas as diretorias técnicas do INEMA. No entanto, o controle de cada um dos problemas se relaciona de maneira mais direta com apenas uma ou algumas dessas diretorias. A seguir, baseado na minha percepção acerca dessas relações de interface e nas atribuições regimentais de cada diretoria, indico quais delas atuam mais diretamente no exercício do controle sobre cada uma das classes de problemas ambientais (Tabela 6). Esclareço que foi assinalada para cada problema somente a diretoria com atuação prioritária diante deste problema e, caso tenha mais de uma diretoria assinalada, significa que a atuação frente o problema é subdividida pelas diretorias em grau de importância similar. Em seguida, trago contribuições pessoais que considero importantes de serem incorporadas na rotina de trabalho das diretorias técnicas do INEMA em prol da minimização dos problemas ambientais associados aos sistemas de saneamento básico (itens 5.1 a 5.14).

Tabela 6 – Classes de problemas ambientais associados aos sistemas de saneamento básico e diretorias técnicas do INEMA que atuam mais diretamente no controle desses problemas

Classe de problema ambiental associado a SAA e SES	Diretoria Técnica do INEMA			
	DIRRE	DIFIS	DIRAM	DISUC
Mudanças climáticas				
Consumo de energia elétrica				
Emissão de gases de efeito estufa				
Perturbação do habitat				
Ocupação de áreas pela estrutura física dos sistemas				
Escassez hídrica				
Práticas de desperdício de água				
Contaminantes				
Consumo de produtos químicos				

Formação de subprodutos tóxicos nos processos de tratamento				
Geração e gerenciamento inadequado de efluentes e resíduos				
Vazamento de esgoto a partir do SES				
Ineficiência nos sistemas de tratamento				
Subaproveitamento das potencialidades do sistema				

5.1. Mudanças climáticas

O INEMA possui como atribuição executar a Política Estadual de Mudanças do Clima (BAHIA, 2018: Artigo 2) e o seu setor que mais se aproxima dessa temática é uma coordenação da DIRAM, a Coordenação de Estudos de Clima e Projetos Especiais (COCEP). A COCEP elabora boletins diários de previsão do tempo, focos de calor e pluviométricos; boletins semanais de previsão dos índices de radiação ultravioleta, agrometeorológicos e de monitoramento da temperatura da superfície do mar; e boletins trimestrais de projeção da tendência climática. Não há, no entanto, nenhum estudo publicado ou oficialmente validado pelo INEMA, referente a projeções climáticas de escala temporal mais ampla, fundamentais para nortear suas ações, sobretudo considerando estudos recentes que indicam a alta probabilidade de desertificação de pelo menos 50% do território baiano até o ano de 2050 (DOURADO, 2017). Nesse cenário, penso que projeções de mudanças climáticas mostram-se imprescindíveis para diversos usos dentro do INEMA, como subsidiar análises sobre a concessão de atos autorizativos e identificar áreas prioritárias para fiscalização, monitoramento e implementação de programas e ações de conservação e restauração ecológica. Exemplificando no contexto dos sistemas de saneamento básico: a DIRRE deve levar em conta as projeções de mudanças climáticas para emitir as outorgas e definir a concepção dos sistemas de saneamento básico. Para definir o manancial que abastecerá um dado SAA faz-se necessário avaliar, por exemplo, uma eventual desertificação da área e o mesmo raciocínio cabe para evitar que, a partir de um determinado momento, o corpo hídrico receptor já não conte mais com a vazão esperada para realizar a devida diluição do esgoto tratado por uma ETE.

A concepção dos sistemas, como foi visto nos itens 4.1.2 e 4.1.3, é o principal fator que influencia o consumo de energia elétrica e emissão de gases de efeito estufa em SAA e SES, por sua vez os principais problemas relacionados aos sistemas de saneamento básico que levam ao aquecimento global e às mudanças climáticas.

Assim, há outra abordagem que relaciona mudanças climáticas com o exercício do controle do INEMA sobre as atividades de saneamento básico: fatores oriundos da implantação ou operação dos SAA e SES contribuem para o agravamento do aquecimento global e isso também precisa ser foco de atenção da DIRRE ao longo do processo de licenciamento ambiental dos empreendimentos. É função da DIFIS identificar esses fatores e exercer seu controle de maneira eficiente, minimizando assim os impactos sobre o clima. Diante de impactos inevitáveis, a DISUC atua no sentido de viabilizar ações compensatórias de conservação ou restauração ecológica, o que também contribui para reduzir os efeitos do aquecimento global e das mudanças climáticas. Esses exemplos permitem demonstrar que, apesar das mudanças climáticas poderem parecer para alguns distante da realidade de controle dos serviços de saneamento básico, em verdade guarda uma relação efetiva de proximidade.

5.2. Consumo de energia elétrica

No âmbito dos sistemas de saneamento básico, considero que o controle do INEMA sobre o consumo de energia elétrica consegue ser exercido de maneira mais efetiva a partir da DIRRE, quando da avaliação da concepção dos sistemas com vistas à sua aprovação. Para os SAA, a definição dos pontos de captação de água, localização e número de reservatórios e estações elevatórias e a tecnologia da ETA são os fatores que determinam a expectativa de consumo de energia elétrica (SIDDIQI & ANADON, 2011; ZHANG *et al.*, 2019; FALCIGLIA *et al.*, 2018). Já para um SES, a localização e o número de estações elevatórias, o fluxo de reversão das vazões recalçadas entre bacias de esgotamento e a tecnologia a ser usada na ETE são os principais fatores que influenciam o consumo de energia elétrica pelo sistema (NITATORI, 2016; GALLEGGO *et al.*, 2008; FOLEY *et al.*, 2010). Existem, entretanto, alternativas de tratamento de esgotos que independem do consumo de energia elétrica. Exemplo mais comum são as lagoas de estabilização, equipamentos amplamente empregados sobretudo em locais de clima quente, como é o caso da Bahia. Por outro lado, houve em várias ETE baianas uma tentativa frustrada de implantação de sistemas de desinfecção baseados na tecnologia ultravioleta. Após funcionamento por um período curto, esses sistemas foram desativados justamente em virtude dos elevados custos associados ao seu significativo consumo de energia elétrica. Assim, uma vez definida a concepção dos sistemas de saneamento básico e

executada a sua implantação, torna-se difícil reduzir significativamente o consumo de energia elétrica sem modificar a própria concepção dos sistemas.

5.3. Emissão de gases de efeito estufa

Os SAA e SES podem contribuir com o aquecimento global através da emissão de gases de efeito estufa por duas vias: pelo consumo de energia elétrica, caso ela seja proveniente de queima de combustíveis fósseis (AMOS *et al.*, 2018; TEODOSIU *et al.*, 2018), e pelas emissões próprias associadas à decomposição de matéria orgânica nas barragens de água (DEEMER *et al.*, 2016) e nos processos de tratamento de esgoto (LEI *et al.*, 2018; LIU *et al.*, 2018; GUIASOLA *et al.*, 2008) e do lodo gerado pelas ETE (JANSE *et al.*, 2019). Na Bahia a primeira via tem cada vez menos importância, visto que a matriz energética do estado é majoritariamente renovável e vem, ano a ano, especialmente na última década, aumentando o percentual de participação das fontes de energia renovável (ANEEL, 2020). Assim, defendo que cabe à DIRRE avaliar nos processos de licenciamento de SAA e SES, a fonte de energia que será usada e as estratégias adotadas para reduzir as emissões dos lagos formados por barragens e ao longo dos processos de tratamento de esgoto e do lodo produzido nas ETE. Como acontece para o consumo de energia elétrica, o nível de emissões de gases de efeito estufa também tem relação direta com a concepção definida para os sistemas. Devem ser fomentados projetos que aproveitem as potencialidades dessas emissões, por exemplo, para geração de energia (item 4.1.14) ou as compense, por exemplo, a partir de projetos de restauração ecológica capazes de sequestrar carbono e contribuir com outros serviços ecossistêmicos como produção de água (e.g., recomposição de matas ciliares). À DISUC argumento que cabe determinar os locais prioritários para implantação dos projetos de restauração ecológica e à DIFIS fiscalizar periodicamente a fonte de energia elétrica efetivamente utilizada pelos sistemas e os gases de efeito estufa emitidos por esses sistemas ao longo da sua operação.

5.4. Perturbação do habitat

O problema da perturbação dos habitats é pauta de trabalho da DISUC, responsável pela conservação e restauração ecológica de ecossistemas (BAHIA, 2019: Artigo 4, Inciso IV). No entanto, a emissão de atos autorizativos pela DIRRE,

ainda que avalie um processo envolvendo a perturbação do habitat, acontece sem a participação da DISUC. Mesmo atos que autorizam intervenções em unidades de conservação são emitidos assim, salvo casos de empreendimentos classificados como de grande porte e elevado potencial poluidor, passíveis da elaboração de Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental – EIA/RIMA (BAHIA, 2012). Para estes casos a legislação baiana prevê a obrigatoriedade de anuência por parte do conselho gestor da unidade de conservação onde se localiza o empreendimento (BAHIA, 2012). De caráter consultivo ou deliberativo, o conselho gestor é presidido por um membro da DISUC (BAHIA, 2012).

Assim, na prática a DIRRE é a responsável por avaliar quase todos os pedidos de uso ou intervenção sobre os habitats, com vistas a evitar ou minimizar seus efeitos deletérios e compensá-los quando necessário. Tratando de saneamento básico: outorgas de captação de água devem proteger os mananciais da superexploração e outorgas para lançamento de efluentes tratado devem salvaguardar a capacidade de autodepuração dos corpos d'água receptores. Autorizações para supressão de vegetação, execução de barragens, SAA e SES devem ser objeto de medidas compensatórias quando da perturbação de habitats conservados. A DIFIS, por sua vez, deve atuar para garantir que todos os critérios determinados pela DIRRE são cumpridos e para cessar flagrantes impactos ambientais decorrentes da operação dos sistemas de saneamento básico. A DIFIS atua ainda frente intervenções não autorizadas sobre o habitat, como: supressão de vegetação nativa, captação de água e construção de barragem.

5.5. Ocupação de áreas pela estrutura física dos sistemas

Para a perturbação de habitat derivada da ocupação de áreas pela estrutura física dos sistemas de saneamento básico se aplica a mesma lógica descrita no item 5.4: a DIRRE é quem emite os atos autorizando essa ocupação durante a análise da concepção e alternativas locais dos sistemas, cabendo anuência da DISUC somente nos casos envolvendo empreendimentos de grande porte e elevado potencial poluidor a serem instalados em unidades de conservação (BAHIA, 2012). Uma vez concedida autorização para ocupação da área, a DIFIS deve observar os critérios e condicionantes que balizaram essa autorização.

5.6. Escassez hídrica

O problema da escassez hídrica pode ser fruto de deterioração na qualidade da água dos mananciais ou redução na disponibilidade de água, inclusive em virtude de práticas de desperdício (item 4.1.7). No INEMA a Diretoria com atribuições mais diretamente ligadas a esse problema é a DIRAM, que monitora os recursos hídricos, fiscaliza a segurança de barragens licenciadas, gere o cadastro de usuários de água no Estado da Bahia e implementa a maior parte dos instrumentos das Políticas de Recursos Hídricos; visando assegurar água em quantidade e qualidade para o consumo humano, as atividades produtivas e a manutenção dos processos ecológicos e serviços ecossistêmicos. Para ser efetivo frente a ameaça de escassez hídrica, acredito ser fundamental que os documentos, estudos, pareceres e dados de monitoramento produzidos no âmbito da DIRAM sejam norteadores das ações correlatas desenvolvidas pelas demais Diretorias. A DIRRE deve utilizá-los principalmente para avaliar a emissão de outorgas, a DIFIS para estabelecer prioridades nas ações de fiscalização e a DISUC para definir áreas prioritárias para execução de projetos de conservação e restauração ecológica.

5.7. Práticas de desperdício de água

As práticas de desperdício de água se constituem em ineficiências dos sistemas de saneamento básico que resultam em perda injustificada de significativa quantidade de água. Para atuar efetivamente diante da escassez hídrica, creio que é imprescindível incluir o controle dessas práticas sobretudo nas ações da DIRRE, que deve, por exemplo, impor regularmente como condicionante para SAA metas progressivas para redução dos períodos de intermitência e do percentual de perda de água tratada nos sistemas de distribuição, considerando que essas práticas ainda são bastante comuns na realidade baiana. Em 2018, o percentual de perdas em SAA no Estado da Bahia chegou a 37,5% e 10 entre os 11 municípios brasileiros com o maior número de intermitências no abastecimento de água ao ano eram baianos (BRASIL, 2019). Também é imprescindível garantir que sejam indeferidos pedidos de outorga que caracterizem superexploração de mananciais de água. Manifestações populares e conflitos recentes no Estado da Bahia evidenciam que nem sempre se sustenta essa garantia (MONDARDO & AZEVEDO, 2019; ROSSI, 2015). Apesar de estar mais frequentemente vinculada a atividades agrícolas e industriais, a supexploração

também pode ocorrer associada ao abastecimento humano sob a justificativa de utilidade pública e interesse social, além do que o uso da água para consumo humano é definido pelas Políticas Nacional e Estadual de Recursos Hídricos como prioritário em relação aos demais usos, quando de situações de escassez (BRASIL, 1997; BAHIA, 2009). À DIFIS cabe garantir o cumprimento das metas e condicionantes impostas pela DIRRE, avaliá-las e revisá-las se for necessário.

Ao menos publicamente, não está na agenda do INEMA atualmente nenhum tipo de discussão acerca de práticas de reuso de esgoto tratado ou do amplo emprego da concepção de SES a base de veiculação hídrica. Considerando que o órgão tem competência legal para estabelecer instrumentos normativos com o objetivo de regulamentar e fomentar ações nesse sentido que, diga-se de passagem, mostram-se cada vez mais necessárias e sofrem com essa lacuna no processo de regulamentação, defendo que essa ausência deve ser repensada. Dada a incipiência dos temas, para aprofundar, amadurecer e qualificar essas discussões e seus encaminhamentos, considero importante agregar outros atores para além do próprio INEMA.

5.8. Contaminantes

Nos sistemas de saneamento básico, os contaminantes podem estar presentes na água bruta e no esgoto bruto, e precisam ser removidos durante os processos de tratamento; ou são gerados em função da própria operação dos SAA ou SES. Diante desse cenário, pode-se dizer que os contaminantes permeiam as demais classes de problemas ambientais associados aos sistemas de saneamento básico, em especial aquelas que se enquadram como ineficiências dos sistemas. Analisando a enorme variedade de contaminantes que foram citados pela revisão da literatura realizada neste trabalho e os atuais instrumentos normativos que regulam, no Brasil, o padrão de potabilidade de água (Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 05/2017 do Ministério da Saúde) e os critérios para tratamento de esgoto e sua disposição final em corpo d'água receptor (Resoluções CONAMA nº 357/2005 e 430/2011), percebe-se a necessidade de revisão desses instrumentos normativos visando o controle de novos tipos de contaminantes.

Existe legalmente a possibilidade de intervenção direta dos órgãos de controle ambiental, a exemplo do INEMA, no sentido de impor limites mais rígidos aos

parâmetros previstos ou até mesmo novos parâmetros de controle de contaminantes. Isso poderia se dar por meio de um instrumento normativo geral válido para todo o Estado da Bahia ou através de exigências individualizadas por empreendimento a partir das análises da DIRRE em processos de licenciamento ambiental ou outorga. Essas possibilidades são complementares e penso que devem ser aplicadas concomitantemente, uma vez que é importante pensar em parâmetros que se aplicam a todo o Estado da Bahia, mas também em critérios específicos localmente de acordo com as atividades produtivas existentes na bacia hidrográfica de interesse. O seguinte exemplo justifica a observância da escala local: para definir os parâmetros de controle da qualidade da água tratada é essencial o conhecimento das atividades produtivas existentes na bacia hidrográfica porque os mananciais de água possivelmente encontram-se com algum grau de contaminação proveniente dessas atividades. Um importante balizador para avaliar quais contaminantes devem compor a lista de parâmetros de controle é o próprio monitoramento realizado na bacia hidrográfica de referência. Nesse sentido, compreendo que seria fundamental analisar não só os dados de monitoramento produzidos pela DIRAM, mas também por todos os usuários de recursos hídricos que são obrigados a realizar monitoramento de efluentes e corpos hídricos. Atualmente esses dados gerados por terceiros são analisados somente individualmente, no âmbito de processos específicos cujo objeto é o empreendimento gerador dos dados, de modo que não são usados na gestão dos corpos d'água. O ideal seria que, a partir da integração de todos os dados produzidos, fosse criada uma grande rede de monitoramento capaz de subsidiar o trabalho de um grupo de especialistas em prol do desenvolvimento de instrumentos normativos de controle da qualidade da água tratada e do esgoto tratado pelas ETA e ETE do Estado da Bahia.

5.9. Consumo de produtos químicos

Penso que a DIRRE deve buscar, durante a regularização dos sistemas de saneamento básico, a minimização do uso de produtos químicos e seus efeitos deletérios, sem, contudo, perder de vista os objetivos principais de fornecer uma água de qualidade adequada à população e tratar o esgoto a um nível compatível com uma destinação final ambientalmente e socialmente adequada. É importante esclarecer no processo de licenciamento ambiental quais são os produtos químicos autorizados e

em que concentração e quantidades podem ser usados. Uma vez definidas pela DIRRE as bases para utilização dos produtos químicos em SAA e SES, cabe a DIFIS fiscalizar o cumprimento do que foi posto.

Devo destacar que na realidade baiana, o uso de produtos químicos é muito mais comum em ETA do que em ETE. Enquanto as primeiras quase sempre necessitam desses produtos, não é incomum que as ETE funcionem perfeitamente sem a adição de nenhum componente químico.

5.10. Formação de subprodutos tóxicos no processo de tratamento

Os subprodutos tóxicos formados durante os processos de tratamento de água e esgoto podem se agregar aos resíduos e efluentes, modificando a sua caracterização e demandando cuidados específicos no seu gerenciamento, tratamento e destinação final; ou persistir aos processos de tratamento, estando presente como contaminante na água tratada ou no esgoto tratado. A partir dos contaminantes presentes na água ou esgoto bruto e considerando os produtos químicos inseridos ao longo dos sistemas de saneamento básico, defendo que cabe a DIRRE caracterizar e quantificar a formação de subprodutos tóxicos nos processos de tratamento. Nesse ponto, devo pontuar as dificuldades já mencionadas ao longo deste trabalho, principalmente devido a limitações em métodos de detecção e desconhecimento de processos de reações químicas e transformação de produtos. Compreendo que a DIFIS se responsabiliza por acompanhar as ETA e ETE durante a sua operação, avaliando se a formação dos subprodutos tóxicos ocorre conforme previsto e corrigindo falhas constatadas. Já a DIRAM, apoia essa avaliação com a realização de monitoramento quando demandado pela DIFIS.

5.11. Geração e gerenciamento inadequado de efluentes e resíduos

Com a entrada de produtos químicos nos sistemas de saneamento básico bem mapeada pela DIRRE durante o processo de licenciamento ambiental, enxergo que seria facilitada a identificação e caracterização dos resíduos e efluentes, alguns destes contendo os subprodutos tóxicos gerados pelos processos de tratamento de água e esgoto. Ao longo do processo de licenciamento ambiental cabe também à DIRRE enumerar os diferentes tipos de resíduos e efluentes, caracterizá-los, estimar

seus volumes e endereçar práticas de gerenciamento e destinação final ambientalmente adequadas. Em SAA destacam-se a água de lavagem dos filtros e o lodo dos decantadores, ambos produzidos nas ETA (item 4.1.11.1); e em SES os sólidos de grandes dimensões, areia e lodo, produzidos nas estações elevatórias e ETE (item 4.1.11.2). A DIFIS tem a incumbência de garantir que tudo o que foi orientado pela DIRRE ocorra conforme previsto. Caso façam-se necessárias correções ou ajustes não previstos pelo processo de licenciamento ambiental, também cabe à DIFIS concretizá-los.

Historicamente, até os primeiros anos deste século ainda se toleravam, na Bahia, práticas indevidas em relação aos resíduos gerados no processo de tratamento da água, o que é comprovado pelo grande número de ETA implantadas neste período que não contam com sistemas de recirculação da água de lavagem dos filtros e tratamento do lodo. Em contrapartida, ao longo dos últimos anos é crescente a aplicação de práticas de reuso em ETA, que inclusive devem ser fomentadas. Sobre a disposição final dos resíduos sólidos, não é raro no Estado o seu encaminhamento para vazadouros a céu aberto, os populares "lixões", já que a grande maioria dos municípios baianos não conta com aterro sanitário.

5.12. Vazamento de esgoto a partir do SES

Acredito que o vazamento de esgoto bruto a partir dos SES pode ser substancialmente minimizado por ações da DIRRE. O extravasamento a partir de estações elevatórias é o principal agente causador dessa situação e o extravasor consiste em uma tubulação que funciona por gravidade, instalada nos poços de sucção dessas elevatórias para remover o esgoto em situações emergenciais que ocasionam a paralisação do bombeamento para evitar danos e colapso dos equipamentos. Ocorre, entretanto, que este deveria ser o último dispositivo emergencial após o acionamento de outros precedentes e não é incomum no Estado da Bahia que os extravasores sejam os únicos equipamentos de proteção das estações elevatórias. Apesar do principal prestador de serviços de saneamento básico do Estado não ter fornecido ao Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) informações sobre seu histórico de extravasamentos a partir de estações elevatórias no ano de 2018 (BRASIL, 2019), sei pela minha experiência profissional que elas são bastante recorrentes, sendo inclusive objeto de diversos autos de

infração aplicados anualmente pelo INEMA. Diante desse cenário, a DIRRE assume um papel fundamental ao exigir durante o processo de licenciamento ambiental dos SES a instalação em todas as elevatórias dos outros equipamentos de proteção projetados para evitar o extravasamento de esgoto bruto. São eles: conjunto motor-bomba reserva devidamente instalado no poço de sucção, tanque pulmão a ser acionado antes do extravasor e grupo gerador pronto para entrar em funcionamento em caso de falta de distribuição de energia elétrica pela rede pública que alimenta o sistema. Ao avaliar o projeto da rede coletora de esgotos, argumento ser também essencial que a DIRRE observe as condições de declividade dos trechos entre poços de visita, a fim de garantir a condição de autolimpeza dos coletores; bem como o comprimento desses trechos, visando assegurar que os equipamentos disponíveis no mercado para realizar a limpeza das tubulações serão eficazes ao desenvolver este trabalho. Assertividade nessas observações é imprescindível para evitar o entupimento da rede coletora de esgotos com consequente vazamento de esgoto bruto para o meio ambiente. As atribuições regimentais determinam que o papel da DIFIS diante dos vazamentos é o de coibir a qualquer custo esse tipo de situação. Para tanto, ademais de garantir o devido atendimento de tudo que foi imposto pela DIRRE, deve corrigir eventuais falhas nos sistemas e exigir o registro de todos os eventos que ocasionaram o lançamento de esgoto bruto no meio ambiente.

5.13. Ineficiência nos sistemas de tratamento

A ineficiência nos sistemas de tratamento de água e esgoto pode ser proveniente de duas situações: deficiência tecnológica frente algum tipo de contaminante ou falhas na implantação ou operação que resultam na redução da eficiência projetada. É atribuição da DIRRE garantir que a concepção tecnológica adotada nas ETA e ETE seja capaz de remover os contaminantes estabelecidos como parâmetros dentro dos limites postos. Ressalta-se que, conforme pontuado no item 5.8, há necessidade de melhoria nos instrumentos normativos que regulam o padrão desejado de contaminantes presentes na água tratada e no esgoto tratado. A DIFIS, por sua vez, deve assegurar a adequada operação dos sistemas de tratamento, de modo que na prática se concretize a devida eficiência esperada. Quando necessário, a DIRAM se responsabiliza por realizar campanhas de monitoramento.

5.14. Subaproveitamento das potencialidades dos sistemas

Dentre os problemas elencados pela revisão da literatura realizada neste trabalho, acredito que o subaproveitamento das potencialidades dos sistemas de saneamento básico é o mais relevante porque um desfecho positivo em relação a sua resolução acarretaria um efeito benéfico em todos os outros problemas identificados. Trata-se de uma questão que atualmente não faz parte da agenda de atuação do INEMA (BAHIA, 2018; BAHIA, 2019) e o órgão deveria fomentá-la em função do seu potencial para minimizar ou fazer cessar todos os demais problemas associados aos sistemas de saneamento básico. Assim, defendo que é estratégico o investimento de tempo e recursos em favor de um melhor aproveitamento das potencialidades de SAA e SES, uma vez que investindo nessa frente os resultados obtidos são potencializados exponencialmente. Considerando que a concepção dos sistemas é o que determina as possibilidades de aproveitamento das suas potencialidades, a DIRRE assume papel de protagonismo para viabilizá-las. Com vistas a evoluir nessa direção, considero fundamental a formação um grupo de trabalho transdisciplinar, composto pelos diversos atores que têm intersecção com o tema, com o objetivo de alinhar procedimentos técnicos capazes de viabilizar a utilização das potencialidades dos sistemas de saneamento básico e elaborar marcos normativos de referência visando suprir a enorme carência que existe nesse aspecto.

6 CONCLUSÃO

Ainda que os sistemas de saneamento básico desempenhem um papel fundamental indiscutível no sentido de prover bem-estar social e qualidade ambiental, também são responsáveis por promover impactos ambientais e precisam estar preparados para lidar com uma ampla gama de contaminantes, retirando-os de circulação no ambiente. No presente trabalho identifiquei e caracterizei a diversidade de problemas ambientais associados aos sistemas de saneamento básico por meio de uma vasta revisão da literatura científica e apresentei um estímulo inicial à discussão sobre como essa diversidade de problemas pode passar a ser foco da atenção dos órgãos reguladores, usando como exemplo o INEMA, do Estado da Bahia. A expectativa é que o conteúdo gerado possa ser útil para desencadear um trabalho mais eficiente dos prestadores dos serviços de saneamento básico, bem como dos órgãos de regulação e controle que atuam no setor. Ademais, espero que também sirva para que os entes do Poder Público Municipal, legalmente titulares dos serviços de saneamento básico no Brasil (BRASIL, 2007), possam se apropriar de maneira mais efetiva das atividades nessa área e desempenhar seu papel de modo cada vez mais apropriado e propositivo.

Pensado na aplicabilidade do trabalho na realidade baiana, pretendo divulgar amplamente os resultados obtidos perante o INEMA, com o objetivo sensibilizar o órgão acerca da necessidade de aprimorar as medidas de controle ambiental sobre os sistemas de saneamento básico. Argumento que é bastante estratégico atuar nessa direção principalmente devido à interface que o saneamento básico tem com outras áreas das políticas públicas para além das já sedimentadas saúde e meio ambiente – recursos hídricos, economia, educação, mudanças climáticas, moradia, igualdade de gênero, cidades sustentáveis etc.

Dentre as próximas ações necessárias para viabilizar soluções eficientes frente os problemas ambientais relacionados aos sistemas de saneamento básico, certamente a prioritária é a formação de um grupo de trabalho transdisciplinar composto por órgãos públicos, cientistas pesquisadores, profissionais e empresas que atuam na área e sociedade civil. O estabelecimento de uma relação harmoniosa baseada em confiança entre esses atores de grande diversidade de formações, alinhada a uma metodologia de trabalho objetiva e estratégias de comunicação eficazes são imprescindíveis para alcançar resultados positivos. Acredito também que

o uso de indicadores se constitui em um instrumento fundamental para mensurar a evolução ao longo do tempo da dimensão da gravidade de cada um dos problemas individualmente e facilitar o processo de avaliação dos resultados.

Dado que não é possível resolver problemas quando não os conhecemos profundamente, considero o presente trabalho um primeiro passo no sentido de avançar para um saneamento básico ambientalmente sustentável. Certo de que ainda é necessário um longo percurso para se chegar a este fim, espero que a contribuição aqui fornecida possa alcançar diversos espaços e resultar em discussões e ações frutíferas.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABES. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água** / Ricardo Franci Gonçalves (coordenador). Projeto PROSAB, 352 p.: il. Rio de Janeiro, 2009.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Norma Brasileira NBR nº 15.784/2017: Produtos químicos utilizados no tratamento de água para consumo humano – Efeitos à saúde – Requisitos. 2017.

ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S.. Residues of water treatment plants and ISO 24512: challenge of the Brazilian sanitation. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.18, n.2, p. 115 – 122, abr/jun 2013. doi: 10.1590/S1413-41522013000200003.

AGATHOKLEOUS, A.; CHRISTODOULOU, C.; CHRISTODOULOU, S. E.. Influence of intermittent water supply operations on the vulnerability of water distribution networks. **Journal of Hydroinformatics**, v. 19, n. 6, p. 838–852. 29 de novembro de 2017. doi: 10.2166/hydro.2017.133.

AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M.. Characterization of Water Treatment Plant's Sludge and its Safe Disposal Options. **Procedia Environmental Sciences**, v. 35, p. 950 – 955, 2016b. doi: 10.1016/j.proenv.2016.07.088.

AHMAD, T.; *et al.*. Characterization of water treatment sludge and its reuse as coagulant. **Journal of Environmental Management**, v. 182, p. 606 – 611, 01 de novembro de 2016a. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.08.010.

AHMADI, A.; TIRUTA-BARNA, L.. A Process Modelling-Life Cycle Assessment-MultiObjective Optimization tool for the eco-design of conventional treatment processes of potable water. **Journal of Cleaner Production**, v. 100, p. 116 – 125, 01 de agosto de 2015. doi: 10.1016/j.jclepro.2015.03.045.

ALAHY, Md. E. E.; MUKHOPADHYAY, S. C.. Detection methods of nitrate in water: A review. **Sensors and Actuators, A: Physical**, v. 280, p. 210 – 221, 01 de setembro de 2018. doi: 10.1016/j.sna.2018.07.026.

ALENXANDROU, L.; MEEHAN, B.J.; JONES, O. A. H.. Regulated and emerging disinfection by-products in recycled waters. **Science of The Total Environment**, v. 637 – 638, p. 1607 – 1616, 1 de outubro de 2018. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.391.

ALI, I. *et al.*. Overview of microbes based fabricated biogenic nanoparticles for water and wastewater treatment. **Journal of Environmental Management**, v. 230, p. 128 – 150, 15 de janeiro de 2019. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.09.073.

ALLEY, K. D.; BARR, J.; MEHTA, T.. Infrastructure disarray in the clean Ganga and clean India campaigns. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 5 (6), n. 1310, setembro de 2018. doi: 10.1002/wat2.1310.

ALNEYADI, A. H.; RAUF, M. A.; ASHRAF, S. S.. Oxidoreductases for the remediation of organic pollutants in water – a critical review. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 38, n. 7, p. 971 – 988, 2018. doi: 10.1080/07388551.2017.1423275.

AMOS, C.C.; *et al.*. A scoping review of roof harvested rainwater usage in urban agriculture: Australia and Kenya in focus. **Journal of Cleaner Production**, v. 202, p. 174 – 190, 20 de novembro de 2018. doi: 10.1016/j.jclepro.2018.08.108.

ANEEL. Agência Nacional do Energia Elétrica. Superintendência de Concessões e Autorizações de Geração (SCG). Sistema de Informações de Geração da ANEEL (SIGA): Resumo Estadual. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrljoiNjc4OGYyYjQtYWM2ZC00YjllLWJlYmEtYzdKNTQ1MTc1NjM2liwidCI6IjQwZDZmOWI4LWVjYTctNDZhMi05MmQ0LWVhNGU5YzAxNzBIMSIsImMiOjR9>. Acesso em: 08 de novembro de 2020.

AOBA, T. ; FEJERSKOV, O.. Dental fluorosis chemistry and biology. **Critical Review in Oral Biology & Medicine**, v. 13, n. 2, p. 155 – 170, 01 de março de 2002. doi: 10.1177/154411130201300206.

ARNONE, R. D.; WALLING, J. P.. Waterborne pathogens in urban watersheds. **Journal of Water and Health**, v. 5, n. 1, p. 149 – 162, 01 de março de 2007. doi: 10.2166/wh.2006.001.

ASE. Alliance to Save Energy. **Watery: taking advantage of untapped energy and water efficiency opportunities in municipal water systems**. Washington: Alliance to Save Energy. 2002.

AVELLÁN, T.; GREMILLION, P.. Constructe Constructed wetlands for resource recovery in developing countries. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 99, p. 42 – 57, janeiro de 2019. doi: 10.1016/j.rser.2018.09.024.

BABEL, S.; KURNIAWAN, T. A.. Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 97, n. 1 – 3, p. 219 – 243, 28 de fevereiro de 2003. doi: 10.1016/S0304-3894(02)00263-7.

BABIC, M. N.; *et al.*. Opportunistic Water-Borne Human Pathogenic Filamentous Fungi Unreported from Food. **Microorganisms**, v. 6 (3), n. 79, 03 de agosto de 2018. doi:10.3390/microorganisms6030079.

BAHIA. Decreto Estadual nº 14.024, de 06 de junho de 2012. Aprova o Regulamento da Lei Estadual nº 10.431, de 20 de dezembro de 2006, que institui a Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade do Estado da Bahia, e da Lei Estadual nº 11.612, de 08 de outubro de 2009, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Diário Oficial: República Federativa do Brasil – Estado da Bahia. Salvador/BA, quinta-feira, 07 de junho de 2012 – Ano XCVI – nº 20.870.

BAHIA. Decreto Estadual nº 18.392, de 16 de maio de 2018. Aprova o Regimento do Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA. Diário Oficial: República Federativa do Brasil – Estado da Bahia. Salvador/BA, quinta-feira, 17 de maio de 2018 – Ano CII – nº 22.419.

BAHIA. Decreto Estadual nº 19.129, de 10 de julho de 2019. Modifica a estrutura básica da Secretaria do Meio Ambiente – SEMA, e do Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA. Diário Oficial: República Federativa do Brasil – Estado da Bahia. Salvador/BA, quinta-feira, 11 de julho de 2019 – Ano CIII – nº 22.695.

BAHIA. Lei Estadual nº 11.612, de 8 de outubro de 2009. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências.

BAHIA. Lei Estadual nº 12.212, de 4 de maio de 2011. Modifica a estrutura organizacional e de cargos em comissão da Administração Pública do Poder Executivo Estadual e dá outras providências. Diário Oficial: República Federativa do Brasil – Estado da Bahia. Salvador/BA, quinta-feira, 05 de maio de 2011 – Ano XCV – nº 20.549.

BARBOSA, W. H. A.; CHEUNG, P. B.; BARBOSA, A. T. R.; BARBOSA, J. L. A.. **Consumo de energia elétrica nos sistemas de abastecimento de água**. Encontro Técnico AESABESP – Associação dos Engenheiros da SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo). 29º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente. 2018

BEEGLE, J. R. & BOROLE, A. P.. Energy production from waste: Evaluation of anaerobic digestion and bioelectrochemical systems based on energy efficiency and economic factors. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 96, p. 343 – 351, novembro de 2018. doi: 0.1016/j.rser.2018.07.057.

BERNARD, H. R.; WUTICH, A.; RYAN, G. W.. Analyzing Qualitative Data: Systematic Approaches. Second edition. SAGE Publications, Estados Unidos, 2007.

BERTÉLI, M. O.; PESSIN, N.. **Implantação de técnicas da metodologia de produção mais limpa, na produção de embalagens de madeira, em uma empresa do setor metal mecânico**. XXIX Encontro Nacional de Engenharia de Produção – A Engenharia de Produção e o Desenvolvimento Sustentável: Integrando Tecnologia e Gestão. Salvador, Bahia, Brasil. 06 a 09 de outubro de 2009.

BEZES, P.; *et al.*. Understanding Organizational Reforms in the Modern State: Specialization and Integration in Norway and France. **Governance: An International Journal of Policy, Administration, and Institutions**, v. 26, n. 1, p. 147 – 175, janeiro de 2013. doi: 10.1111/j.1468-0491.2012.01608.x.

BORTOLI, M.; *et al.*. Emissão de óxido nitroso nos processos de remoção biológica de nitrogênio de efluentes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 1 – 6, jan / mar de 2012. doi: 10.1590/S1413-41522012000100003.

BRADLEY, E. H.; CURRY, L. A.; DEVERS, K. J.. Qualitative Data Analysis for Health Services Research: Developing Taxonomy, Themes, and Theory. **HSR: Health Services Research**, v. 42, n. 4, p. 1758 – 1772, agosto de 2007. doi: 10.1111/j.1475-6773.2006.00684.x1758.

BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.. Alternativas para o controle de odores e corrosão em sistemas de coleta e tratamento de esgoto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 4, p. 611 – 623, jul/ago de 2017. doi: 10.1590/S1413-41522017145398.

BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 09/01/1997.

BRASIL. Lei Federal nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 08/01/2007, retificado em 11/01/2007.

BRASIL. Lei Federal nº 12.334, de 20 de setembro de 2010. Estabelece a Política Nacional de Segurança de Barragens. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 21/09/2010.

BRASIL. Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 28/05/2012.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação nº 05, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Anexo XX: Do controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Série B. Textos Básicos de Saúde, 212 p. Brasília, DF, 2006.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS): 24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2018. Brasília: SNS/MDR, dezembro de 2019. 180 p.: il.

BRENNAN, L & OWENDE, P.. Biofuels from microalgae – A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n. 2, p. 557 – 577, fevereiro de 2010. doi: 10.1016/j.rser.2009.10.009.

BROOKS, J. D.; CAREY, C. C.. Resilience to Blooms. **Science**, v. 334, n. 6052, p. 46 – 47, 07 de outubro de 2011. doi: 10.1126/science.1207349.

BROWNE, M. A.; *et al.*. Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 21, p. 9175 – 9179, 06 de setembro de 2011. doi: 10.1021/es201811s.

CAMARGO, J. A.; ALONSO, A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. **Environment International**, v. 32, n. 6, p. 831-849, agosto de 2006. doi: 10.1016/j.envint.2006.05.002.

CAMARGO, J. A.. Fluoride toxicity to aquatic organisms: a review. **Chemosphere**, v. 50, n. 3, p. 251 – 264, janeiro de 2003. doi: 10.1016/S0045-6535(02)00498-8.

CAMPOS, H. L.. **Caracterização de água de lavagem de filtros em estações de tratamento de água de filtração direta**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária), Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2015.

CAMPOS-MAÑAS, M. C.; *et al.*. Opioid occurrence in environmental water samples – A review. **Trends in Environmental Analytical Chemistry**, v. 20, outubro de 2018. doi: 10.1016/j.teac.2018.e00059.

CAÑEDO-ARGÜELLES, M.; *et al.*. Saving freshwater from salts. **Science**, v. 351, n. 6276, p. 914 – 916, 26 de fevereiro de 2016. doi: 10.1126/science.aad3488.

CAO, Y.; *et al.*. Review on reactive species in water treatment using electrical discharge plasma: formation, measurement, mechanisms and mass transfer. **Plasma Science and Technology**, v. 20, n. 10, 20 de agosto de 2018. doi: 10.1088/2058-6272/aacff4.

CARPENTER, S. R.; *et al.*. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v. 8, n. 3, p. 559 – 568, 01 de agosto de 1998. doi: 10.1890/1051-0761.

CHAO, B. F.; WU, U. H.; LI, Y. S.. Impact of Artificial Reservoir Water Impoundment on Global Sea Level. **Science**, v. 320, n. 5873, p. 212 – 214, 11 de abril de 2008. doi: 10.1126/science.1154580.

CHARUAUD, L.; *et al.*. Veterinary pharmaceutical residues from natural water to tap water: Sales, occurrence and fate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 361, p. 169 – 196, 05 de janeiro de 2019. doi: 10.1016/j.jhazmat.2018.08.075.

CHEN, Y.; *et al.*. Integration of sludge digestion and microalgae cultivation for enhancing bioenergy and biorefinery. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 96, p. 76 – 90, novembro de 2018. doi: 10.1016/j.rser.2018.07.028.

CHENG, K. K.; CHALMERS, I.; SHELDON, T.A.. Adding fluoride to water supplies. **BMJ - British Medical Journal**, v. 335, p. 699 – 702, 06 de outubro de 2007. doi: 10.1136/bmj.39318.562951.BE.

CHONG, M. N.; *et al.* Recent developments in photocatalytic water treatment technology: A review. **Water Research**, v. 44, n. 10, p. 2997 – 3027, maio de 2010. doi: 10.1016/j.watres.2010.02.039.

CHOUBISA, S. L.. A brief and critical review on hydrofluorosis in diverse species of domestic animals in India. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 40, p. 99 – 114, 2008. doi: 10.1007/s10653-017-9913-x.

CHRISTENSEN, T.; LAEGREID, P.. The Challenge of Coordination in Central Government Organizations: The Norwegian Case. **Public Organization Review**, v. 8, n. 2, p. 97 – 116, 06 de junho de 2008.

COROMINAS, L.; *et al.* Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. **Water Research**, 47 (2013), p. 5480-5492. doi: 10.1016/j.watres.2013.06.049.

CROOK, D. A.; *et al.* Human effects on ecological connectivity in aquatic ecosystems: Integrating scientific approaches to support management and mitigation. **Science of The Total Environment**, v. 534, p. 52 – 64, 15 de novembro 2015. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.04.034.

CUPRYS, A.; *et al.* Fluoroquinolones metal complexation and its environmental impacts. **Coordination Chemistry Reviews**, v. 376, p. 46 – 61, 01 de dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.ccr.2018.05.019.

DE BHOWMICK, G.; SARMAH, A. K; SEN, R.. Zero-waste algal biorefinery for bioenergy and biochar: A green leap towards achieving energy and environmental sustainability. **Science of the Total Environment**, v. 650, part 2, p. 2467 – 2482, 10 de fevereiro de 2019. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.002.

DESBIOLLES, F.; *et al.* Occurrence and ecotoxicological assessment of pharmaceuticals: Is there a risk for the Mediterranean aquatic environment? **Science of the Total Environment**, v. 639, p. 1334 – 1348, 15 de outubro de 2018. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.351.

DHARUPANEEDI, S. P.; *et al.* Membrane-based separation of potential emerging pollutants. **Separation and Purification Technology**, v. 210, p. 850 – 866, fevereiro de 2019. doi: 10.1016/j.seppur.2018.09.003.

DIAZ, S. D.; *et al.* Effect of previous coagulation in direct ultrafiltration of primary settled municipal wastewater. **Desalination**, v. 304, p. 41 – 48, 15 de outubro de 2012. doi: 10.1016/j.desal.2012.08.005.

DEEMER, B. R.; *et al.* Greenhouse Gas Emissions from Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis. **BioScience**, v. 66, n. 11, p. 949 – 964, 1 de novembro de 2016. doi: 10.1093/biosci/biw117.

DOURADO, C. DA S.. **Áreas de risco de desertificação: cenários atuais e futuros frente às mudanças climáticas**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola, na área

de concentração de água e solo), Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas / SP, p. 141. 2017.

DUDGEON, D.; *et al.*. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 81, n. 2, p. 163-182. 2006. doi: 10.1017/S1464793105006950.

EDOKPAYI, J. N.; DUROWOJU, O.; ODIYO, J. O.. Impact of Wastewater on Surface Water Quality in Developing Countries: A Case Study of South Africa. In: TUTU, H. Water Quality, Chapter: 18. Publisher: InTech, p. 401-416. South Africa, 2017. doi: 10.5772/66561.

EJEIAN, F.; *et al.*. Biosensors for wastewater monitoring: A review. **Biosensors and Bioelectronics**, v. 118, p. 66 – 79, 30 de outubro 2018. doi: 10.1016/j.bios.2018.07.019.

ELO, S.; KYNGÄS, H.. The qualitative content analysis process. **JAN – Journal of Advanced Nursing: Leading Global Nursing Research**, v. 62, n. 1, p. 107 – 115, abril de 2008. doi: 10.1111/j.1365-2648.2007.04569.x.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Guidelines for water reuse**. AR-1530: EPA/600/R-12/618. Setembro de 2012.

EPA. United States Environmental Protection Agency: Office of wastewater management. **Sanitary sewer overflows – What are they and how can we reduce them?** Washington, Estados Unidos. EPA 832-K-96-001 – Summer 1996.

ESCHAUZIER, C.; *et al.*. Impact of Treatment Processes on the Removal of Perfluoroalkyl Acids from the Drinking Water Production Chain. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 3, p. 1708 – 1715, 2012. doi: 10.1021/es201662b.

ESKICIOGLU, C.; GALVAGNO, G.; CIMON, C.. Approaches and processes for ammonia removal from side-streams of municipal effluent treatment plants. **Bioresource Technology**, v. 268, p. 797 – 810, novembro de 2018. doi: 10.1016/j.biortech.2018.07.020.

EUC. Conselho da União Europeia. **Directiva 98/83/CE do Conselho, de 03 de novembro de 1998**; alterada pelo Regulamento (CE) n° 1.882/2003 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 29 de setembro de 2003; pelo Regulamento (CE) n° 596/2009 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 18 de junho de 2009; e pela Directiva (UE) 2016/1.787 da Comissão, de 06 de outubro de 2015.

FALCIGLIA, P. P.; *et al.*. A review on the microwave heating as a sustainable technique for environmental remediation/detoxification applications. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 95, p. 147 – 170, novembro de 2018. doi: 10.1016/j.rser.2018.07.031.

FARLEY, M.; *et al.*. **The Manager's Non-Revenue Water Handbook: A Guide to Understanding Water Losses**. Julho de 2008.

FARRÉ, M.; *et al.*. Fate and toxicity of emerging pollutants, their metabolites and transformation products in the aquatic environment. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 27, n. 11, p. 991 – 1007, dezembro de 2008. doi:10.1016/j.trac.2008.09.010.

FENG, M.; *et al.*. Water-stable metal-organic frameworks for aqueous removal of heavy metals and radionuclides: A review. **Chemosphere**, v. 209, p. 783 – 800, outubro de 2018. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.06.114.

FILHO, A. R.. **Esgotamento sanitário à vácuo: descrição e avaliação econômica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil – Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2009.

FINFGELD-CONNETT, D.. Use of content analysis to conduct knowledge-building and theory-generating qualitative systematic reviews. **Qualitative Research**, v. 14, n. 3, p. 341–352, 2014. doi: 10.1177/1468794113481790.

FOLEY, J.; *et al.*. Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. **Water Research**, v. 44, n. 5, p. 1654 – 1666, março de 2010. doi:10.1016/j.watres.2009.11.031.

FRIEDL, G.; WÜEST, A. Disrupting biogeochemical cycles – Consequences of damming. **Aquatic Sciences**, v. 64, n. 1, p. 55 – 65, abril de 2002. doi: 10.1007/s00027-002-8054-0.

FU, F.; WANG, Q.. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 3, p. 407 – 418, março de 2011. doi: 10.1016/j.jenvman.2010.11.011.

FULLER, M. R.; DOYLE, M. W.; STRAYER, D. L.. Causes and consequences of habitat fragmentation in river networks. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v.1355, n. 1, p. 31 – 51, outubro de 2015. doi: 10.1111/nyas.12853.

FYTILI, D.; ZABANIOTOU, A.. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 12, n. 1, p. 116 – 140, janeiro de 2008. doi: 10.1016/j.rser.2006.05.014.

GALLEGO, A.; *et al.*. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, n. 6, p. 931 – 940, abril de 2008. doi: 10.1016/j.resconrec.2008.02.001.

GALVÃO JUNIOR, A. C.. Challenges for providing universal access to water and sewer services in Brazil. **Revista Panamericana de Salud Publica**, v. 25, n. 6, p. 548 – 556, junho de 2009. doi: 10.1590/s1020-49892009000600012.

GAO, D.; *et al.*. An overview of phthalate acid ester pollution in China over the last decade: Environmental occurrence and human exposure. **Science of the Total Environment**, v. 645, p. 1400 – 1409, 15 de dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.093.

GARCIA-SEGURA, S.; *et al.*. Electrocatalytic reduction of nitrate: Fundamentals to full-scale water treatment applications. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 236, p. 546 – 568, 15 de novembro de 2018. doi: 10.1016/j.apcatb.2018.05.041.

GAUR, N.; NARASIMHULU, K.; PYDISETTY, Y.. Recent advances in the bioremediation of persistent organic pollutants and its effect on environment. **Journal of Cleaner Production**, v. 198, p. 1602 – 1631, 10 de outubro de 2018. doi: 10.1016/j.jclepro.2018.07.076.

GAVRILESCU, M.; *et al.*. Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. **New Biotechnology**, v. 32, n. 1, p. 147 – 156, 25 de janeiro de 2015. doi: 10.1016/j.nbt.2014.01.001.

GEIST, J. Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 6, p. 1507-1516, novembro de 2011. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.04.002.

GENZ, F.. **Avaliação dos efeitos da barragem Pedra do Cavalo sobre a circulação estuarina do Rio Paraguaçu e baía de Iguape**. Tese (Doutorado em Ciências Geológicas), Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia. Salvador, p. 245. Abril de 2006.

GILLEFALK, M.; *et al.*. Potential Impacts of Induced Bank Filtration on Surface Water Quality: A Conceptual Framework for Future Research. **Water (Switzerland)**, v. 10 (9), n. 1240, 13 de setembro de 2018. doi:10.3390/w10091240.

GLEESON, T.; *et al.*. Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint. **Nature**, v. 488, p. 197 – 200, 08 de agosto de 2012. doi: 10.1038/nature11295.

GOGLIO, A. *et al.*. Microbial recycling cells (MRCs): A new platform of microbial electrochemical technologies based on biocompatible materials, aimed at cycling carbon and nutrients in agro-food systems. **Science of The Total Environment**, v. 649, p. 1349 – 1361, 01 de fevereiro de 2019. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.324.

GRIZZETTI, B.; *et al.*. Assessing water ecosystem services for water resource management. **Environmental Science & Policy**, v. 61, p. 194 – 203, julho de 2016. doi: 10.1016/j.envsci.2016.04.008.

GU, Y.; *et al.*. Fate of pharmaceuticals during membrane bioreactor treatment: Status and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 258, p. 733-748, novembro de 2018. doi: 10.1016/j.biortech.2018.08.029.

GUISASOLA, A.; *et al.*. Methane formation in sewer systems. **Water Research**, v. 42, n. 6 – 7, p. 1421 – 1430, março de 2008. doi: 10.1016/j.watres.2007.10.014.

GUPTA, N.; *et al.*. Engineered magnetic nanoparticles as efficient sorbents for wastewater treatment: a review. **Materials Research Innovations**, v. 22, n. 7, p. 434 – 450, 2018. doi: 10.1080/14328917.2017.1334846.

GWENZI, W.; et al.. Sources, behaviour, and environmental and human health risks of hightechnology rare earth elements as emerging contaminants. **Science of The Total Environment**, v. 636, p. 299 – 313, 15 de setembro de 2018. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.235.

HABETS, F.; et al.. The cumulative impacts of small reservoirs on hydrology: A review. **Science of the Total Environment**, v. 643, p. 850 – 867, 01 de dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.188.

HADDAWAY, N. R.; et al.. Making literature reviews more reliable through application of lessons from systematic reviews. **Conservation Biology**, v. 29, n. 6, p. 1596–1605, 2015. doi: 10.1111/cobi.12541.

HARRISON, P. T. C.. Fluoride in water: A UK perspective. **Journal of Fluorine Chemistry**, v. 126, n. 11 – 12, p. 1448 – 1456, dezembro de 2005. doi: 10.1016/j.jfluchem.2005.09.009.

HENAO, L. D.; TUROLLA, A.; ANTONELLI, M.. Disinfection by-products formation and ecotoxicological effects of effluents treated with peracetic acid: A review. **Chemosphere**, v. 213, p. 25 – 40, dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.09.005.

HENRIQUE, O. S.; MAZIVIERO, A. L. M. F.. Sistema tanque séptico + filtro anaeróbio com aplicação de produtos químicos para melhoria do desempenho e controle de odores: estudo de caso da ETE Bosque das Palmeiras – SP. In: Congresso ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. São Paulo, 2017.

HOSLETT, J.; et al.. Surface water filtration using granular media and membranes: A review. **Science of The Total Environment**, v. 639, p. 1268 – 1282, 15 de outubro de 2018. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.247.

HU, Z; HOUWELING, D.; DOLD, P.. Biological Nutrient Removal in Municipal Wastewater Treatment: New Directions in Sustainability. **Journal of Environmental Engineering**, v. 138, n. 3, p. 307 – 317, março de 2012. doi: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000462.

HUNT, H.; et al.. An introduction to overviews of reviews: planning a relevant research question and objective for an overview. **Systematic Reviews**, v. 7, n.39, 2018. doi: 10.1186/s13643-018-0695-8.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Relatório de Gestão do IBAMA 2017**. Brasília, 2018.

ILAYA-AYZA, A. E.; et al.. Multi-criteria optimization of supply schedules in intermittent water supply systems. **Journal of Computational and Applied Mathematics**, v. 309, p. 695 – 703. 01 de janeiro de 2017. doi: 10.1016/j.cam.2016.05.009.

INEMA. Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Relatório Técnico – Campanha 1. Barragem de Joanes I – Lauro de Freitas e Camaçari / BA**. Salvador, junho de 2015.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Global Warming of 1.5°C**: An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. In Press. 2018.

ISLAM, Md. A.; *et al.*. Opportunities and constraints of using the innovative adsorbents for the removal of cobalt(II) from wastewater: A review. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 10, p. 435 – 456, dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.enmm.2018.10.003.

ITB. Instituto Trata Brasil. **Benefícios Econômicos e Sociais da Expansão do Saneamento Básico no Brasil**. Trata Brasil – Saneamento e saúde. Novembro, 2018.

JANN, W.; WEGRICH, K.. Theories of the policy cycle. In: FISCHER, F.; MILLER, G. J.; SIDNEY, M. S.. Handbook of public policy analysis: theory politics and methods, Chapter: 4. Publisher: CRC Press – Taylor & Francis Group, p. 43-62. United States, 2007.

JANSE, J. H. *et al.*. Towards a global model for wetlands ecosystem services. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 36, p. 11 – 19, fevereiro de 2019. doi: 10.1016/j.cosust.2018.09.002.

JANSSEN, A. B. G.; *et al.*. How to model algal blooms in any lake on Earth. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 36, p. 1 – 10, fevereiro de 2019. doi: 10.1016/j.cosust.2018.09.001.

JIA, Y.; *et al.*. Distribution, formation and human-induced evolution of geogenic contaminated groundwater in China: A review. **Science of the Total Environment**, v. 643, p. 967 – 993, 01 de dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.201.

JIBHAKATE, M. L.; *et al.*. Reuse & Recirculation of Filter Backwash Water of Water Treatment Water. **International Journal of Engineering Research and Application**, v. 7, n. 4, (part 1), p. 60 – 63, abril de 2017. doi: 10.9790/9622-0704016063.

JONES, K. C.; DE VOOGT, P.. Persistent organic pollutants (POPs): state of the Science. **Environmental Pollution**, v. 100, n. 1 – 3, p. 209 – 221, 1999. doi: [10.1016/S0269-7491\(99\)00098-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00098-6).

JOO, S. H.; AGGARWAL, S.. Factors impacting the interactions of engineered nanoparticles with bacterial cells and biofilms: Mechanistic insights and state of knowledge. **Journal of Environmental Management**, v. 225, p. 62 – 74, 01 de novembro de 2018. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.07.084.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A.. **Tratamento de Esgotos Domésticos / Eduardo Pacheco Jordão, Costantino Arruda Pessôa – 7ª edição – Rio de Janeiro, 2014. 1050 páginas.**

JULINOVÁ, M.; VANHAROVÁ, L.; JURCA, M.. Water-soluble polymeric xenobiotics – Polyvinyl alcohol and polyvinylpyrrolidone – And potential solutions to environmental issues: A brief review. **Journal of Environmental Management**, v. 228, p. 213 – 222, 15 de dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.09.010.

KATO, M. T.; *et al.* **Oportunidades e desafios na implementação de estações de tratamento de esgoto descentralizadas**. In: Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais / André Bezerra dos Santos (organizador). Capítulo: 1, p. 23 – 47. Fortaleza: Impreco, 2019.

KHAN, S. T.; MALIK, A.. Engineered nanomaterials for water decontamination and purification: From lab to products. **Journal of Hazardous Materials**, v. 363, p. 295 – 308, 05 de fevereiro de 2019. doi: 10.1016/j.jhazmat.2018.09.091.

KOELMANS, A. A.; *et al.* Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. **Water Research**, v. 155, p. 410 – 422, 15 de maio de 2019. doi: 10.1016/j.watres.2019.02.054

KRZEMINSKI, P.; *et al.* Performance of secondary wastewater treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern implicated in crop uptake and antibiotic resistance spread: A review. **Science of The Total Environment**, v. 648, p. 1052 – 1081, 15 de janeiro de 2019. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.130.

KUMKRONG, P.; *et al.* Selenium analysis in waters. Part 1: Regulations and standard methods. **Science of the Total Environment**, v. 640 – 641, p. 1611 – 1634, 01 de novembro de 2018. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.392.

KUSTERKO, S.; *et al.* Gestão de perdas em sistemas de abastecimento de água: uma abordagem construtivista. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 3, p. 615 – 626, maio / junho de 2018. Rio de Janeiro. doi: 10.1590/s1413-41522018156436.

LANGERGRABER, G; MUELLEGGER, E.. Ecological Sanitation – a way to solve global sanitation problems? **Environment International**, 31 (2005), p. 433 – 444. doi: 10.1016/j.envint.2004.08.006.

LAPLACE, D.; MERTZ, J.-M.; HESSE, N.. The Marseille's sewage system in front of climate changes. **TSM – Techniques Sciences Methodes**, v. 113, n. 12, p. 41 – 49, 2018. doi: 10.1051/tsm/201812041.

LEI, Z.; *et al.* Application of anaerobic membrane bioreactors to municipal wastewater treatment at ambient temperature: A review of achievements, challenges, and perspectives. **Bioresour Technol**, v. 267, p. 756 – 768, novembro de 2018. doi: 10.1016/j.biortech.2018.07.050.

LEMOS, D.; *et al.* Environmental assessment of an urban water system. **Journal of Cleaner Production**, v. 54, p. 157 – 165, 01 de setembro de 2013. doi: 10.1016/j.jclepro.2013.04.029.

LEONETI, A. B.; PRADO, E. L.; OLIVEIRA, S. V. W. B.. Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. **Revista de Administração Pública – RAP**, v. 45, n. 2, p. 331 – 348, março / abril de 2011. Rio de Janeiro. doi: 10.1590/S0034-76122011000200003.

LEVY, S. M.. An Update on Fluorides and Fluorosis. **Journal of the Canadian Dental Association**, v. 69, n. 5, p. 286 – 291, maio de 2003.

LIM, J. Y.; *et al.*. Recent trends in the synthesis of graphene and graphene oxide based nanomaterials for removal of heavy metals – A review. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 66, p. 29-44, 25 de outubro de 2018. doi: 10.1016/j.jiec.2018.05.028.

LIMA, L. L.; D'ASCENZI, L.. Implementação de políticas públicas: perspectivas analíticas. **Revista de Sociologia e Política**, v. 21, n. 48, p. 101 – 110, dezembro de 2013.

LIN, S.; *et al.*. Biological sulfur oxidation in wastewater treatment: A review of emerging opportunities. **Water Research**, v. 143, p. 399 – 415, 15 de outubro de 2018. doi: 10.1016/j.watres.2018.06.051.

LIPCZYNSKA-KOCHANY, E. Effect of climate change on humic substances and associated impacts on the quality of surface water and groundwater: A review. **Science of the Total Environment**, v. 640 – 641, p. 1548 – 1565, 01 de novembro de 2018. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.376.

LIU, Y.-J.; GU, J.; LIU, Y.. Energy self-sufficient biological municipal wastewater reclamation: Present status, challenges and solutions forward. **Bioresource Technology**, v. 269, p. 513 – 519, dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.biortech.2018.08.104.

LIU, Y. Y.; *et al.*. Advanced treatment of effluent from municipal WWTP with different metal salt coagulants: Contaminants treatability and floc properties. **Separation and Purification Technology**, v. 120, p. 123 – 128, 13 de dezembro de 2013. doi: 10.1016/j.seppur.2013.09.046.

LUDIN, M.; BENGTSSON, M.; MOLANDER, S.. Life Cycle Assessment of Wastewater Systems: Influence of System Boundaries and Scale on Calculated Environmental Loads. **Environmental Science & Technology**, v. 34, n. 1, p. 180 – 186, janeiro de 2000. doi: 10.1021/es990003f.

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**, v. 473 – 474, p. 619 – 641, 01 de março de 2014. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.12.065.

LUSTOSA, J. B.; *et al.*. Treatment and utilization of filter backwash in water treatment plant. **Revista DAE**, maio de 2017, p. 44 – 61. doi: 10.4322/dae.2016.027.

LYTLE, D. A.; SNOEYINK, V. L.. Effect of ortho and polyphosphates on the properties of iron particles and suspensions. **Journal AWWA – American Water Works Association**, v. 94, n. 10, outubro de 2002. doi: 10.1002/j.1551-8833.2002.tb09560.x.

MA, H.. *et al.* Nutrient recovery technologies integrated with energy recovery by waste biomass anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 269, p. 520 – 531, dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.biortech.2018.08.114.

MACHADO, A. V. M.; *et al.* Critical Factors for the Success of Rural Water Supply Services in Brazil. **Water**, v. 11, n. 10, 2180, outubro de 2019. doi: 10.3390/w11102180.

MADIKIZELA, L. M.; NCUBE, S.; CHIMUKA, L.. Uptake of pharmaceuticals by plants grown under hydroponic conditions and natural occurring plant species: A review. **Science of the Total Environment**, v. 636, p. 477 – 486, 15 de setembro de 2018. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.297.

MAHGOUB, M. El-S. M.; *et al.* Towards sustainability in urban water: a life cycle analysis of the urban water system of Alexandria City, Egypt. **Journal of Cleaner Production**, 18 (2010), p. 1100-1106. doi:10.1016/j.jclepro.2010.02.009.

MAIA, L. H. D.; *et al.* Remediação com argila de lantânio no manancial Joanes I e suas implicações no abastecimento de Salvador, Bahia. In: Congresso ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. São Paulo, 2017.

MALLIAROU, E.; *et al.* Haloacetic acids in drinking water in the United Kingdom. **Water Research**, v. 39, n. 12, p. 2722 – 2730, julho de 2005. doi: 10.1016/j.watres.2005.04.052.

MAMMO, F. K.; *et al.* Microplastics in the environment: Interactions with microbes and chemical contaminants. **Science of the Total Environment**, v. 743, 15 de novembro de 2020. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140518.

MARTIN-POZO, L.; *et al.* Analytical methods for the determination of emerging contaminants in sewage sludge samples. A review. **Talanta**, v. 192, p. 508 – 533, 15 de janeiro de 2019. doi: 10.1016/j.talanta.2018.09.056.

MASSEY, I. Y.; *et al.* Exposure routes and health effects of microcystins on animals and humans: A mini-review. **Toxicon**, v. 151, p. 156 – 162, 01 de setembro de 2018. doi: 10.1016/j.toxicon.2018.07.010.

MATILAINEN, A.; VEPSÄLÄINEN, M.; SILLANPÄÄ, M.. Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 159, n. 2, p. 189 – 197, 15 de setembro de 2010. doi: 10.1016/j.cis.2010.06.007.

MAZMANIAN, D. A.; SABATIER, P. A. Implementation and public policy. **Glenview: Scott Foresman**. 1983.

MAZUR, L. P.; *et al.*. Brown marine macroalgae as natural cation exchangers for toxic metal removal from industrial wastewaters: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 215 – 253, 01 de outubro de 2018. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.05.086.

MC CARTY, P. L.; BAE, J.; KIM, J.. Domestic Wastewater Treatment as a Net Energy Producer – Can This be Achieved? **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 17, p. 7100 – 7106, 12 de julho de 2011. doi: 10.1021/es2014264.

MC CANCE, W.; *et al.*. Contaminants of Emerging Concern as novel groundwater tracers for delineating wastewater impacts in urban and peri-urban áreas. **Water Research**, v. 146, p. 118 – 133, 01 de dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.watres.2018.09.013.

MC DONAGH, M. S.; *et al.*. Systematic review of water fluoridation. **BMJ - British Medical Journal**, v. 321, p. 855 – 859, 7 de outubro de 2000. doi: 10.1136/bmj.321.7265.855.

MEREL, S.; *et al.*. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. **Environment International**, v. 59, p. 303 – 327, setembro de 2013. doi: 10.1016/j.envint.2013.06.013.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse**. 3rd ed, Mc Graw - Hill Book Company. New York, 1994.

MONDARDO, M. L.; AZEVEDO, J. R. N.. MATOPIBA: do domínio da terra e abuso da água aos territórios de resistências das populações tradicionais. **Revista NERA**, v. 22, n. 47, p. 296 – 320. Presidente Prudente / SP. Dossiê – 2019.

MORALES-POLO, C.; CLEDERA-CASTRO, M. M.; SORIA, B. Y. M.. Reviewing the Anaerobic Digestion of Food Waste: From Waste Generation and Anaerobic Process to Its Perspectives. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 8 (10), n. 1804, 02 de outubro de 2018. doi:10.3390/app8101804.

MUNIR, M. T.; *et al.*. Resource recovery from organic solid waste using hydrothermal processing: Opportunities and challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 96, p. 64 – 75, novembro de 2018. doi: 10.1016/j.rser.2018.07.039.

MURPHY, H. M.; MC BEAN, E. A.; FARAHBAKHS, K.. Appropriate technology – A comprehensive approach for water and sanitation in the developing world. **Technology in Society**, v. 31, n. 2, p. 158 – 167, maio de 2009. doi: 10.1016/j.techsoc.2009.03.010.

NASA. National Aeronautics and Space Administration. **Resources – Global Warming vs. Climate Change. Overview: Weather, Global Warming and Climate Change**. Disponível em: <https://climate.nasa.gov/resources/global-warming-vs-climate-change/>. Acesso em: 26 de outubro de 2020. 2020.

NASCIMENTO, E. S.; SILVA, T. A.; SILVA, L. L.. **A utilização do lodo de ETA como insumo em argamassa**. Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia (CONTECC). Palmas, Tocantins. 17 a 19 de setembro de 2019.

NAVARRO-ORTEGA, A.; *et al.*. Managing the effects of multiple stressors on aquatic ecosystems under water scarcity. The GLOBAQUA project. **Science of the Total Environment**, v. 503 – 504, p. 3 – 9, 15 de janeiro de 2015. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.06.081.

NEREM, R. S.; *et al.*. Climate-change–driven accelerated sea-level rise detected in the altimeter era. **PNAS – Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 115, n. 9, p. 2022 – 2025, 27 de fevereiro de 2018. doi: 10.1073/pnas.1717312115.

NICHOLS, G.; LAKE, I.; HEZVISIDE, C.. Climate Change and Water-Related Infectious Diseases. **Atmosphere**, v. 9 (10), n. 385, 02 de outubro de 2018. doi:10.3390/atmos9100385.

NILSSON, C.; *et al.*. Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. **Science**, v. 308, n. 5720, p. 405 – 408, 15 de abril de 2005. doi: 10.1126/science.1107887.

NITATORI, D. H.. Avaliação operacional de estação elevatória de esgoto utilizando eficiência energética: estudo de caso na cidade de Itaipó/São Paulo. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Área de Concentração em Recursos Hídricos, Energéticos e Ambientais. Faculdade de Engenharia, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Campinas / SP, 2016.

NRMMC. Natural Resource Management Ministerial Council. **National water quality management strategy: Guidelines for sewerage systems – Sewerage system overflows**. Australia Water Association. Canberra, Austrália. Novembro de 2004.

OECD. Associação O Eco. Gases do efeito estufa: dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄). **Dicionário Ambiental. ((o))eco**, Rio de Janeiro, abril de 2014. Disponível em: <<https://www.oeco.org.br/dicionario-ambiental/28261-gases-do-efeito-estufa-dioxido-de-carbono-co2-e-metano-ch4/>>. Acesso em: 05 de novembro de 2020.

OMS. Organização Mundial de Saúde, **Inheriting a sustainable world? Atlas on children's health and the environment**. Geneva: World Health Organization; 2017.

OMS. Organização Mundial de Saúde. **Investing in water and sanitation: increasing access, reducing inequalities. UN - water global analysis and assessment of sanitation and drinking-water (GLAAS)**. Main findings. 2014.

OMS. Organização Mundial de Saúde. **pH in Drinking-water: Revised background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality**. 2007.

ONU. Organização das Nações Unidas. **Declaração do Milênio das Nações Unidas - Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODMs)**. Nova York, 6 a 8 de setembro, 2000.

ONU. Organização das Nações Unidas. **Resolução da Assembleia Geral da ONU A/RES/64/292**, de 28/07/2010.

ONU. Organização das Nações Unidas. Secretariado Geral das Nações Unidas. **The Millennium Development Goals Report**. Nova York, 2015b.

ONU. Organização das Nações Unidas. **Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)**. Nova York, 25 a 27 de setembro, 2015a.

O'TOOLE, L. J. J.. Research on Policy Implementation: Assessment and Prospects. **Journal of Public Administration Research and Theory**, v. 10, n. 2, p. 263 – 288, 01 de abril de 2000, doi: 10.1093/oxfordjournals.jpart.a024270.

PAERL, H. W.; OTTEN, T. G.. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. **Microbial Ecology**, v. 65, p. 995 – 1010, 13 de janeiro de 2013. doi: 10.1007/s00248-012-0159-y.

PAN, J. R.; HUANG, C.; LIN, S.. Reuse of fresh water sludge in cement making. **Water Science & Technology**, v. 50, n. 9, p. 183 – 188, 01 de novembro de 2004. doi: 10.2166/wst.2004.0566.

PANTELAKI, I.; VOUTSA, D.. Organophosphate flame retardants (OPFRs): A review on analytical methods and occurrence in wastewater and aquatic environment. **Science of the Total Environment**, v. 649, p. 247 – 263, 01 de fevereiro de 2019. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.286.

PARKES, L. O.; HOTA, S. S.. Sink-Related Outbreaks and Mitigation Strategies in Healthcare Facilities. **Current Infectious Disease Reports**, v. 20, n. 42, 20 de agosto de 2018. doi: 10.1007/s11908-018-0648-3.

PAYMENT, P.; LOCAS, A.. Pathogens in Water: Value and Limits of Correlation with Microbial Indicators. **Groundwater**, v. 49, n. 1, p. 4 – 11, janeiro / fevereiro de 2011. doi: 10.1111/j.1745-6584.2010.00710.x.

PELEYEJU M. G.; AROTIBA, O. A.. Recent trend in visible-light photoelectrocatalytic systems for degradation of organic contaminants in water/wastewater. **Environmental Science: Water Research and Technology**, v. 4, n. 10, p. 1389 – 1411, 13 de julho de 2018. doi: 10.1039/C8EW00276B.

PETERS, B. G.. Managing horizontal government: the politics of co-ordination. **Public Administration**, v. 76, n. 2, p. 295 – 311, 1998. doi: 10.1111/1467-9299.00102.

PETERSEN, P. E.; LENNON, M.A.. Effective use of fluorides for the prevention of dental caries in the 21st century: the WHO approach. **Community Dentistry and Oral**

Epidemiology, v. 32, n. 5, p. 319–21, 01 de setembro de 2004. doi: 10.1111/j.1600-0528.2004.00175.x.

PETROVIC, M.; *et al.*. Combined scenarios of chemical and ecological quality under water scarcity in Mediterranean rivers. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 30, n. 8, p. 1269 – 1278, setembro de 2011. doi: 10.1016/j.trac.2011.04.012.

PETROVIC, M.; GONZALEZ, S.; BARCELÓ, M.. Analysis and removal of emerging contaminants in wastewater and drinking water. **Trends in Analytical Chemistry**, vol. 22, n. 10, 2003. doi: 10.1016/ S0165-9936(03)01105-1.

PIVELI, R. P.. **Curso: "Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos". Aula 5 – Características físicas das águas: cor, turbidez, sólidos, temperatura, sabor e odor.** Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP) / Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Disciplina: Saneamento Ambiental – 2º semestre de 2011.

PNUMA. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. **Global Environment Outlook GEO4 environment for development.** 2007.

PIZZO, G.; *et al.*. Community water fluoridation and caries prevention: a critical review. **Clinical Oral Investigations**, v. 11, p. 189 – 193, 27 de fevereiro de 2007. doi: 10.1007/s00784-007-0111-6.

PORTUGAL. Departamento de Saúde Pública. Grupo Técnico Regional – Águas de Consumo Humano. **Água destinada ao consumo humano: Riscos para a saúde humana resultantes da exposição a sulfatos: Nota Técnica.** 2011.

PRICE, J. I.; HEBERLING, M. T.. The Effects of Source Water Quality on Drinking Water Treatment Costs: A Review and Synthesis of Empirical Literature. **Ecological Economics**, 151 (2018), p. 195-209. doi: 10.1016/j.ecolecon.2018.04.014.

PRUDEN, A.; *et al.*. Antibiotic Resistance Genes as Emerging Contaminants: Studies in Northern Colorado. **Environmental Science & Technology**, v. 40, n. 23, p. 7445 – 7450, 15 de agosto de 2006. doi: 10.1021/es060413.

PRÜSS-ÜSTÜN, A.; BONJOUR, S.; CORVALÁN, C.. The impact of the environment on health by country: a meta-synthesis. **Environmental Health**, v. 7, n. 7, 2008. doi:10.1186/1476-069X-7-7.

PULLIN, A. S.; STEWART, G. B.. Guidelines for Systematic Review in Conservation and Environmental Management. **Conservation Biology**, v. 20, n. 6, p. 1647-1656, dez 2006. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00485.x.

PULZL, H.; TREIB, O.. Implementing public policy. In: FISCHER, F.; MILLER, G. J.; SIDNEY, M. S.. **Handbook of public policy analysis: theory politics and methods**, Chapter: 4. Publisher: CRC Press – Taylor & Francis Group, p. 43-62. United States, 2007.

RAHMAN, M. S; GAGNON, G. A.. Bench-scale evaluation of drinking water treatment parameters on iron particles and water quality. **Water Research**, v. 48, p. 137 – 147, 01 de janeiro de 2014. doi: 10.1016/j.watres.2013.09.018.

RAVIKUMAR, A.; *et al.*. Inter-sectoral and multilevel coordination alone do not reduce deforestation and advance environmental justice: Why bold contestation works when collaboration fails. *Environment and Planning C: Politics and Space*, v. 36, n. 8, p. 1437 – 1457, 14 de setembro de 2018. doi: 10.1177/2399654418794025.

REDDY, V. R.; REDDY, M. S.; PALANISAMI, K.. Tank rehabilitation in India: Review of experiences and strategies. **Agricultural Water Management**, v. 209, p. 32 – 43, outubro de 2018. doi: 10.1016/j.agwat.2018.07.013.

RITTER, L; *et al.*. **Persistent organic pollutants**. United Nations Environment Programme. Retrieved 2007-09-16.

ROBINSON, P.; LOWE, J.. Literature reviews vs systematic reviews. **Australian and New Zealand Journal of Public Health**. vol. 39, n° 2, 2015. doi: 10.1111/ 1753-6405.12393.

ROCKSTRÖM, J.; *et al.*. Planetary boundaries:exploring the safe operating space for humanity. **Ecology and Society**, v. 14, n. 2, art. 32, 2009. Disponível em: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/>. Acesso em: 05 de novembro de 2020.

RODRIGUEZ-NARVAEZ; O. M.; *et al.*. Treatment technologies for emerging contaminants in water: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 323, p. 361 – 380, 01 de setembro de 2017. doi: 10.1016/j.cej.2017.04.106.

ROSSI, R. A.. **Conflito e regulação das águas no Salitre – Bahia (1997 – 2013)**. Tese (Doutorado em Administração), Escola de Administração, Universidade Federal da Bahia (UFBA). Salvador / BA, p. 181. 2015.

RUNTTI, H.; *et al.*. How to tackle the stringent sulfate removal requirements in mine water treatment – A review of potential methods. **Environmental Research**, v. 167, p. 207 – 222, novembro de 2018. doi: 10.1016/j.envres.2018.07.018.

SALAMA, E.-S.; *et al.*. Recent trends in anaerobic co-digestion: Fat, oil, and grease (FOG) for enhanced biomethanation. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 70, p. 22 – 42, janeiro de 2019. doi: 10.1016/j.pecs.2018.08.002.

SANTOS, C. S.. Implementação de políticas públicas, um processo contínuo de formulação da agenda? XVII ENANPUR – Encontro Nacional da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Planejamento Urbano e Regional. Tema: Desenvolvimento, crise e resistência: Quais os caminhos do Planejamento Urbano e Regional? Sessão temática 10: perspectivas para o planejamento urbano e regional. São Paulo / SP, 22 a 26 de maio de 2017.

SANTOS, H. J. M.; *et al.*. Flúor: elemento potencialmente tóxico para plantas, animais e seres humanos. **Revista EDUC Amazônia – Educação, Sociedade e Meio Ambiente**, Ano 6, v. X, n. 1, p. 78 – 92, janeiro a junho de 2013.

SANTOS, S. S. A.; CAMPOS, V. P.. Utilização de resíduo sólido de estação de tratamento de água (lodo), como matéria prima para confecção de elementos da construção civil. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 2, p. 273 – 287, março / abril de 2018.

SARI, M. A.; *et al.* Recent innovations and trends in in-conduit hydropower technologies and their applications in water distribution systems. **Journal of Environmental Management**, v. 228, p. 416 – 428, 15 de dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.08.078.

SARIN, P.; *et al.* Iron Corrosion Scales: Model for Scale Growth, Iron Release, and Colored Water Formation. **Journal of Environmental Engineering**, v. 130, n. 4, p. 364 – 373, abril de 2004. doi: 10.1061/~ASCE!0733-9372.

SAUNDERS, B.; *et al.* Saturation in qualitative research: exploring its conceptualization and operationalization. **Quality and Quantity**, v. 52, n. 4, p. 1893 – 1907, 2018. doi: 10.1007/s11135-017-0574-8.

SCHINDLER, D. W.. Effects of Acid Rain on Freshwater Ecosystems. **Science**, v. 239, n. 4836, p. 149 – 157, 08 de janeiro de 1988. doi: 10.1126/science.239.4836.149.

SCHINDLER, D. W.. The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, n. 1, p. 18 – 29, 2001. doi: 10.1139/f00-179.

SCHUUR, E. A. G.; *et al.* Climate change and the permafrost carbon feedback. **Nature**, v. 520, n. 7546, p. 171 – 179, 09 de abril de 2015. doi:10.1038/nature14338.

SCHWARZENBACH, R. P.; *et al.* The Challenge of Micropollutants in Aquatic Systems. **Science**, v. 313, n. 5790, p. 1072 – 1077, 25 de agosto de 2006. doi: 10.1126 / science.1127291.

SCOPUS. Research Intelligence: Scopus – Content Coverage Guide. Elsevier, 2020.

SDWA. **Safe Drinking Water Act (Title XIV of public health service act)**. Chapter 373 of the 78th Congress, Approved July, 1944, 58 Stat. 682. As Amended Through P.L. 116-92, Enacted December 20, 2019. Washington, Estados Unidos.

SEBRAE. Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas. Políticas Públicas: conceitos e práticas. Supervisão: Brenner Lopes e Jefferson Ney Amaral. Coordenação: Ricardo Wahrendorff Caldas. Belo Horizonte: Sebrae/MG, 2008. 48 p.

SENA, M.; HICKS, A.. Life cycle assessment review of struvite precipitation in wastewater treatment. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 139, p. 194 – 204, dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.resconrec.2018.08.009.

SGROI, M.; VAGLIASINDI, F. G. A.; ROCCARO, P.. Feasibility, sustainability and circular economy concepts in water reuse. **Current Opinion in Environmental Science and Health**, v. 2, p. 20 – 25, abril de 2018. doi: 10.1016/j.coesh.2018.01.004.

SHAW, J. L. A.; et al.. Assessing the impact of water treatment on bacterial biofilms in drinking water distribution systems using high-throughput DNA sequencing. **Chemosphere**, v. 117, p. 185 – 192, dezembro de 2014. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.06.077.

SHANNON, M. A.; et al.. Science and technology for water purification in the coming decades. **Nature**, v. 245, p. 301 – 310, 20 de março de 2008. doi: 10.1142/9789814287005_0035.

SHAO, S.; et al.. Research progress on distribution, migration, transformation of antibiotics and antibiotic resistance genes (ARGs) in aquatic environment. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 38, n. 8, p. 1195 – 1208, maio de 2018. doi: 10.1080/07388551.2018.1471038.

SHARMA, A.; AHMAD, J.; FLORA, A. J. S.. Application of advanced oxidation processes and toxicity assessment of transformation products. **Environmental Research**, v. 167, p. 223 – 233, novembro de 2018. doi: 10.1016/j.envres.2018.07.010.

SHEN, Y.; et al.. An overview of biogas production and utilization at full-scale wastewater treatment plants (WWTPs) in the United States: Challenges and opportunities towards energy-neutral WWTPs. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 50, p. 346 – 362, outubro de 2015. doi: 10.1016/j.rser.2015.04.129.

SIDDIQI, A.; ANADON, L. D.. The water–energy nexus in Middle East and North Africa. **Energy Policy**, v. 39, n. 8, p. 4529 – 4540, 2011. doi:10.1016/j.enpol.2011.04.023.

SOARES, A. F. S.; SILVA, L. F. M.; ARAÚJO, B. J. R. S.. **Poluição hídrica ocasionada pelo lodo gerado em estação de tratamento de água para potabilização**. 1º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade. IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais. 12 a 14 de junho de 2018. Gramado/RS.

SOLANES, M.. **Common regulatory principles and regulation of water and sanitation services**. IISD – International Institute for Sustainable Development. Winnipeg, Manitoba / Canadá. Dezembro de 2009.

SOUTTER, A. R. B.; MOTTUS, R.. **“Global warming” versus “climate change”: A replication on the association between political self-identification, question wording, and environmental beliefs**. *Journal of Environmental Psychology*, v. 69, article 101413, junho de 2020. doi: 10.1016/j.jenvp.2020.101413

STACKELBERG, P. E.; et al.. Efficiency of conventional drinking-water-treatment processes in removal of pharmaceuticals and other organic compounds. **Science of the Total Environment**, v. 377, n. 2 – 3, p. 255 – 272, 15 de maio de 2007. doi: 10.1016/j.scitotenv.2007.01.095.

STACKELBERG, P. E.; et al.. Persistence of pharmaceutical compounds and other organic wastewater contaminants in a conventional drinking-water treatment plant.

Science of the Total Environment, v. 329, n. 1 – 3, p. 99 – 113, 15 de agosto de 2004. doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.03.015.

STEIN, L. Y.. Insights into the physiology of ammonia-oxidizing microorganisms. **Current Opinion in Chemical Biology**, v. 49, p. 9 – 15, abril de 2019. doi: 10.1016/j.cbpa.2018.09.003.

STENE, L. C.; *et al.*. Acidic Drinking Water and Risk of Childhood-Onset Type 1 Diabetes. **Diabetes Care**, v. 25, n. 9, p. 1534 – 1538, setembro de 2002. doi: 10.2337/diacare.25.9.1534.

STODDARD, J. L.; *et al.*. Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. **Nature**, v. 401, n. 6753, p. 575 – 578, 07 de outubro de 1999. doi: 10.1038/44114.

SURESH, A.; *et al.*. Understanding and optimization of the flocculation process in biological wastewater treatment processes: A review. **Chemosphere**, v. 210, p. 401 – 416, novembro de 2018. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.07.021.

SUSHMA, M.; KUMARI, A. K. S.. Performance of various catalysts on treatment of refractory pollutants in industrial wastewater by catalytic wet air oxidation: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 228, p. 169 – 188, 15 de dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.09.003.

SWIERCZEK, B; CIESLIK, B. M.; KONIECZKA, P.. The potential of raw sewage sludge in construction industry – A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 200, p. 342 – 356, 01 de novembro de 2018. doi: 10.1016/j.jclepro.2018.07.188.

SYMONDS, E. M.; *et al.*. Pepper mild mottle virus: A plant pathogen with a greater purpose in (waste)water treatment development and public health management. **Water Research**, v. 144, p. 1 – 12, 01 de novembro de 2018. doi: 10.1016/j.watres.2018.06.066.

TAHERAN, M.; *et al.*. Emerging contaminants: Here today, there tomorrow! **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 10, p. 122 – 126, dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.enmm.2018.05.010.

TAYLOR-POWELL, E.; RENNER, M.. **Analyzing Qualitative Data**. Program Development & Evaluation. University of Wisconsin-Extension. Cooperative Extension. Madison, Wisconsin, 2003.

TCU. Tribunal de Contas da União. Relatório de Acompanhamento (RACOM) vinculado ao processo TC 029.688/2016-7. **Monitoramento de acompanhamento da arrecadação de multas administrativas aplicadas por entidades de fiscalização, agências reguladoras e outros órgãos federais com atribuições de fiscalização e controle**. 2016.

TEODOSIU, C.; *et al.*. Emerging pollutants removal through advanced drinking water treatment: A review on processes and environmental performances assessment.

Journal of Cleaner Production, v. 197, part 1, p. 1210 – 1221, 01 de outubro de 2018. doi: 10.1016/j.jclepro.2018.06.247.

THOMAS, D. R.. A General Inductive Approach for Analyzing Qualitative Evaluation Data. **American Journal of Evaluation**, v. 27, n. 2, p. 237 – 246, junho de 2006. doi: 10.1177/1098214005283748.

TOSUN, J.; SCHAUB, S.; FLEIG, A.. What determines regulatory preferences? Insights from micropollutants in surface waters. **Environmental Science & Policy**, v. 106, p. 136 – 144, abril de 2020. doi: 10.1016/j.envsci.2020.02.001.

TOTSUKA, N.; *et al.*. Intermittent urban water supply under water starving situations. IN: Godfrey, S. (ed). People-centred approaches to water and environmental sanitation: Proceedings of the 30th WEDC International Conference, Vientiane, Laos, 25-29 October, 2004, pp. 505-512.

TSUTYIA, M. T.; SOBRINHO, P. A.. **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. Epusp/PHD, 547 p. São Paulo. 1999.

TYAGI, V. K.; *et al.*. Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): Progress and challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 93, p. 380 – 399, outubro de 2018. doi: 10.1016/j.rser.2018.05.051.

VENKITESHWARAN, K.; MC NAMARA, P. J.; MAYER, B. K.. Meta-analysis of non-reactive phosphorus in water, wastewater, and sludge, and strategies to convert it for enhanced phosphorus removal and recovery. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 661 – 674, 10 de dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.369.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos (Princípios do tratamento biológico de águas residuais**, v. 1), 452 p. 3ª edição. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2005.

VON SPERLING, M. **Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal – Volume One**. Biological. Wastewater Treatment Series. Published by IWA Publishing, London, 2007.

WADA, Y.; *et al.*. Global depletion of groundwater resources. **Geophysical Research Letters**, v. 37, n. 20, 26 de outubro de 2010. doi:10.1029/2010GL044571.

WALTHER, G.-R.; *et al.*. Ecological responses to recent climate change. **Nature**, v. 416, n. 6879, p. 389 – 395, 28 de março de 2002. doi: 10.1038/416389a.

WANG, C.; ZHAO, J.; XING, B.. Environmental Source, Fate, and Toxicity of Microplastics. **Journal of Hazardous Materials**. Disponível online em: 22 de outubro de 2020. doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.124357.

WANG, J.; CHEN, C.. Biosorbents for heavy metals removal and their future. **Biotechnology Advances**, v. 27, n. 2, p. 195 – 226, março / abril de 2009. doi: 10.1016/j.biotechadv.2008.11.002.

WANG, J.; ZHUAN, R.; CHU, L.. The occurrence, distribution and degradation of antibiotics by ionizing radiation: An overview. **Science of the Total Environment**, v. 646, p. 1385 – 1397, 01 de janeiro de 2019. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.415.

WANG, M.; HELBLING, D. E.. A non-target approach to identify disinfection byproducts of structurally similar sulfonamide antibiotics. **Water Research**, v. 102, p. 241 – 251, 01 de outubro de 2016. doi: 10.1016/j.watres.2016.06.042.

WEB OF SCIENCE. **Web of Science Core Collection: Introduction**. Disponível em: <http://clarivate.libguides.com/woscc/basics>. Acesso em: 27 de fevereiro de 2020. 2020a.

WEB OF SCIENCE. **Web of Science Core Collection: Web of Science: Summary of Coverage**. Disponível em: <http://clarivate.libguides.com/woscc/coverage>. Acesso em: 27 de fevereiro de 2020. 2020b.

WEB OF SCIENCE. **Web of Science Core Collection Help: Searching the Document Type Field**. Disponível em: https://images.webofknowledge.com/images/help/WOS/hs_document_type.html#:~:text=Some%20records%20in%20Web%20of,a%20book%20of%20confernece%20proceedings. Acesso em: 27 de fevereiro de 2020. 2020c.

WEC. World Energy Council. **World Energy Resources**. United Kingdom, 2016.

WEI, H.; et al.. Coagulation/flocculation in dewatering of sludge: A review. **Water Research**, v. 143, p. 608 – 631, 15 de outubro de 2018. doi: 10.1016/j.watres.2018.07.029.

WEISS, L. C.. Rising pCO₂ in freshwater ecosystems has the potential to negatively affect predator-induced defenses in daphnia. **Current Biology**, v. 28, n. 2, p. 327 – 332, 22 de janeiro de 2018. doi: 10.1016/j.cub.2017.12.022.

WEN, J; DONG, H.; ZENG, G.. Application of zeolite in removing salinity/sodicity from wastewater: A review of mechanisms, challenges and opportunities. **Journal of Cleaner Production**, v. 197, part. 1, p. 1435 – 1446, 01 de outubro de 2018. doi: 10.1016/j.jclepro.2018.06.270.

WILSENACH, J. A.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.. Integration of Processes to Treat Wastewater and Source-Separated Urine. **Journal of Environmental Engineering**, v. 132, n. 3, p. 331 – 341, março de 2006. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2006)132:3(331).

WILSON, M. C.; et al.. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. **Landscape Ecology**, v. 31, p. 219 – 227, 2016. doi: 10.1007/s10980-015-0312-3.

YAMASHITA, T.; YAMAMOTO-IKEMOTO. Nitrogen and Phosphorus Removal from Wastewater Treatment Plant Effluent via Bacterial Sulfate Reduction in an Anoxic Bioreactor Packed with Wood and Iron. **International Journal of Environmental**

Research and Public Health, v. 11, n. 9, p. 9835 – 9853, 22 de setembro de 2014. doi:10.3390/ijerph110909835.

YE, Y.; *et al.*. A critical review on ammonium recovery from wastewater for sustainable wastewater management. **Bioresource Technology**, v. 268, p. 749 – 758, novembro de 2018. doi: 10.1016/j.biortech.2018.07.111.

YUMASHEV, D.; *et al.*. Climate policy implications of nonlinear decline of Arctic land permafrost and other cryosphere elements. **Nature Communications**, v. 10, n. 1900, p. 1 – 11, 23 de abril de 2019. doi: 10.1038/s41467-019-09863-x.

ZHANG, C.; *et al.*. Graphitic carbon nitride (g-C₃N₄) - based photocatalysts for water disinfection and microbial control: A review. **Chemosphere**, v. 214, p. 462 – 479, janeiro de 2019. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.09.137.

ZHANG, X.; *et al.*. Sludge predation by aquatic worms: Physicochemical characteristics of sewage sludge and implications for dewaterability. **Journal of Cleaner Production**, v. 258, p. 1 – 9, 10 de junho de 2020. doi: 10.1016/j.jclepro.2020.120612.

ZHOU, H.; *et al.*. Overview of strategies for enhanced treatment of municipal/domestic wastewater at low temperature. **Science of The Total Environment**, v. 643, p. 225 – 237, 01 de dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.100.

ZHOU, Y.; *et al.*. Chiral pharmaceuticals: Environment sources, potential human health impacts, remediation technologies and future perspective. **Environment International**, v. 121, part 1, p. 523 – 537, dezembro de 2018. doi: 10.1016/j.envint.2018.09.041.

8 MATERIAL SUPLEMENTAR

Material Suplementar 1 - Banco de dados da revisão da literatura científica

Material Suplementar 2 - Documentos mais recentes excluídos do processo de análise por estarem indisponíveis gratuitamente nas suas respectivas páginas originais da publicação

Material Suplementar 3 - Documentos mais recentes não selecionados a partir da leitura do título, resumo e *highlights* (quando existentes)

Material Suplementar 4 - Documentos removidos da lista de selecionados após a leitura completa do documento

Material Suplementar 5 - Documentos mais citados excluídos do processo de análise por estarem indisponíveis gratuitamente nas suas respectivas páginas originais da publicação

Material Suplementar 6 - Documentos mais citados não selecionados a partir da leitura do título, resumo e *highlights* (quando existentes)

Material Suplementar 7 - Códigos de problemas ambientais associados ao saneamento básico identificados pela revisão da literatura científica

Material Suplementar 8 - Códigos de problemas ambientais associados ao saneamento básico agrupados em classes por similaridade de conteúdo