

# SOLO E RECURSOS HÍDRICOS

*conservação,  
recuperação  
e manejo*

ARISTON DA SILVA MELO JÚNIOR  
*(organizador)*



EDITORA  
ARTEMIS

2022

# SOLO E RECURSOS HÍDRICOS

*conservação,  
recuperação  
e manejo*

ARISTON DA SILVA MELO JÚNIOR  
*(organizador)*



EDITORA  
ARTEMIS

2022



O conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição Creative Commons Atribuição-Não-Comercial NãoDerivativos 4.0 Internacional (CC BY-NC-ND 4.0). Direitos para esta edição cedidos à Editora Artemis pelos autores. Permitido o download da obra e o compartilhamento, desde que sejam atribuídos créditos aos autores, e sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

A responsabilidade pelo conteúdo dos artigos e seus dados, em sua forma, correção e confiabilidade é exclusiva dos autores. A Editora Artemis, em seu compromisso de manter e aperfeiçoar a qualidade e confiabilidade dos trabalhos que publica, conduz a avaliação cega pelos pares de todos manuscritos publicados, com base em critérios de neutralidade e imparcialidade acadêmica.

<b>Editora Chefe</b>	Prof. <sup>a</sup> Dr. <sup>a</sup> Antonella Carvalho de Oliveira
<b>Editora Executiva</b>	M. <sup>a</sup> Viviane Carvalho Mocellin
<b>Direção de Arte</b>	M. <sup>a</sup> Bruna Bejarano
<b>Diagramação</b>	Elisângela Abreu
<b>Organizador</b>	Prof. Dr. Ariston da Silva Melo Júnior
<b>Imagem da Capa</b>	Ziglinda/123RF
<b>Bibliotecária</b>	Janaina Ramos – CRB-8/9166

#### Conselho Editorial

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Ada Esther Portero Ricol, *Universidad Tecnológica de La Habana “José Antonio Echeverría”*, Cuba  
Prof. Dr. Adalberto de Paula Paranhos, Universidade Federal de Uberlândia  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Amanda Ramalho de Freitas Brito, Universidade Federal da Paraíba  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Ana Clara Monteverde, *Universidad de Buenos Aires, Argentina*  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Ana Júlia Viamonte, Instituto Superior de Engenharia do Porto (ISEP), Portugal  
Prof. Dr. Ángel Mujica Sánchez, *Universidad Nacional del Altiplano, Peru*  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Angela Ester Mallmann Centenaro, Universidade do Estado de Mato Grosso  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Begoña Blandón González, *Universidad de Sevilla, Espanha*  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Carmen Pimentel, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Catarina Castro, Universidade Nova de Lisboa, Portugal  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Cirila Cervera Delgado, *Universidad de Guanajuato, México*  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Cláudia Padovesi Fonseca, Universidade de Brasília-DF  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Cláudia Neves, Universidade Aberta de Portugal  
Prof. Dr. Cleberton Correia Santos, Universidade Federal da Grande Dourados  
Prof. Dr. David García-Martul, *Universidad Rey Juan Carlos de Madrid, Espanha*  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Deuzimar Costa Serra, Universidade Estadual do Maranhão  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Dina Maria Martins Ferreira, Universidade Estadual do Ceará  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Eduarda Maria Rocha Teles de Castro Coelho, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal  
Prof. Dr. Eduardo Eugênio Spers, Universidade de São Paulo  
Prof. Dr. Eloi Martins Senhoras, Universidade Federal de Roraima, Brasil



Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Elvira Laura Hernández Carballido, *Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo*, México  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Emilas Darlene Carmen Lebus, *Universidad Nacional del Nordeste/ Universidad Tecnológica Nacional*, Argentina  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Erla Mariela Morales Morgado, *Universidad de Salamanca*, Espanha  
Prof. Dr. Ernesto Cristina, *Universidad de la República*, Uruguay  
Prof. Dr. Ernesto Ramírez-Briones, *Universidad de Guadalajara*, México  
Prof. Dr. Gabriel Díaz Cobos, *Universitat de Barcelona*, Espanha  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Gabriela Gonçalves, Instituto Superior de Engenharia do Porto (ISEP), Portugal  
Prof. Dr. Geoffroy Roger Pointer Malpass, Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Brasil  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Gladys Esther Leoz, *Universidad Nacional de San Luis*, Argentina  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Glória Beatriz Álvarez, *Universidad de Buenos Aires*, Argentina  
Prof. Dr. Gonçalo Poeta Fernandes, Instituto Politécnico da Guarda, Portugal  
Prof. Dr. Gustavo Adolfo Juarez, *Universidad Nacional de Catamarca*, Argentina  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Iara Lúcia Tescarollo Dias, Universidade São Francisco, Brasil  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Isabel del Rosario Chiyon Carrasco, *Universidad de Piura*, Peru  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Isabel Yohena, *Universidad de Buenos Aires*, Argentina  
Prof. Dr. Ivan Amaro, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Brasil  
Prof. Dr. Iván Ramon Sánchez Soto, *Universidad del Bío-Bío*, Chile  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Ivânia Maria Carneiro Vieira, Universidade Federal do Amazonas, Brasil  
Prof. Me. Javier Antonio Albornoz, *University of Miami and Miami Dade College*, Estados Unidos  
Prof. Dr. Jesús Montero Martínez, *Universidad de Castilla - La Mancha*, Espanha  
Prof. Dr. João Manuel Pereira Ramalho Serrano, Universidade de Évora, Portugal  
Prof. Dr. Joaquim Júlio Almeida Júnior, UniFIMES - Centro Universitário de Mineiros, Brasil  
Prof. Dr. José Cortez Godínez, Universidad Autónoma de Baja California, México  
Prof. Dr. Juan Carlos Cancino Diaz, Instituto Politécnico Nacional, México  
Prof. Dr. Juan Carlos Mosquera Feijoo, *Universidad Politécnica de Madrid*, Espanha  
Prof. Dr. Juan Diego Parra Valencia, *Instituto Tecnológico Metropolitano de Medellín*, Colômbia  
Prof. Dr. Juan Manuel Sánchez-Yáñez, *Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo*, México  
Prof. Dr. Júlio César Ribeiro, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Brasil  
Prof. Dr. Leinig Antonio Perazolli, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Brasil  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Livia do Carmo, Universidade Federal de Goiás, Brasil  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Luciane Spanhol Bordignon, Universidade de Passo Fundo, Brasil  
Prof. Dr. Luis Fernando González Beltrán, Universidad Nacional Autónoma de México, México  
Prof. Dr. Luis Vicente Amador Muñoz, *Universidad Pablo de Olavide*, Espanha  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Macarena Esteban Ibáñez, *Universidad Pablo de Olavide*, Espanha  
Prof. Dr. Manuel Ramiro Rodríguez, *Universidad Santiago de Compostela*, Espanha  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Márcia de Souza Luz Freitas, Universidade Federal de Itajubá, Brasil  
Prof. Dr. Marcos Augusto de Lima Nobre, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Brasil  
Prof. Dr. Marcos Vinicius Meiado, Universidade Federal de Sergipe, Brasil  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Mar Garrido Román, *Universidad de Granada*, Espanha  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Margarida Márcia Fernandes Lima, Universidade Federal de Ouro Preto, Brasil  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Maria Aparecida José de Oliveira, Universidade Federal da Bahia, Brasil  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Maria Carmen Pastor, *Universitat Jaume I*, Espanha  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Maria do Céu Caetano, Universidade Nova de Lisboa, Portugal  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Maria do Socorro Saraiva Pinheiro, Universidade Federal do Maranhão, Brasil  
Prof.<sup>ª</sup> Dr.<sup>ª</sup> Maria Lúcia Pato, Instituto Politécnico de Viseu, Portugal

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maritza González Moreno, *Universidad Tecnológica de La Habana*, Cuba  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Mauriceia Silva de Paula Vieira, Universidade Federal de Lavras, Brasil  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Odara Horta Boscolo, Universidade Federal Fluminense, Brasil  
Prof. Dr. Osbaldo Turpo-Gebera, *Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa*, Peru  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Patrícia Vasconcelos Almeida, Universidade Federal de Lavras, Brasil  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Paula Arcoverde Cavalcanti, Universidade do Estado da Bahia, Brasil  
Prof. Dr. Rodrigo Marques de Almeida Guerra, Universidade Federal do Pará, Brasil  
Prof. Dr. Saulo Cerqueira de Aguiar Soares, Universidade Federal do Piauí, Brasil  
Prof. Dr. Sergio Bitencourt Araújo Barros, Universidade Federal do Piauí, Brasil  
Prof. Dr. Sérgio Luiz do Amaral Moretti, Universidade Federal de Uberlândia, Brasil  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Silvia Inés del Valle Navarro, *Universidad Nacional de Catamarca*, Argentina  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Solange Kazumi Sakata, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. Universidade de São Paulo (USP), Brasil  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Teresa Cardoso, Universidade Aberta de Portugal  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Teresa Monteiro Seixas, Universidade do Porto, Portugal  
Prof. Dr. Valter Machado da Fonseca, Universidade Federal de Viçosa, Brasil  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Vanessa Bordin Viera, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Vera Lúcia Vasilévski dos Santos Araújo, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil  
Prof. Dr. Wilson Noé Garcés Aguilar, *Corporación Universitaria Autónoma del Cauca*, Colômbia

#### Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

S689 Solo e recursos hídricos: conservação, recuperação e manejo / Organizador Ariston da Silva Melo Júnior. – Curitiba-PR: Artemis, 2022.

Formato: PDF

Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader

Modo de acesso: World Wide Web

Inclui bibliografia

ISBN 978-65-87396-67-5

DOI 10.37572/EdArt\_290822675

1. Solos. 2. Recursos hídricos. 3. Sustentabilidade. I. Melo Júnior, Ariston da Silva (Organizador). II. Título.

CDD 631.45

Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166



## APRESENTAÇÃO

O título **Solo e Recursos Hídricos – Conservação, Recuperação e Manejo** traz para o mundo atual uma das maiores preocupações com a preservação do nosso planeta e dos biomas que compõem toda a estrutura da Terra. O estudo constante de novas tecnologias, metodologias e gerenciamento deve promover um crescimento sustentável e garantir o futuro das próximas gerações.

A importância desse tema nesse século XXI é tamanha que a própria Organização das Nações Unidas (ONU) apresenta em sua agenda de 2030 o tema sustentabilidade e manutenção do meio ambiente como meta de desafio a ser alcançado de forma a que os recursos hídricos e a conservação do solo sejam foco primordial de interesse e responsabilidade política e social das nações. Tal proposta da ONU já vem sendo empregada por governos em projetos como, por exemplo, cobrança d'água do setor agrícola para minimizar a poluição de rios e lagos e impedir a contaminação de solos. Sendo esse controle realizado pelos denominados Comitês de Bacias Hidrográficas, o que mostra a relevância e atualidade do presente livro.

Este livro não se propõe a trazer soluções finais e vindouras, o que seria pretencioso; mas apresentar a preocupação e zelo que os autores tiveram em compartilhar seus conhecimentos. Assim, o livro apresenta o que de melhor está sendo realizado no mundo acadêmico e científico, de modo a trazer propostas, ensaios científicos e reflexões que permeiem as mentes de todos e todas de modo a podermos trazer uma nova proposta de melhoria a manutenção da qualidade e fertilidade de nossos solos e de técnicas para o uso racional das reservas hídricas do mundo, com os novos conceitos que vem sendo estudados pelas universidades e centros de pesquisas em relação ao bioma terrestre e aquático. Exemplos como a chamada pegada hídrica e claro apresentar uma nova proposta pedagógica em que as novas gerações tenham em mente a responsabilidade em um contínuo respeito a nosso lar – planeta Terra.

Nesse sentimento que a organização dessa obra propõe uma leitura crítica e atenta às pesquisas que os autores e autoras trazem nessa obra de modo a permitirem a generosidade em compartilhar seus conhecimentos e pensamentos para a formação contínua do leitor e leitora.

Uma boa leitura a você leitor/leitora e que as próximas páginas possam levar a uma reflexão da importância sustentável que esse livro tem como meta e sonho: um mundo novo, melhor e mais harmônico para toda humanidade!

## SUMÁRIO

### **CAPÍTULO 1..... 1**

AVALIAÇÃO AMBIENTAL ESTRATÉGICA. CONTRIBUTOS NA GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Carla Maria Rolo Antunes

 [https://doi.org/10.37572/EdArt\\_2908226751](https://doi.org/10.37572/EdArt_2908226751)

### **CAPÍTULO 2..... 14**

USO EFICIENTE DA ÁGUA EM LISBOA - CÁLCULO DA PEGADA HÍDRICA

Manuela Moreira da Silva

Leandro Muller

Susana Neto

Carla Pimentel Rodrigues

Armando Silva Afonso

 [https://doi.org/10.37572/EdArt\\_2908226752](https://doi.org/10.37572/EdArt_2908226752)

### **CAPÍTULO 3..... 21**

DESEMPENHO EM FILTRO LENTO QUANTO A MELHORIA NO PH E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DE ESGOTO DOMÉSTICO

Ariston da Silva Melo Júnior

 [https://doi.org/10.37572/EdArt\\_2908226753](https://doi.org/10.37572/EdArt_2908226753)

### **CAPÍTULO 4..... 36**

ATIVOS ECOLÓGICOS E BALANÇO DE CARBONO DE UM ESPAÇO VERDE URBANO – CONTRIBUTOS PARA UMA *WATER SENSITIVE CITY*

Manuela Moreira da Silva

Sandra Caetano

Daniel Pimenta

Lídia Terra

Horácio Carvalho

 [https://doi.org/10.37572/EdArt\\_2908226754](https://doi.org/10.37572/EdArt_2908226754)

<b>CAPÍTULO 5.....</b>	<b>50</b>
MONITORAMENTO DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO) EM LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO	
Ariston da Silva Melo Júnior Kleber Aristides Ribeiro Abrão Chiaranda Merij	
 <a href="https://doi.org/10.37572/EdArt_2908226755">https://doi.org/10.37572/EdArt_2908226755</a>	
<b>CAPÍTULO 6.....</b>	<b>65</b>
FLOW VELOCITY STRUCTURE AND TURBULENCE CHARACTERISTICS IN A PARTIALLY VEGETATED CHANNEL WITH RIGID EMERGENT VEGETATION	
Cristina Maria Sena Fael César Augusto Vaz Santos Cátia Sofia Batista Taborda	
 <a href="https://doi.org/10.37572/EdArt_2908226756">https://doi.org/10.37572/EdArt_2908226756</a>	
<b>CAPÍTULO 7.....</b>	<b>78</b>
HACIA EL BUEN ESTADO QUÍMICO DE NUESTRAS AGUAS CONTINENTALES: ¿SÓLO LAS EDAR SON RESPONSABLES DEL MISMO?	
Rafael Marín Galvín	
 <a href="https://doi.org/10.37572/EdArt_2908226757">https://doi.org/10.37572/EdArt_2908226757</a>	
<b>CAPÍTULO 8.....</b>	<b>91</b>
EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE COMPOSTOS NITROGENADOS EM SISTEMA DE ALAGADOS CONSTRUÍDO	
Ariston da Silva Melo Júnior Kleber Aristides Ribeiro Leonardo Gerardini	
 <a href="https://doi.org/10.37572/EdArt_2908226758">https://doi.org/10.37572/EdArt_2908226758</a>	
<b>SOBRE O ORGANIZADOR.....</b>	<b>109</b>
<b>ÍNDICE REMISSIVO .....</b>	<b>110</b>



# CAPÍTULO 1

## AVALIAÇÃO AMBIENTAL ESTRATÉGICA. CONTRIBUTOS NA GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Data de submissão: 20/05/2022

Data de aceite: 10/06/2022

**Carla Maria Rolo Antunes**

Universidade do Algarve

Faculdade de Ciências e Tecnologia

Departamento de Ciências da

Terra, do Mar e Ambiente

MED-Mediterranean Institute for Agriculture

Environment and Development

CEPAC-Centro de Estudos em Património,

Paisagem e Construção

Faro – Portugal

<https://orcid.org/0000-0002-7446-2537>

**RESUMO:** Em 2005, com a Lei da Água, surge um novo enquadramento no domínio da política, da gestão e da proteção dos recursos hídricos, com destaque para a proteção das massas de água e a gestão sustentável desse recurso. A região hidrográfica torna-se a unidade de gestão e de planeamento, tendo por base a bacia hidrográfica, concretizada em vários instrumentos, nomeadamente nos Planos de Gestão de Região Hidrográfica. Em 2007, foi consagrada a elaboração da Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) de Programas e Planos, processo integrado no procedimento de tomada de decisão, na qual se identificam, descrevem e avaliam os

eventuais efeitos significativos no ambiente resultantes da respetiva aplicação. O presente trabalho tem por objetivo principal refletir sobre os contributos da AAE na gestão dos recursos hídricos, através de uma análise comparativa entre o 1º (2009-2015) e o 2º ciclo de planeamento e gestão (2016-2021), na região hidrográfica do Tejo (Portugal).

**PALAVRAS-CHAVE:** Recursos hídricos. Planeamento. Gestão. Avaliação ambiental. Tejo.

**STRATEGIC ENVIRONMENTAL  
ASSESSMENT. CONTRIBUTIONS TO THE  
MANAGEMENT OF WATER RESOURCES**

**ABSTRACT:** In 2005, with the Water Law, a new framework emerged in the field of policy, management and protection of water resources, with emphasis on the protection of water bodies and the sustainable management of this resource. The hydrographic region is considered as the management and planning unit, based on the hydrographic basin, materialized in various instruments, namely the Hydrographic Region Management Plans. In 2007, the elaboration of the Strategic Environmental Assessment (SEA) of Programs and Plans was consecrated, a process integrated in the decision-making procedure, in which the possible significant effects on the environment resulting from the respective application are identify, describe and evaluate. The main objective of this work is to reflect

on the contributions of the SEA in the management of water resources, through a comparative analysis between the 1st (2009-2015) and the 2nd cycle of planning and management (2016-2021), in the hydrographic region of Tagus (Portugal).

**KEYWORDS:** Water resources. Planning. Management. Environmental assessment. Tagus.

## 1 ENQUADRAMENTO E OBJETIVOS

Com a Lei da Água – LA (Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro; alterada e republicada no Decreto-Lei n.º 130/2012, de 22 de junho), que resulta da transposição da Diretiva Quadro da Água – DQA (Diretiva 2000/60/CE, do Parlamento e do Conselho, de 23 de outubro) para a legislação portuguesa, surge um novo enquadramento no domínio da política, da gestão e da proteção dos recursos hídricos, com destaque para a proteção das massas de água e para a gestão sustentável desse recurso. A região hidrográfica torna-se a unidade de gestão e de planeamento, tendo por base a bacia hidrográfica, concretizada em vários instrumentos, nomeadamente nos Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH).

Os PGRH constituem instrumentos de natureza setorial de planeamento dos recursos hídricos e visam fundamentar e orientar a gestão, compatibilizando as utilizações com as disponibilidades, a proteção e a valorização ambiental, social e económica da água. São elaborados por ciclos de planeamento, sendo revistos e atualizados de seis em seis anos.

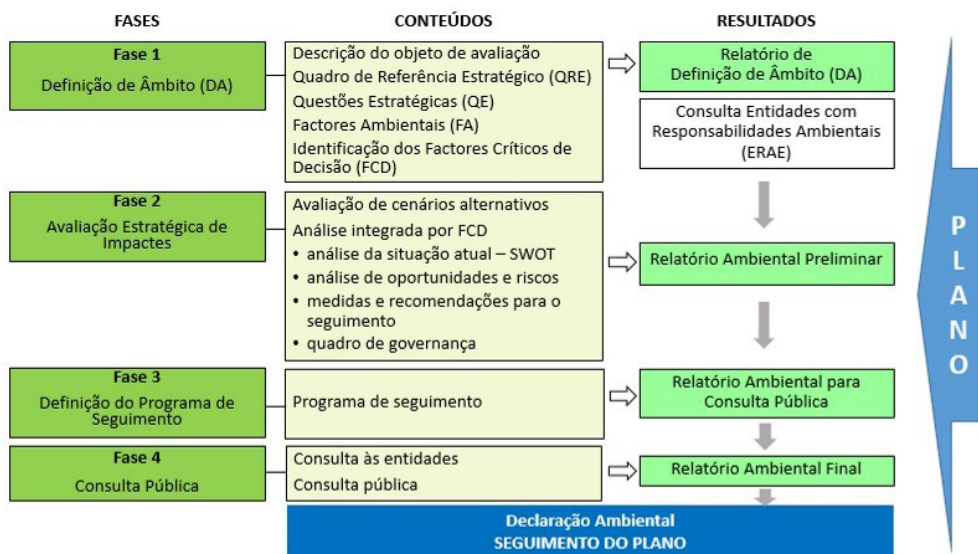
Com a publicação do Decreto-Lei n.º 232/2007, de 15 de Junho (alterado pelo Decreto-Lei n.º 58/2011, de 4 de Maio), que consagra no ordenamento jurídico português os requisitos legais europeus estabelecidos pela Diretiva n.º 2001/42/CE, de 25 de junho, tornou-se necessário a elaboração da Avaliação Ambiental de Planos e Programas, na qual se identificam, descrevem e avaliam os eventuais efeitos significativos no ambiente, resultantes da sua aplicação e as alternativas que tenham em conta os objetivos e o âmbito de aplicação territorial respectivos. O objetivo deste instrumento de avaliação é estabelecer um nível elevado de proteção do ambiente e de contribuir para a integração das considerações ambientais nas diversas fases de preparação de determinados Planos e Programas (Partidário, 2007). A Avaliação Ambiental pode ser entendida como um processo integrado no procedimento de tomada de decisão, que se destina a incorporar os principais valores ambientais nessa mesma decisão.

Neste contexto, com o objetivo de apoiar o processo de decisão subjacente à elaboração dos PGRH decorre em simultâneo a respectiva Avaliação Ambiental Estratégica (AAE), processo contínuo e sistemático de avaliação da sustentabilidade

ambiental, de identificação e de avaliação de eventuais efeitos significativos no ambiente, resultantes da aplicação dos referidos planos.

Na Figura 1 apresenta-se de forma esquemática o processo de AAE com as várias etapas, conteúdos e resultados.

Figura 1 – Processo de Avaliação Ambiental Estratégica.



Através da componente de Participação Pública promove-se o envolvimento e a participação da administração, dos *stakeholders*/atores-chave e da população em geral na temática dos recursos hídricos, incentivando ao debate dos problemas e à procura das soluções para a região, criando-se assim responsabilidades coletivas na gestão dos recursos hídricos.

A Agência Portuguesa do Ambiente (APA), enquanto Autoridade Nacional da Água em Portugal, é responsável pela elaboração dos PGRH e pela promoção da respectiva AAE. No 1º ciclo de planeamento o PGRH do Tejo (RH5) contemplava apenas a bacia hidrográfica do Tejo. Com a publicação do Decreto Lei nº130/2012, de 22 de junho, que altera e republica a Lei da Água, as ribeiras do Oeste integram a RH5, passando esta região hidrográfica a designar-se por “Tejo e Ribeiras do Oeste”. Atualmente, a RH5 abrange uma área de 30 502 km², repartida pela bacia hidrográfica do Tejo e ribeiras adjacentes, e pela bacia hidrográfica das ribeiras do Oeste (área total de aproximadamente 2 508 km²), que confina, a leste, com a bacia hidrográfica do rio Tejo (APA, 2016).

O presente trabalho tem por objetivo principal refletir sobre os contributos da AAE na gestão dos recursos hídricos, através de uma avaliação comparativa entre o 1º (2009-

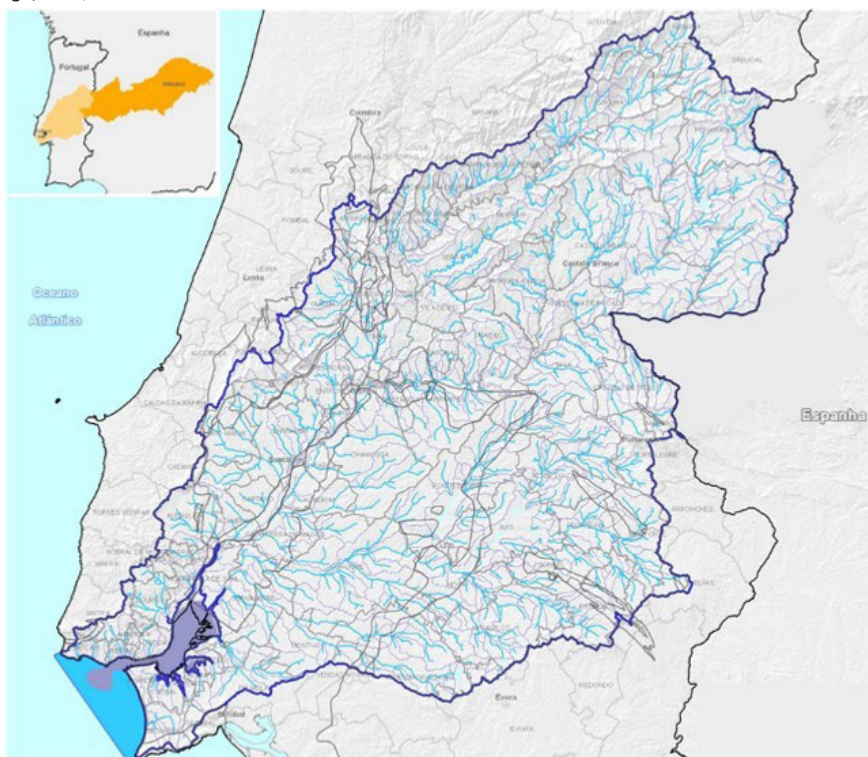
2015) e o 2º ciclo de planeamento e gestão (2016-2021), incidindo esta análise na bacia hidrográfica do Tejo, por ser o território comum.

O caso de estudo, no quadro do direito internacional por ser um rio ibérico, teve de ser articulado com o planeamento e gestão dos recursos hídricos de Espanha, destacando-se a “Convenção sobre Cooperação para o Aproveitamento Sustentável das Bacias Hidrográficas Luso-Espanholas”, designada por Convenção de Albufeira, que define as normas para a proteção e a sustentabilidade das águas transfronteiriças (APA, 2016).

## 2 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TEJO

A bacia hidrográfica (BH) do rio Tejo é uma região hidrográfica internacional com uma área total de cerca de 81 400 km<sup>2</sup>, em que aproximadamente 30% se situa em território português. Em Portugal, esta bacia é limitada pelo território espanhol a Este. Na Figura 2 apresenta-se a bacia hidrográfica do rio Tejo.

Figura 2 – Localização da bacia hidrográfica do rio Tejo (limite assinalado a azul mais escuro). Fonte: (adaptado de Biodesign, 2012).



A BH do rio Tejo, de forma alongada, ocupa entre os rios peninsulares, o primeiro lugar em área e o terceiro em extensão do seu curso de água principal. O rio Tejo nasce

na serra de Albarracín (Montes Universais), em Espanha, a cerca de 1 600 m de altitude e apresenta um comprimento de 1 100 km, dos quais 230 km em Portugal e 43 km de troço internacional, definido desde a foz do rio Erges, afluente da margem direita do Tejo, até à foz do rio Sever, na margem esquerda.

Em território nacional, os principais afluentes do rio Tejo são o rio Sorraia, na margem esquerda e o rio Zêzere, na margem direita. Os grandes afluentes do rio Tejo na margem direita, Erges, Aravil, Pônsul, Ocreza e Zêzere, drenam a zona do Maciço Hespérico, acidentada, montanhosa e com pluviosidade relativamente elevada, se for excluída a área oriental da Beira Baixa. Estes rios possuem uma significativa expressão, tanto em extensão como em área drenada, formando vales encaixados, transversais ao curso do rio principal.

Na margem esquerda, a estrutura hidrográfica da bacia é bastante diferente. Apenas têm algum relevo os cursos transversais ao rio Tejo, Sever e ribeira de Nisa, que drenam formações antigas, do ponto vista geológico, logo no troço de entrada do rio Tejo em Portugal. Mais para jusante, apenas algumas pequenas ribeiras drenam de Sul para Norte, confluindo depois com o rio Tejo. O remanescente corresponde, no essencial, à bacia hidrográfica do rio Sorraia, com uma orientação quase paralela à do rio Tejo.

Tratando-se de uma região hidrográfica (RH5) demasiado heterogénea foi dividida em unidades mais homogéneas, tendo sido consideradas várias sub-bacias, que integram as principais linhas de água afluentes ao Tejo e as bacias hidrográficas associadas a pequenas linhas de água que drenam diretamente para o Oceano Atlântico (DHV et al., 2011; APA, 2016).

O clima é do tipo temperado mediterrâneo, em que a temperatura média anual varia entre 7,4°C (zonas mais a Norte e a maior altitude) e 16,9°C (zona do estuário). A precipitação média anual situa-se entre 2 744 mm (na zona Norte da região e a uma altitude superior a 1 300 m) e 524 mm (zona costeira).

A RH5 reúne um número bastante diversificado de habitats, incluindo locais com elevada riqueza e diversidade faunística e florística e onde ocorrem espécies com considerável valor conservacionista. De realçar a importância do estuário do Tejo, com uma área aproximada de 320 km<sup>2</sup>, que desempenha um papel ecológico fundamental, dada a elevada produtividade e diversidade biológica e paisagística (DHV, 2011).

### **3 PLANOS DE GESTÃO DE REGIÃO HIDROGRÁFICA (RH5) – CICLOS DE PALNEAMENTO**

O PGRH tem a natureza jurídica de plano setorial, de concretização e programação das obrigações da política nacional e comunitária de ambiente no domínio dos recursos

hídricos, e é um instrumento de planeamento que visa a gestão, a proteção e a valorização ambiental, social e económica da água, ao nível da região hidrográfica, propondo-se assim, alcançar os objetivos da LA.

Esta tipologia de Plano, enquanto instrumento de planeamento dos recursos hídricos, estabelece o enquadramento para a gestão das águas superficiais, designadamente as águas interiores, de transição e costeiras, e das águas subterrâneas e tem, à escala das massas de água (MA), efeitos diretos sobre as atividades e usos sustentáveis da água, disponibilizando um conjunto de medidas concretas e orientadas para a eficaz gestão dos recursos hídricos, identificando as intervenções a realizar mas, sobretudo, os procedimentos necessários para a sua concretização e que incluem, para além das atividades de planeamento, as de licenciamento e de fiscalização das utilizações dos recursos hídricos.

A monitorização das MA, através das redes de quantidade e qualidade, constitui uma base essencial para a gestão da água e um aspecto determinante para a proteção e gestão dos ecossistemas, num quadro de valorização dos recursos hídricos (Antunes *et al.*, 2011).

O 1º ciclo de planeamento (aprovado pela RCM nº16-F/2013, de 22 de março) refere-se ao período entre 2009-2015 e visa proteger e recuperar todas as MA de superfície, de modo a que até 2015 se encontrassem em “bom estado ecológico” ou “bom potencial ecológico” e “bom estado químico”, e no caso das águas subterrâneas em “bom estado químico e quantitativo”.

As Questões Críticas do Plano foram articuladas com os objetivos gerais e ambientais para as águas superficiais, as águas subterrâneas e as zonas protegidas, estabelecidos no âmbito da DQA/LA, e com as questões significativas da gestão da água – QSiGA (ARH Tejo, 2009), tendo dado origem as Questões Estratégicas (QE) do PGRH. Estas QE constituem os desígnios de natureza estratégica para gestão dos recursos hídricos na RH5, com vista a minimizar os condicionalismos identificados, de forma a dar cumprimento às orientações estratégicas e à prossecução dos princípios de planeamento dos recursos hídricos nas várias vertentes. Neste contexto foram estabelecidas as seguintes QE do PGRH Tejo: Melhorar, proteger e recuperar o “bom estado” das MA; Evitar a degradação, protegendo e melhorando o estado dos ecossistemas aquáticos, terrestres e zonas húmidas diretamente associadas; Assegurar o fornecimento em quantidade suficiente de água de boa qualidade e promover a sua utilização sustentável; Reduzir e minimizar os riscos de poluição dos meios hídricos; Prevenir e mitigar os efeitos adversos decorrentes dos riscos naturais e tecnológicos; Proteger, valorizar e reabilitar os sistemas fluviais, estuarinos e costeiros (Biodesign; 2012).

Em 2013 foi reconhecida a necessidade de revisão dos PGRH, correspondendo o 2º ciclo de planeamento, em vigor no período 2016-2021, à atualização e revisão necessárias.

O documento elaborado em 2012 pela Comissão Europeia, em resultado da avaliação dos PGRH desenvolvidos pelos Estados Membros durante o 1º ciclo de planeamento (“*Blueprint to Safeguard Europe’s Water*”), constitui a base da política da água da União Europeia até 2020 e de desenvolvimento dos planos do 2º ciclo de planeamento, no âmbito da DQA/LA.

No 2º ciclo atualizou-se a caracterização da RH5 ao nível da delimitação das MA (superficiais e subterrâneas), zonas protegidas, pressões significativas, avaliação das MA, disponibilidades e necessidades de água. As QSiGA (APA, 2014) foram essenciais para a definição das medidas necessárias para se alcançarem os objetivos ambientais para se atingir o bom estado ou bom potencial das massas de água, para 2021 e 2027.

Na elaboração do 2º ciclo do PGRH Tejo, além do intercâmbio de informação entre Portugal e Espanha (plataforma CIRCAB, criada para partilha de dados), também foram realizadas reuniões bilaterais entre as entidades Portuguesas e Espanholas, tais como sessões públicas conjuntas, acordado no âmbito da XXVI Declaração Conjunta da Cimeira Luso-Espanhola.

Simultaneamente ao 2º ciclo de planeamento foi elaborado o Plano de Gestão dos Riscos de Inundação (PGRI) e respetiva AAE. Note-se que o PGRI é um plano de 1º ciclo (Decreto-Lei nº115/2010, de 22 de outubro) e que a escala territorial é bastante diferente do PGRH, abrangendo apenas áreas específicas, de incidência local, que correspondem a zonas críticas de inundação identificadas na RH5.

Na Tabela 1 apresentam-se os objetivos estratégicos definidos no âmbito do 1º e 2º ciclos de planeamento e respetivas áreas temáticas.

Tabela 1 – Objetivos estratégicos e área temática no 1º e 2º ciclos de planeamento.

Objetivo estratégico	Área temática	
	1º ciclo	2º ciclo
Adequar a Administração Pública na gestão da água	Quadro institucional e normativo	Governança
Atingir e manter o Bom Estado/Potencial das MA	Qualidade da água	Qualidade da água
Assegurar as disponibilidades de água para as utilizações atuais e futuras	Quantidade da água	Quantidade da água
Assegurar o conhecimento atualizado dos recursos hídricos	Monitorização, investigação e conhecimento	Investigação e conhecimento
Promover uma gestão eficaz e eficiente dos riscos associados à água	Gestão de riscos e valorização do Domínio Hídrico	Gestão de riscos

Objetivo estratégico	Área temática	
	1º ciclo	2º ciclo
Promover a sustentabilidade económica da gestão da água	Quadro económico e financeiro	Quadro económico e financeiro
Sensibilizar a sociedade portuguesa para uma participação ativa na política da água	Comunicação e governança	Comunicação e sensibilização
Assegurar a compatibilização da política da água com as políticas setoriais		Governança
Posicionar Portugal no contexto luso-espanhol		Governança

Fonte: APA (2016).

Da análise do Quadro 1 verifica-se que, embora os objetivos estratégicos coincidam, é de salientar que no 2º ciclo de planeamento são indicados dois novos objetivos na área temática da Governança, nomeadamente o de assegurar a compatibilização da política da água com as políticas setoriais e o de posicionar Portugal no contexto luso-espanhol.

Considera-se que a definição de objetivos é uma etapa fundamental no processo de planeamento, pois confere ao Plano um cariz de objetividade, nomeadamente ao estabelecer as metas e os prazos para os atingir. Os objetivos definidos para os PGRH foram delineados com base na análise integrada dos vários instrumentos de planeamento relevantes para os recursos hídricos.

#### 4 AVALIAÇÃO AMBIENTAL ESTRATÉGICA DO PGRH TEJO

A AAE com o objetivo principal de apoiar o processo de decisão subjacente à elaboração do Plano, contribuindo para o desenvolvimento sustentável da RH5, desenvolve-se, em quatro fases, em contínua articulação com as várias etapas de realização do Plano, conforme apresentado na Figura 1 e descrito em seguida.

A Fase 1 decorre em simultâneo com a caracterização e diagnóstico do PGRH, e resulta no Relatório de Definição de Âmbito (RDA) que é sujeito a parecer das Entidades com Responsabilidades Ambientais (ERAE). Esta fase incide numa focagem ao objeto de avaliação, tendo em conta o seu âmbito espacial e temporal, mediante a identificação dos Fatores Críticos de Decisão (FCD) que constituem os temas relevantes a serem abordados no âmbito da AAE, e que estruturam e objetivam a análise e a avaliação dos efeitos ambientais de natureza estratégica do Plano, servindo de base à tomada de decisão.

Da avaliação integrada do Quadro de Referência Estratégico (QRE), das Questões Estratégicas (QE) do Plano e dos Fatores Ambientais (FA) estabelecidos pela legislação resultam os FCD, focando-se o presente artigo no FCD Recursos Hídricos.



No 1º ciclo de planeamento foram identificados os FCD, nomeadamente, Governança e Coesão; Recursos Hídricos; Ordenamento do Território; Sustentabilidade Socioeconómica; Património Cultural e Imaterial; Biodiversidade e Conservação da Natureza; Vulnerabilidade e Riscos (Biodesign, 2012). No 2º ciclo de planeamento os FCD identificados são semelhantes aos do 1º ciclo, por vezes com uma organização e designação diferentes: Recursos Naturais e Culturais, em que a biodiversidade, o solo e os recursos patrimoniais e culturais são considerados os vetores mais relevantes; Recursos Hídricos; Desenvolvimento Territorial e Sustentabilidade Económica; Riscos e Vulnerabilidades; Governança (APA, 2016b).

No 1º ciclo e no âmbito do FCD Recursos Hídricos pretende-se avaliar o modelo de gestão sustentável dos recursos hídricos, preconizado no PGRH, no que se refere à quantidade e qualidade das MA, visando a proteção e valorização do estado das MA superficiais e subterrâneas e zonas protegidas; o uso eficiente dos recursos, mediante a sua gestão integrada; a correta afetação dos recursos às atividades humanas; a salvaguarda dos recursos hídricos, mediante a sua correta monitorização do estado das MA e zonas protegidas; o condicionamento das pressões e impactes da atividade humana no estado das MA e a definição de programas de medidas que possibilitem a prossecução dos objetivos ambientais, com especial relevância para as “zonas protegidas”.

No 2º ciclo e no mesmo âmbito, FCD Recursos Hídricos, pretende-se avaliar as opções estratégicas e programas de medidas do PGRH em matéria de gestão sustentável dos recursos hídricos ao nível da bacia hidrográfica. A proteção dos recursos hídricos, no que respeita à sua qualidade e quantidade, é novamente o objetivo fundamental do PGRH. A gestão dos recursos hídricos tem que ter em consideração a necessidade de minimizar os riscos associados, nomeadamente o risco de inundações e o de secas.

Da análise da matriz de convergência entre os FA e os FCD constatou-se que, o FCD Recursos Hídricos apresenta uma relação transversal com praticamente todos os FA e que o FA Água apresenta total convergência com os vários FCD.

No FCD Recursos Hídricos integram-se as questões relacionadas com a gestão sustentável da água, enquanto recurso fundamental a preservar, com a garantia da qualidade e das disponibilidades face às necessidades para satisfazer os principais usos, com diminuição dos riscos associados.

Neste FCD são definidos objetivos e critérios de avaliação, que permitem a focagem temática, objetivos de sustentabilidade, que representam os propósitos associados a cada uma das temáticas definidas, e os indicadores de avaliação do PGRH que permitem estabelecer o âmbito e o alcance da avaliação. Os indicadores estabelecidos para cada critério, visam quantificar, qualificar e avaliar os efeitos significativos para o ambiente

e para o território, decorrentes da implementação do PGRH, e a monitorização dos respetivos efeitos ambientais (seguimento do Plano). Para cada indicador é indicado em que momento se prevê a sua aplicação, isto é, se ao planeamento e gestão (durante a elaboração do PGRH) e/ou ao seguimento do Plano, a periodicidade e as fontes de informação para a obtenção de dados que permitam o respetivo cálculo.

A Avaliação Estratégica de Impactes (Fase 2) ocorre em simultâneo com o exercício de cenarização e de elaboração do programa de medidas do Plano, da qual resulta o Relatório Ambiental Preliminar (RAP). Em ambos os ciclos de planeamento os cenários prospetivos definidos estão associados a possíveis dinâmicas e evoluções para os diferentes setores económicos, centrando-se essencialmente na questão das pressões sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica.

Considerando os cenários prospetivos definidos efetuou-se uma análise de Oportunidades e Riscos. Por forma a operacionalizar esta análise e atendendo aos critérios estabelecidos, foram analisadas as medidas contempladas no Programa de Medidas do PGRH. Estas apresentam de uma forma geral uma relação forte com os referidos critérios, gerando uma relação de oportunidade pois, numa abordagem abrangente e integrada, todas elas contribuem para promover a gestão sustentável e garantir o bom estado das MA. O programa de medidas do PGRH também contribui de forma positiva para a proteção da saúde humana, ao prever medidas de controlo e monitorização de origens de água atingidos por problemas de qualidade.

No programa de medidas o 2º ciclo de planeamento integra as preocupações de gestão transfronteiriça, através da medida “Definir mecanismos de acompanhamento da implementação das medidas nas bacias internacionais”, prevendo a promoção do acompanhamento regular na implementação das medidas, dos programas de monitorização, das pressões e do regime de caudais, no âmbito da Comissão para a Aplicação e o Desenvolvimento da Convenção de Albufeira - CADC (APA, 2016b).

Os dois ciclos de planeamento em análise estão fortemente ligados pela concordância de objetivos, estabelecendo-se em ambos um conjunto de medidas com o objetivo primordial de alcançar o bom estado das massas de água superficiais e subterrâneas existentes na bacia hidrográfica do rio Tejo, através da gestão sustentável dos recursos hídricos. Constituem oportunidade para poupança dos custos globais da água, conseguidos quer pela via da promoção da qualidade, quer pela via do uso mais eficiente dos recursos hídricos, tendo assim efeitos positivos a longo prazo, a vários níveis na gestão da água.

Verifica-se ainda que existe uma elevada compatibilidade entre os objetivos de avaliação da AAE e os objetivos do PGRH, revelando convergência de preocupações

nestes dois instrumentos. Ao nível dos Recursos Hídricos os objetivos de avaliação definidos na AAE relacionados com evitar e limitar as descargas de poluentes e alcançar o bom estado das massas de água e, evitar a sua deterioração apresentam fortes contributos positivos das medidas do Plano, como seria de esperar, face à elevada compatibilização entre estes.

A Definição de Programa de Seguimento (Fase 3) decorre em simultâneo com a elaboração do sistema de promoção, acompanhamento, controlo e avaliação do Plano e da qual resulta o Relatório Ambiental (RA) e o Resumo Não Técnico, para Consulta Pública. O Programa de Seguimento da AAE privilegia o acompanhamento do ciclo de planeamento e a programação e a definição de mecanismos necessários à observação do desempenho dos envolvidos no acompanhamento da implementação do PGRH, o que reforça a complementaridade existente entre o PGRH e a AAE. No âmbito da AAE a definição dos indicadores para o seguimento e monitorização do Plano apresenta, também, forte complementaridade com a definição de indicadores de desempenho do próprio Plano.

A última fase da AAE compreende o período de Consulta Pública e culmina com a ponderação, aprovação e publicação do Plano e emissão da Declaração Ambiental.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A AAE, elaborada em contínua articulação com o desenvolvimento do PGRH, é um instrumento fundamental no apoio ao processo de decisão subjacente à elaboração deste, contribuindo para a gestão dos recursos hídricos e conseqüentemente, para o desenvolvimento sustentável da região hidrográfica.

Relativamente à compatibilidade entre os objetivos da AAE e os do PGRH é interessante salientar que, em ambos os ciclos de planeamento, existe uma grande partilha de objetivos e orientações entre estes dois processos. Os PGRH são planos fortemente orientados pela necessidade de proteger e gerir os recursos hídricos de forma sustentada e, como tal, incluem orientações de cariz ambiental, que convergem para as questões consideradas em processos de Avaliação Ambiental.

O processo integrado, contínuo e sistemático de avaliação da sustentabilidade ambiental, de identificação e de avaliação de eventuais efeitos significativos no ambiente, resultantes da aplicação do Plano analisadas no âmbito da AAE é essencial para a integração das considerações ambientais nas diversas fases de preparação do PGRH.

Os dois ciclos de planeamento estão fortemente ligados pela concordância de objetivos, estabelecendo-se em ambos um conjunto de medidas com o objetivo

primordial de alcançar o bom estado das massas de água superficiais e subterrâneas existentes na BH do Tejo, através da gestão sustentável dos recursos hídricos. O 1º ciclo de planeamento e a concretização do 2º ciclo constituem oportunidade para poupança dos custos globais da água, conseguidos quer pela via da promoção da qualidade, quer pela via do uso mais eficiente dos recursos hídricos, tendo assim efeitos positivos a longo prazo, a vários níveis na gestão da água.

Em ambos os ciclos os objetivos estratégicos coincidem, no entanto, é de salientar que no 2º ciclo são indicados dois novos objetivos na área temática da Governança, nomeadamente o de assegurar a compatibilização da política da água com as políticas sectoriais e o de posicionar Portugal no contexto luso-espanhol.

No 1º e 2º ciclos os FCD identificados embora semelhantes, apresentam, por vezes, uma organização e designação diferentes. O FCD Recursos Hídricos continua a apresentar uma relação transversal com praticamente todos os FA e o FA Água total convergência com os vários FCD. Nos dois ciclos, o recurso água, pela sua importância a diferentes níveis assume-se como fundamental, quer no PGRH quer na correspondente AAE.

Os contributos da AAE na gestão dos recursos hídricos são notórios, nomeadamente a criação de responsabilidades colectivas nessa gestão, através da participação pública, que incentiva o debate dos problemas e a procura de soluções para a região. Da avaliação comparativa entre o 1º (2009-2015) e o 2º ciclo de planeamento (2016-2021) reconhecem-se mais valias do 1º para o 2º ciclo, nomeadamente uniformização de metodologias nas várias fases do processo, ajustes no programa de medidas e na seleção dos principais indicadores, resultado do conhecimento e da experiência adquiridos durante o 1º ciclo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANTUNES, C.; CANCELA, J.; ADELINO, A. e SILVERIO, R. **Contribuições de Avaliação Ambiental na Gestão dos Recursos Hídricos. Região Hidrográfica do Tejo**. 11º Congresso da Água, Porto, APRH, 2011. 13 p.

AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE (APA). **Questões Significativas da Gestão da Água (QSiGA) – Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste (RH5). Participação Pública**, 2014. 138 p.

AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE (APA). **Avaliação Ambiental Estratégica. Relatório Ambiental do Plano de Gestão da Região Hidrográfica e do Plano de Gestão dos Riscos de Inundação do Tejo e Ribeiras do Oeste (RH5)**, 2016. 127 p.

BIODESIGN. **Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Tejo. Lote 5 – Parte Complementar. Relatório Ambiental**. ARH Tejo, 2012. 653 p.

Decreto-Lei 232/2007, de 15 de junho. Diário da República n.º 114, 1ª Série – A. Assembleia da República. Lisboa.

Decreto-Lei n.º 115/2010, de 22 de outubro. Diário da República n.º 206/2010, Série I. Assembleia da República. Lisboa.

Decreto-Lei n.º 58/2011, de 4 de maio. Diário da República n.º 86/2011, Série I. Assembleia da República. Lisboa.

Decreto-Lei n.º 130/2012, de 22 de junho. Diário da República n.º 120/2012, Série I. Assembleia da República. Lisboa.

DHV; HIDROPROJECTO; LNEC; IPIMAR. **Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Tejo. Relatório Técnico. Parte 2. Caracterização e Diagnóstico da Região Hidrográfica.** ARH Tejo, 2011. 376 p.

Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000. Jornal Oficial das Comunidades Europeias L 327/1 - L 327/71.

INSTITUTO DA ÁGUA (INAG). **Questões Significativas da Gestão da Água – Região Hidrográfica do Tejo.** ARH Tejo, Lisboa, 2009.

Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro. Diário da República n.º 249/05 – I Série – A. Assembleia da República. Lisboa.

PARTIDÁRIO, M. R. **Guia de Boas Práticas para Avaliação Ambiental Estratégica.** Agência Portuguesa do Ambiente, Amadora, 2007. 63 p.

## CAPÍTULO 2

### USO EFICIENTE DA ÁGUA EM LISBOA -CÁLCULO DA PEGADA HÍDRICA

Data de submissão: 20/05/2022

Data de aceite: 10/06/2022

#### **Manuela Moreira da Silva**

Universidade do Algarve  
Instituto Superior de Engenharia  
Faro – Portugal  
CIMA; CEiA

<https://orcid.org/0000-0002-3331-8280>

#### **Leandro Muller**

Universidade do Algarve  
Instituto Superior de Engenharia  
Faro – Portugal

#### **Susana Neto**

Universidade de Lisboa  
Portugal  
CERIS

University of Western Australia  
<https://orcid.org/0000-0001-5231-8633>

#### **Carla Pimentel Rodrigues**

Universidade de Aveiro  
Departamento Engenharia Civil  
Aveiro – Portugal  
ANQIP

<https://orcid.org/0000-0002-2488-3202>

#### **Armando Silva Afonso**

Universidade de Aveiro  
Departamento Engenharia Civil  
Aveiro – Portugal  
ANQIP

<https://orcid.org/0000-0002-1896-0128>

**RESUMO:** A migração da população para as áreas urbanas, e os atuais padrões de vida, têm levado a grandes consumos de água nas cidades, para os usos mais diversos. Para além da utilização de novas origens de água, o seu uso eficiente é imperativo, e o cidadão comum deve ser consciencializado da importância das suas ações diárias. O conceito da Pegada Hídrica pode servir de instrumento para mostrar às pessoas a quantidade de água que utilizam no seu dia a dia de forma pouco eficiente. Os mais jovens, atraídos pelas novas tecnologias de informação e comunicação, estarão fortemente recetivos à sua utilização, neste caso, para o cálculo da sua Pegada Hídrica. Sob a liderança da Associação Portuguesa de Recursos Hídricos (APRH) e em colaboração com outras entidades do sector, o Projeto ECH2O - ÁGUA tem procurado contribuir para o uso eficiente da água na zona de Lisboa, utilizando uma Comunidade Experimental, envolvendo atores de várias faixas etárias e profissões, em escolas, lares de idosos e residências habitacionais. Foram instalados dispositivos redutores de caudal que permitiram reduções médias de 29 % nos autoclismos, 44 % nos chuveiros e 45 % nas torneiras. Foi desenvolvido e disponibilizado um *website* responsivo para o cálculo da Pegada Hídrica, para funcionar como ferramenta de alerta para os desperdícios de água e para a necessidade do seu uso eficiente. A APRH, no âmbito da sua missão, tem feito várias sessões públicas de

divulgação do ECH2O – ÁGUA e dos resultados já alcançados, com formatos diversos ajustados ao público alvo.

**PALAVRAS-CHAVE:** Poupança de Água. Redutores de Caudal. Pegada Hídrica. Envolvimento dos cidadãos.

## EFFICIENT USE OF WATER IN LISBON - WATER FOOTPRINT CALCULATION

**ABSTRACT:** The migration of people to cities and current lifestyles have resulted in large amounts of water being consumed in urban centers for a variety of uses. In addition to using new water sources, efficient water use is essential, and common people must be fully informed of the importance of their daily behaviors. The Water Footprint concept can be used as a tool to demonstrate to people how much water they waste in their ordinary routine. Young people, who are attracted to new information and communication technologies, will be enthusiastic about using them to calculate their Water Footprint. The ECH2O - ÁGUA Project has sought to contribute to the efficient use of water in the Lisbon area, using an Experimental Community, involving actors from various age groups and occupations, in schools, senior centers, and private homes, under the leadership of the Portuguese Association of Water Resources (APRH) and in collaboration with other entities in the water sector. The installation of flow-reducing devices resulted in average reductions of 29% in toilet discharges, 44% in showers, and 45% in taps. A responsive website was developed and made available for the calculation of the Water Footprint, to act as an alert tool for water waste and the need for its efficient use. APRH, within the scope of its mission, has held several public sessions to disseminate of ECH2O – ÁGUA and the results already achieved, with different formats adjusted to the target audience. APRH has organized various public sessions to promote ECH2O – ÁGUA and the outcomes that have already been achieved, using different approaches adapted to the target audience.

**KEYWORDS:** Water Saving. Flow Reducers. Water Footprint. People Engagement.

## 1 INTRODUÇÃO

O crescimento demográfico sentido no último século, as atividades antrópicas associadas ao desenvolvimento socioeconómico e as alterações climáticas, têm vindo a alterar os ciclos hidrológicos e a biodiversidade (Liu, & Yang, 2016; Lin *et al.*, 2019). A procura global de água tem crescido à taxa de 1 % por ano, prevendo-se que continue a crescer nas próximas duas décadas (UN, 2018). As cidades são particularmente vulneráveis, por concentrarem infraestruturas e serviços, e a população mundial j mais urbana. Esta tendência tende a acentuar-se, prevendo-se que em 2050 cerca de 66% das pessoas estejam a viver nas cidades (Bocquier, 2014). Nos países mais desenvolvidos, onde a distribuição de água potável e o saneamento já estão na generalidade disponíveis para todos os cidadãos, o uso eficiente da água é enfrentado como um desafio atual, que carece do envolvimento de todos os stakeholders (Fraga *et al.*, 2018; Lopes *et al.*,

2012). Este envolvimento só é possível através da educação, que deve ser acessível a todos os cidadãos. A educação é um elemento indispensável para a prosperidade, é uma das três principais dimensões de Índice de Desenvolvimento Humano. Tem a capacidade de fornecer às pessoas habilidades, conhecimentos e a compreensão do mundo que as rodeia (UNDP, 2013; Venckute, *et al.*, 2017). O ciclo urbano da água em Portugal representa 46% das despesas com a água (ERSAR, 2006), e as preocupações com uso eficiente da água em áreas urbanas, têm sido muito centradas nas perdas, e portanto essencialmente trabalhadas com as entidades gestoras em baixa (Pinto & Braz, 2015; Sardinha *et al.*, 2017; Lima *et al.*, 2011). No que se refere aos usos de água no edificado, a água que se desperdiça é responsabilidade dos respetivos proprietários ou dos gestores dos edifícios. Em termos de usos domésticos, dentro das habitações, os consumos principais estão relacionados com os banhos (de imersão e duches) e com as descargas de autoclismos, existindo valores muito diversos. No domínio da eficiência hídrica nos edifícios a questão que se levanta não é apenas a de reduzir a quantidade de água utilizada, existindo limites mínimos condicionados pelo conforto e saúde dos consumidores. As medidas técnicas de redução são conseguidas com a instalação e/ou a manutenção de dispositivos que possibilitam aos seus usuários qualidade e volumes de água compatíveis com as suas necessidades (Silva-Afonso & Pimentel-Rodrigues, 2017; APA, 2012).

O conceito de Pegada Hídrica (PH) foi criado por Hoekstra em 2002 e revisto por Ercin & Hoekstra (2012), como o volume total de água doce consumida, e poluída direta ou indiretamente, associada a produtores ou consumidores (Muratoglu, 2019) human health and natural ecosystem are estimated to increase in the future, due to unconscious use and overutilization of water resources. Water footprint assessment studies at basin level are very important and provide a key role for sustainable development of freshwater resources especially in arid and semi-arid regions. However, comprehensive studies on water footprint assessment of river basins are quite limited due to requirement of wide-range of statistical data. The main scope of this study is to analyze the blue and green water footprint of Upper Tigris River Basin (UTRB, Turkey. Este conceito de PH deve ser calculado de forma bem contextualizada, incluindo localização geográfica, objetivos, e respetivos limites, de modo a ser bem interpretada (Harding, 2019). Se assim for, o cálculo da PH de cada indivíduo pode ser um instrumento educacional na sua motivação para o uso eficiente da água, quer diretamente nas suas ações diárias que carecem de água, quer nos seus hábitos de consumo, alimentação, vestuário, materiais didáticos, etc. (Venckute *et al.*, 2017).



## 2 METODOLOGIA

O projeto ECH<sub>2</sub>O-ÁGUA iniciou-se no final de 2018 e foi desenvolvido pela APRH na região de Lisboa, para promover uma maior consciência crítica sobre os diversos usos da água e da necessidade da sua poupança, em diversos contextos. Mobilizou-se um conjunto de organizações que funcionaram como Comunidades Experimentais, e através de ações de divulgação e de sensibilização, forneceu-se informação e opções técnicas para a diminuição dos consumos de água nos diferentes tipos de edifícios. Inicialmente, foram disponibilizados inquéritos *online* para cálculo da PH, no *website* do ECH<sub>2</sub>O – ÁGUA, e no final de 2019 criou-se um *website* responsivo, incluindo a PH – Consumo Direto e a PH – Consumo Indireto. Promoveu-se o uso eficiente da água em ambiente escolar, residencial e profissional, mostrando às pessoas a importância das suas ações diárias nos consumos globais. Foram realizadas várias palestras com a mensagem formatada para os diversos públicos alvo, e distribuíram-se materiais de divulgação. Instalaram-se dispositivos redutores de caudais, certificados pela ANQIP (Associação Nacional para a Qualidade nas Instalações Prediais), em torneiras, chuveiros e autoclismos, demonstrando no momento a poupança de água em cada equipamento. Criaram-se modelos para recolha de informação sobre a caracterização dos consumos em cada Comunidade Experimental, para tratamento estatístico posterior. Calculou-se a redução média de caudal por tipo de equipamento em cada Comunidade Experimental, e quando possível, o volume de água poupada diária e mensalmente.

## 3 ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A análise dos inquéritos preenchidos *online* e considerados válidos, demonstrou que em média a PH - Consumo Direto corresponde a 216 ( $\pm 92$ ) L (Tabela 1.), enquanto que os consumos de água diários indiretos, são cerca de dez vezes superiores e apresentam uma grande variação de pessoa para pessoa, correspondendo a uma PH - Consumo Indireto média de 2 380 ( $\pm 1 047$ ) L.

Tabela 1. Resultados experimentais obtidos no cálculo da Pegada Hídrica.

<b>Consumo Direto</b>	<b>Média <math>\pm</math> Desvio Padrão (L)</b>
Usos Domésticos Diários	
Duche	87 $\pm$ 72
Autoclismos	53 $\pm$ 44
Lavagem de loiça	34 $\pm$ 29
Lavagem de roupa	23 $\pm$ 15
Lavagem dos dentes	14 $\pm$ 6
Lavagem das mãos	5 $\pm$ 5

<b>Pegada Hídrica - Consumo Direto = 216± 92</b>	
<b>Consumo Indireto</b>	
Alimentação	2 258±1 004
Vestuário	98±78
Estudos	25±33
<b>Pegada Hídrica – Consumo Indireto</b>	<b>= 2 380±1 047</b>

Nas Comunidades Experimentais em que houve a possibilidade de se contabilizar o número de utilizações de chuveiros e de torneiras, calculou-se o volume de água poupado, de acordo com o que se apresenta na Tabela 2, sendo que nos casos das escolas apenas se consideraram os consumos nos dias úteis e nos meses com atividade letiva normal. Nas Comunidades Experimentais em que se instalaram dispositivos redutores de volume para descarga dos autoclismos, que não correspondem a ambientes escolares, mas a dois centros sociais e um centro de educação ambiental, considerou-se que cada residente (funcionário e utentes) utilizam em média 2 vezes por dia os autoclismos, portanto existem pelo menos essas utilizações diárias.

Tabela 2. Impacte da instalação dos dispositivos no volume de água consumida em algumas Comunidades Experimentais.

<b>Comunidade Experimental</b>	<b>Caudal Médio (L/min)</b>		<b>Utilizações Diárias x Tempo</b>	<b>Volume de Água Poupado/ Dia (L)</b>	<b>Volume de Água Poupado/ Mês (L)*</b>
	<b>Antes da Instalação</b>	<b>Após Instalação</b>			
Centro Paroquial Padre Abílio Mendes - Barreiro	<b>Chuveiros:</b> 15 <b>Torneiras:</b> 10	8 6	16 x 6 min 43 x 10 s	672 29	20 160 870
Escola Básica e Jardim de Infância Lumiar	<b>Torneiras:</b> 7	4	36 x 9 s	16	352
Escola Secundária de Santo André - Barreiro	<b>Torneiras:</b> 7	4	32 x 8 s	13	286
<b>Comunidade Experimental</b>	<b>Volume Médio (L/descarga)</b>		<b>Utilizações Diárias</b>	<b>Volume de Água Poupado /Dia (L)</b>	<b>Volume de Água Poupado/ Mês (L)</b>
	<b>Antes da Instalação</b>	<b>Após Instalação</b>			
Centro Comunitário de Telheiras	<b>Autoclismos:</b> 7	5	192	384	11 520
Centro de Interpretação de Monsanto	<b>Autoclismos:</b> 7	5	44	88	2 640
Centro Porta Amiga Olaias	<b>Autoclismos:</b> 7	5	30	60	1 800

## 4 CONCLUSÕES

Os redutores de caudal permitiram reduzir significativamente os gastos de água, com consequentes diminuições de consumos energéticos, emissões de carbono e custos financeiros. A seleção destes redutores de caudal seguiu as recomendações da ANQIP, de modo a assegurar níveis mínimos de conforto, de desempenho das redes e de salvaguarda dos aspetos de saúde pública. No caso, por ex. do Centro Paroquial Padre Abílio Mendes, a poupança de água só nos chuveiros e nas torneiras representa uma diminuição de encargos anuais de aproximadamente de 450 Euros (tarifa EPAL, 2019). Portanto, para além das vantagens ambientais associadas à poupança de água, foi possível reduzir-se as despesas financeiras associadas ao funcionamento da Comunidade Experimental. Em termos da Pegada Hídrica – Consumo Direto ( $216 \pm 92$  L), a quantidade de água poupada foi muito significativa. Por ex. nos chuveiros de uma Comunidade Experimental poupou-se a água necessária para 3 pessoas. Ficou, demonstrado, que é possível usar a água de forma mais eficiente dentro destes edifícios em Lisboa. Para além destes resultados no ECH2O-ÁGUA, criou-se um *website* responsivo (brevemente traduzido para inglês), que vai permitir a disseminar o cálculo da PH, sensibilizando cada vez mais pessoas de diversas realidades geográficas e socioeconómicas para o problema da escassez da água no atual cenário de emergência climática.

## 5 AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Assistência Médica Internacional (AMI) pelo financiamento do ECH2O – ÁGUA, aos professores e técnicos das Comunidades Experimentais envolvidas, à ANQIP, ao Eng. Luís David, ao Eng. André da Silva Pedro e à Ana Estevão.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agência Portuguesa do Ambiente (2012). **Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água (PNUEA)**, 98. Retrieved from [http://www.apambiente.pt/\\_zdata/CONSULTA\\_PUBLICA/2012/PNUEA/Implementacao-PNUEA\\_2012-2020\\_JUNHO.pdf](http://www.apambiente.pt/_zdata/CONSULTA_PUBLICA/2012/PNUEA/Implementacao-PNUEA_2012-2020_JUNHO.pdf)

Bocquier, P. (2014). **World urbanization prospects: An alternative to the UN model of projection compatible with the mobility transition theory**. *Demographic Research* Vol. 12. <https://doi.org/10.4054/DemRes.2005.12.9>

Entidade Reguladora dos Serviços da Água e Resíduos (2006). Almeida, M., Vieira, P., Ribeiro, R. Guia Técnico 08 - **Uso Eficiente Da Água**. [http://www.ersar.pt/\\_layouts/mpp/file-download.aspx?fileId=323781](http://www.ersar.pt/_layouts/mpp/file-download.aspx?fileId=323781)

Ercin, E., & Hoekstra, A. Y. (2012). **Carbon and water footprints: concepts, methodologies and policy responses**. *World Water Assessment Programme*, (4).

Fraga, H., Cortázar, I. G. De, & Santos, J. A. (2018). **Viticultural irrigation demands under climate change scenarios in Portugal.** *Agricultural Water Management*, 196, 66–74. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.10.023>

Harding, K. G. (2019). **And now to confuse you! How is the public expected to understand water footprinting metrics?** *Procedia Manufacturing*, 35, 731–736. <https://doi.org/10.1016/j.promfg.2019.06.016>

Hoekstra, A. Y., & Hung, P. Q. (2002). **Virtual water trade. A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade.** *Value of water research report series*, 11, 166.

Lima, D. da S., Martins, J. P. M., & Lacerda, F. (2011). **Control of Real Losses in Water Supply Systems Replacement of pipes with Trenchless Technologies.** 6ª *Jornadas de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente*, 01, 15.

Lin, C. C., Liou, K. Y., Lee, M., & Chiueh, P. Te. (2019). **Impacts of urban water consumption under climate change: An adaptation measure of rainwater harvesting system.** *Journal of Hydrology*, 572, 160–168. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.02.032>

Liu, J., Liu, Q., & Yang, H. (2016). **Assessing water scarcity by simultaneously considering environmental flow requirements, water quantity, and water quality.** *Ecological Indicators*, 60, 434–441. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.07.019>

Lopes, M., Monteiro, A. C., Ribeiro, I., Sá, E., Martins, H., Coutinho, M., & Borrego, C. (2012). *Revista Brasileira de Geografia Física*, 06, 1333–1.

Muratoglu, A. (2019). **Water footprint assessment within a catchment: A case study for Upper Tigris River Basin.** *Ecological Indicators*, 106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105467>

Sardinha, J., Serranito, F., Donnelly, A., Marmelo, V., Saraiva, P., Guimarães, R., Donnelly, A. (2017). **Controlo Ativo de Perdas de Água.** 2nd edition; E. P. das Á. L. S. A. EPAL, ed.). EPAL.

Silva, Afonso A. & Rodrigues-Pimentel, C. (2017). **Manual de Eficiência Hídrica em Edifícios.** (ANQIP, Ed.) (1st ed.). Lisboa. <https://anqip.pt/>

United Nations Development Programme (2013). **Human Development Report 2013 - The Rise of the South: Human Progress in a Diverse World.** U. N. D. Programme, Ed.). New York.

United Nations World Water Assessment Programme (2018). **WWAP- Nature Based Solutions for Water Management.** [http://www.unepdhi.org/~link.aspx?\\_id=495883C41BD2487C97FC1F7D8813C5F0&\\_z=z](http://www.unepdhi.org/~link.aspx?_id=495883C41BD2487C97FC1F7D8813C5F0&_z=z)

Venckute, M., Moreira da Silva, M., & Figueiredo, M. (2017). **Education as a tool to reduce the water footprint of young people.** *Journal of the American College of Radiology* Vol. 2 (4). <http://doi.org/10.29352/mill0204.09.00144>

# CAPÍTULO 3

## DESEMPENHO EM FILTRO LENTO QUANTO A MELHORIA NO PH E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DE ESGOTO DOMÉSTICO

Data de submissão: 05/07/2022

Data de aceite: 18/08/2022

**Ariston da Silva Melo Júnior**

<http://lattes.cnpq.br/0010807076892082>

**RESUMO:** Com o aumento do processo industrial e da urbanização, cada vez mais se tem utilizado água para os processos industriais, e também para consumo humano. De modo a sanar essa problemática, foram desenvolvidos novos tratamentos de esgoto. Entre eles wetlands, filtros lentos, lagoas de estabilização, e outros. Tais sistemas tornam-se interessantes pela sua fácil implementação e custos baixos. Nesse estudo foi utilizado em parceria um sistema de tratamento por filtro lento desenvolvido na UNICAMP, em que possui um pré-filtro e dois filtros lentos com e sem carvão ativado. A pesquisa monitorou e analisou os parâmetros de pH e condutividade elétrica por 10 semanas, começando em 03 de janeiro de 2018 e finalizando em 05 de março de 2018. Os testes das amostras mostraram uma melhora na alcalinidade, com valores de 9,0 para o sistema sem carvão ativado e 8,5 para o sistema com carvão ativado.

**PALAVRAS CHAVES:** Saneamento. Contaminação. Reuso. Engenharia.

### SLOW FILTER PERFORMANCE AS TO IMPROVEMENT IN PH AND ELECTRICAL CONDUCTIVITY OF DOMESTIC SEWAGE

**ABSTRACT:** With the increase of the industrial process and the urbanization, more and more water has been used for the industrial processes, as well as for human consumption. In order to remedy this problem, new sewage treatments were developed. Among them are wetlands, slow filters, stabilization ponds, and others. Such systems become interesting for their easy implementation and low costs. In this study, a slow filter treatment system developed in UNICAMP was used in partnership, in which it has a pre-filter and two slow filters with and without activated carbon. The research monitored and analyzed the parameters of pH and electrical conductivity for 10 weeks, beginning on January 3, 2018 and ending on March 5, 2018. Samples tests showed an improvement in alkalinity, with values of 9.0 for system with activated carbon and 8.5 for the system with activated carbon.

**KEYWORDS:** Sanitation. Contamination. Reuse. Engineering.

### 1 INTRODUÇÃO

Há alguns séculos mesmo sem possuir grandes conhecimentos, o ser humano já sabia diferenciar água esteticamente limpa, de outra que se apresentava turva, com sabor ou odor (Di BERNARDO 1989).

A filtração, como parte do tratamento de água para consumo humano, deve ter sido criada pelo homem como resultado da observação da limpidez da água subterrânea, a qual era atribuída à sua passagem pelos solos naturais, tendo-se notícia do emprego da filtração para clarificação desde o século XVI (Di BERNARDO, 1993).

A filtração é um processo que se faz necessário devido à água ser notoriamente veículo de transmissões de doenças infectocontagiosas como, por exemplo, o cólera e a febre tifoide, e a principal vítima dessas doenças é a população infantil (Di BERNARDO 1989).

Os primeiros sistemas de tratamento surgiram no século passado por intermédio de John Gibb em Paisley (Escócia) e por James Simpson em Londres (Inglaterra). Em Londres o processo se baseava principalmente na remoção de sólidos suspensos da água bruta. Em 1850 John Snow mostrou que cólera era transmitida pela água (ainda não era conhecida à bactéria patogênica transmissora) e a solução encontrada para evitar essa transmissão e a presença de outros sólidos indesejáveis seriam a filtração da água ou o abandono dos mananciais contaminados (PATERNIANI 2003).

A prova mais concreta da eficiência desse tipo de filtração foi comprovada com a experiência compartilhada por duas cidades vizinhas alemãs em 1892, Hamburgo e Altona ambas retiravam água para o seu abastecimento do rio Elba, o tratamento em Hamburgo consistia apenas de sedimentação simples, enquanto que em Altona havia filtros lentos de areia (Di BERNARDO 1989).

Com a contaminação do rio Elba, houve uma epidemia de cólera causando a morte de 7500 pessoas em Hamburgo, o mesmo não acontecendo em Altona. Epidemias subsequentes em várias partes do mundo confirmaram a importância da filtração antes do consumo da água (Di BERNARDO, 1993).

Segundo Di Bernardo (1993), atualmente a filtração lenta vem despertando a atenção dos profissionais ligados à área pelo fato de ser um sistema de simples construção, manutenção e operação, bem como de altíssima eficiência principalmente na remoção de microrganismos e apropriado a pequenas propriedades rurais, pelo baixo custo de implantação.

Pesquisas vêm sendo realizadas no país e no mundo que atestam a viabilidade do emprego de mantas sintéticas não tecidas em combinação com areia, pois apresentam resultados satisfatórios por facilitar a operação de limpeza, aumentando a duração da carreira de filtração. É interessante notar que em pesquisas recentes feitas por membros desta instituição (STACCIARINI; MANSOR; ROSTON e PATERNIANI) na região de Campinas confirmou-se a necessidade inerente de se investir maciçamente não só em

tratamento de água em comunidades rurais, mas também em saneamento básico de uma forma geral (MELO JÚNIOR, 2005).

O intuito científico para essa pesquisa foi avaliar o processo de eficiência dos parâmetros de potabilidade de potencial Hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica para um sistema de filtro lento de areia, instalado no campus da Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP.

## 2 FILTROS LENTOS

### 2.1 OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO EM FILTROS LENTOS

No início de cada período de filtração, o filtro é cheio com água limpa através do sistema de drenagem, de modo a expulsar as bolhas de ar contidas nos poros do leito, garantindo uma completa superfície de contato dos grãos com a água, que é introduzida até cobrir o leito filtrante, a uma altura de 0,10 metros, quando passa ser admitida a entrada de água bruta, de modo que não haja turbulência (PATERNIANI 2003).

Ao ser alcançado o nível de projeto, a válvula de entrada do afluente é aberta passando filtro a funcionar com uma taxa de filtração que deve ser compreendida entre os valores de 2 e 5  $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , durante o período de maturação, com descarte de efluente. As partículas quando aderidas aos grãos de areia em um leito filtrante, através dos mecanismos já descritos formasse-a uma estrutura bastante sólida (Di BERNARDO, 1989).

A areia que deve ser utilizada nos filtros lentos deve ser limpa das impurezas através da lavagem com água comum. Mesmo depois de várias carreiras de filtração o início da operação do sistema se caracteriza pela produção de efluente com qualidade insatisfatória por um período que pode chegar a semanas até que a camada de “amadurecimento” (*schmutzdecke*) esteja completamente desenvolvida (MELO JÚNIOR, 2005).

Outro fator de operacionalidade que deve ser considerado é a opção de cobertura dos referidos filtros a fim de que se evite a ação da luz solar na produção excessiva de algas na parte superior dos filtros (Di Bernardo 1989).

A areia retirada durante a limpeza é lavada logo após a raspagem, evitando condições anaeróbias, devido ao consumo de oxigênio pelos microrganismos, produzindo substâncias causadoras de gosto e odor, que são de Difícil remoção (Di BERNARDO, 1989).

### 2.2 VANTAGENS E LIMITAÇÕES DA FILTRAÇÃO LENTA

As limitações básicas e restrições que se podem impor ao uso da filtração lenta, tais como a Disponibilidade e valor da terra, custo de matéria-prima e mão-de-obra,

temperaturas muito baixas (a ponto de congelar a água), variações bruscas na qualidade do afluente e presença de resíduos industriais tóxicos são mais particularmente aplicáveis a países com uma industrialização mais avançada, e de latitudes setentrionais (HUISMAN e WOOD, 1974) e não são aplicáveis ao Brasil.

### 2.3 PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA

O tamanho e a Distribuição de tamanhos das partículas presentes no afluente e efluente de filtros lentos é um parâmetro relativamente novo que passou a ser utilizado, principalmente, para estimar a remoção de cistos de *Giardia lamblia* e ovos de helmintos. Embora o conhecimento do número de partículas e a Distribuição de seus tamanhos forneçam informações adicionais sobre o desempenho dos filtros lentos, pois a turbidez pode variar consideravelmente para um mesmo número total de partículas e vice-versa. Também, para cada água, parece existir uma relação entre turbidez e teor de sólidos suspensos, a qual também deve ser considerada (TATE 1990).

Segundo Di Bernardo (1993), a turbidez das águas é devida à presença de partículas em estado coloidal, em suspensão, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, plâncton e outros microrganismos microscópicos. Sua determinação é feita em turbidímetro calibrado com soluções de formazina.

A turbidez da água bruta em geral varia de 7 a 12 UT (Unidade de Turbidez), apesar da recomendação máxima de 10 UT. Em geral, quanto menor a turbidez da água filtrada menor o número de coliformes, há indicações de que, quanto menor a turbidez, maior a eficiência de remoção de agentes virais (PROSAB 1999).

### 2.4 ATIVIDADE BIOLÓGICA NO INTERIOR DE FILTRO LENTO

A atividade biológica é considerada a ação mais importante que ocorre na filtração lenta, sendo mais pronunciada no topo do meio filtrante, onde há a formação do biofilme (camada gelatinosa), constituída, fundamentalmente, de matéria orgânica e de uma grande variedade de microrganismos, como bactérias, algas, protozoários e metazoários. Além disso, quando há a presença de ferro e manganês em estado solúvel na água bruta, pode ocorrer à formação dos precipitados desses metais, que acabam participando, também, da formação dessa camada (Di BERNARDO, 1991).

A atividade biológica apresenta processos de purificação interdependentes, que são geralmente descritos em combinação uns com outros. Os mais importantes são a oxidação química e oxidação microbiológica, além de processos biológicos que envolvem formas de vida animal e vegetal (Di BERNARDO, 1991).



A matéria orgânica que é depositada no filtro é utilizada como alimento pelos microrganismos formando um verdadeiro ecossistema que foi desenvolvido com o amadurecimento da carreira de filtração. Através da oxidação microbiana, parte desse alimento proporciona material celular para o seu próprio crescimento e parte é utilizada como energia para o seu metabolismo, permitindo que a matéria orgânica morta seja convertida em organismos vivos (PROSAB 1999).

Quando esses organismos morrem, os produtos de sua decomposição são utilizados por outros organismos situados pouco abaixo no leito filtrante. Assim, toda a matéria orgânica biodegradável presente na água bruta é gradualmente convertida em água, gás carbônico e sais inorgânicos, tais como sulfatos, nitratos e fosfatos (MELO JUNIOR 2005).

Para que ocorra uma boa oxidação da matéria orgânica, são necessárias duas condições básicas: suficiente tempo de detenção na camada filtrante e oxigênio Dissolvido (OD) para manter o meio aeróbio. A primeira condição é obtida através das taxas de filtração relativamente baixas, com as quais são projetados os filtros lentos. Se o OD da água filtrada cair abaixo de  $3 \text{ mg.L}^{-1}$ , é possível ocorrerem condições anaeróbias no meio filtrante (HESPANHOL 1987).

Assim, pode ocorrer a formação de gás sulfídrico, amônia, substâncias odoríferas, ferro e manganês dissolvidos, tornando a água imprópria para consumo humano e para Diversos outros usos. Seria necessário, então, proceder-se a aeração prévia para aumentar a concentração de OD, ou ao pré-tratamento para reduzir a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) da água bruta (HESPANHOL, 1987).

O meio filtrante não apresenta condições favoráveis para proliferação de microrganismos existentes como as bactérias do tipo *Escherichia coli* na água bruta. A sua multiplicação não se efetua em temperaturas inferiores a  $30^{\circ}\text{C}$ , além de não se Dispor de matéria orgânica de origem animal suficiente para as suas necessidades metabólicas. Outro fator determinante para a sustentação desse tipo de bactéria ser ainda mais desfavorável é a predação existente por parte dos protozoários que estão na parte superior do leito filtrante (Di BERNARDO 1993).

O conjunto de condições extremamente desfavoráveis explica a elevadíssima redução de coliformes e de organismos patogênicos possibilitada pelos filtros lentos de areia (HESPANHOL, 1987).

Podemos citar agora alguns indicadores que sinalizam a possibilidade da não qualidade da água em termos biológicos, um desses indicadores é os coliformes que podem ser definidos como organismos não necessariamente patogênicos, mas

que podem indicar a presença desses organismos patogênicos, são provenientes de contaminação fecal e se encontrados acima do limite de tolerância, causam problemas à saúde da população, podem ser classificados como organismos aeróbios e anaeróbios, sendo sua origem os despejos domésticos (urbano e rural) (PATERNIANI 1991).

### 3 MATERIAL E MÉTODO

#### 3.1 ESTUDO DE CASO

O monitoramento da pesquisa que contou com coletas semanais de amostras de entrada (afluente) e saída (efluente) do sistema de filtro lento com areia foi iniciado no Dia 03/01/18 e finalizado no Dia 05/03/18.

As amostras foram coletadas em garrafas PET de capacidade 250 ml e congeladas a -5°C para posterior estudo em laboratório.

O sistema de filtro lento é composto de três câmaras, o que resultou em 30 amostras para análise dos parâmetros físicos pH e condutividade elétrica.

#### 3.2 SISTEMA DE FILTRO LENTO

O sistema de filtração lenta utilizado na pesquisa possui três câmaras, sendo elas constituídas por: Pré-filtro, Filtro de areia, e Filtro de areia com carvão ativado.

A figura 1 apresenta uma visão geral do mecanismo de tratamento de esgoto da Instituição FEAGRI/UNICAMP baseado na filtração lenta.

Figura 1 – Sistema de Filtração lenta da FEAGRI/UNICAMP.



Conforme a figura 1 detalha o sistema possui 1 câmara para pré-filtração denominada câmara de entrada e duas câmaras subsequentes de tratamento denominadas de câmaras com e sem carvão ativado.

O sistema hidráulico montado com tubos de PVC de  $\frac{3}{4}$  de polegadas foi desenvolvido com torneiras para retiradas de amostras para avaliação dos parâmetros de potabilidade.

Para o presente estudo se limitou a análise do potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica.

Os padrões de pH e condutividade elétrica são importantes pois o primeiro permite avaliar o grau de acidez ou alcalinidade da água dependendo de seu pH. Para potabilidade o valor deve ficar entre 6,90 a 8,00 na escala logarítmica de pH (PROSAB 1999).

O pH, em flutuações não muito afastadas do valor neutro, não oferece muito risco a saúde humana, mas interfere nas etapas de tratamento da água. Valores baixos favorecem corrosões e valores altos podem provocar incrustações. Alterações mais severas com relação ao pH neutro podem causar sério risco à vida aquática. Para valores de pH mais baixos, uma menor concentração de amônia é necessária para ser tóxica aos peixes. Para valores de pH mais altos a presença de metais na água é maior, pois eles se tornam mais solúveis (PROSAB 1999).

Já a condutividade elétrica é o parâmetro representado por  $\sigma$  que é a medida da facilidade com a qual a água permite a passagem de corrente elétrica, sendo medida em  $S.m^{-1}$  (Siemens por metro), é o inverso da resistividade elétrica, medida em  $\Omega m$  (ohms metro). A medição da condutividade é uma maneira indireta e simples de inferir a presença de íons provenientes de substâncias polares, geralmente sais inorgânicos, dissolvidos na água, como cloretos, sulfetos, carbonatos, fosfatos. A presença dessas substâncias aumenta a condutividade da água, pois os mesmos são eletrólitos, ou seja, se dissolvem em íons na água e contribuem para a condução de eletricidade. Por outro lado, a presença de substâncias apolares, que não se ionizam, como álcool, óleo e açúcar acarreta na Diminuição da condutividade elétrica (ANA, 2005).

A partir da medida de condutividade elétrica pode-se estimar a salinidade da água, definida como a quantidade total de sais Dissolvidos na água. Os sais se dissolvem dando origem a íons de carga oposta e, portanto contribuem para a condutividade elétrica da solução (MELO JÚNIOR, 2005).

### 3.3 DETERMINAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO DO FILTRO LENTO

Cada câmara do sistema de filtro lento tem uma altura útil de 1,20 metros e 60 centímetros de Diâmetro (vide figura 1).

Com as Dimensões apresentadas anteriormente, utilizando a geometria espacial tem-se que o volume de cada reservatório vale 0,34 m<sup>3</sup>. Para tanto, utiliza-se a equação 1.

$$V = \frac{\pi \cdot D^2}{4} \cdot h \quad \text{Equação 1}$$

Onde: **D** – Diâmetro de base **h** – Altura Útil.

É importante o cálculo do volume do reservatório para o cálculo do tempo de detenção hidráulico ( $\theta_h$ ).

Segundo Porto (1999), o tempo de detenção hidráulico representa o potencial de agilidade na estabilização dos compostos orgânicos presentes no esgoto ao se realizar o tratamento residual.

O sistema utilizado possui uma vazão regulada em 5.10<sup>-5</sup> m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, sendo ainda que o sistema é alimentado por escoamento gravitacional, sem necessidade de sistema de bombeamento hidráulico, da caixa de Distribuição de esgoto localizada a 50 metros à montante do filtro lento. Vale ressaltar que existe um sistema adicional constituído por wetlands que também realiza tratamento de esgoto (contudo, não é foco na presente pesquisa) (PATERNIANI 1993).

Conhecendo-se a vazão de controle e o volume dos reservatórios foi possível determinar o tempo de detenção hidráulico ( $\theta_h$ ) intercâmara através da equação 2 de Porto (1999).

$$\theta_h = \frac{V}{Q} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

**V** – Volume de reservatório, **Q** – Vazão volumétrica de controle.

Com base nos cálculos levantados pelas equações 1 e 2 foi possível encontrar o valor do tempo de detenção hidráulico em 7,87.10<sup>-2</sup> d. Com o auxílio da conversão de unidades para uma informação mais clara, determinou-se pela análise dimensional dos resultados que o tempo de detenção hidráulico foi de aproximadamente 2 horas.

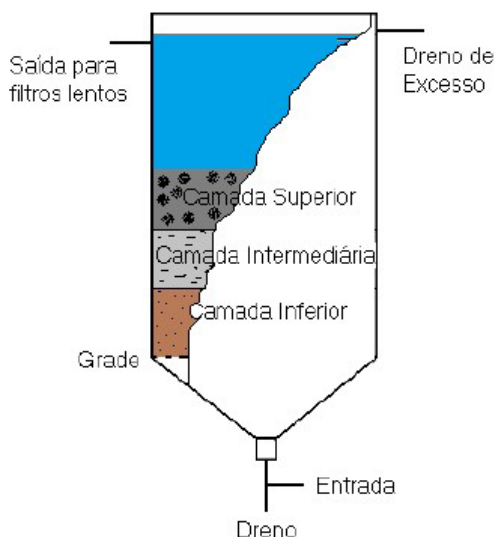
Tal informação é importante, pois revela o grau de eficiência do sistema, uma vez que significa que o esgoto no interior das câmaras leva cerca de 2 horas para realizar a estabilização local.

### 3.4 VISÃO INTERNA DO PRÉ-FILTRO

O sistema possui uma câmara inicial que todo esgoto afluyente fornecido passa por ela. Essa câmara funciona como um pré-filtro para o tratamento inicial do esgoto doméstico do campus.

A figura 2 apresenta um corte do pré-filtro para visualização das Divisões internas do pré-filtro em camadas.

Figura 2: Corte do pré-filtro. (MELO JÚNIOR 2005).



O pré-filtro conforme a figura 2 apresentada funciona com divisões de camadas em que para cada camada, tem-se um material suporte de granulometria distinta (MELO JÚNIOR 2005).

A tabela 1 apresenta a constituição do pré-filtro com as Dimensões do material suporte e a espessura aproximada de cada camada.

Tabela 1 – Variabilidade de camadas versus espessura do pré-filtro.

	Material Suporte (mm)	Espessura (cm)
<b>Camada superior</b>	3,2 a 6,4	25 cm
<b>Camada intermeDiária</b>	6,4 a 19,0	25 cm
<b>Camada Inferior</b>	19,0 a 31,0	25 cm

A figura 3, a seguir, apresenta uma visão de destaque do pré-filtro com sua válvula de remoção de amostras.

Figura 3: Visão do pré-filtro.



### 3.5 VISÃO INTERNA DOS FILTROS

Os filtros subsequentes ao pré-filtro foram desenvolvidos adotando recomendações de FERRAZ e PATERNIANI (2002), sendo elas descritas na tabela 2, abaixo.

Tabela 2 – Variabilidade de camadas versus espessura do pré-filtro.

	<b>Material Suporte</b>	<b>Espessura (cm)</b>
<b>Camada superior</b>	AREIA (0,05 mm)	40
<b>Camada intermeDiária</b>	BRITA 1 (5,0 mm)	20
<b>Camada Inferior</b>	BRITA 2 (31,5 mm)	20

Em um dos filtros existe ainda uma camada adicional de 10 cm com carvão ativado de granulometria 8,5 mm.

Após os filtros o efluente obtido é utilizado como água de reuso para descarga de vasos sanitários e para utilização em processos de ferti-irrigação de culturas não forrageiras.

### 3.6 METODOLOGIA DE ANÁLISE DE PH E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

Para as análises dos parâmetros de pH e condutividade elétrica foram utilizados dois equipamentos básicos de análise Direta.

### 3.7 LEITURA DE PH

A leitura de pH das amostras coletadas nos leitos é feita de forma Direta (sem utilizar processos químicos de preparação), medindo-se as amostras na temperatura ambiente (25°C) com o uso do MB-10 MARTE (figura 4).

Figura 4: Aparelho MB-10 MARTE para leituras Diretas de pH.



Para tanto, antes da leitura das amostras calibra-se o aparelho usando-se duas soluções denominadas de solução tampão, uma com pH 7,0 e outra de pH 4,0.

### 3.8 LEITURA DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

A leitura de condutividade elétrica é feita de forma Direta como a de pH, usa-se para tanto a sonda modelo HD NC 06 ONDA (figura 5) que efetua as medidas das amostras de água residuária em  $\mu\text{S}$ .

Figura 5: Aparelho HD NC 06 ONDA de leitura Direta da condutividade elétrica para as amostras de água residuária.



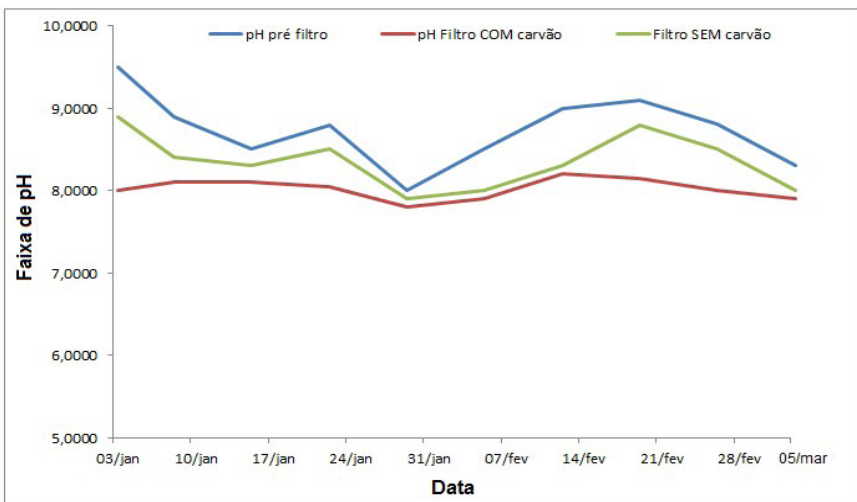
## 4 RESULTADOS

### 4.1 ANÁLISE DE PH

Os dados levantados durante as 10 semanas de estudo, mostraram que o pH afluente (entrada) do pré-filtro apresentou uma faixa de 9,5. Tal valor refletiu a alcalinidade da água afluente.

O efluente ao passar pelos filtros subsequentes do sistema com e sem carvão ativado revelaram um valor flutuante ainda alcalino, contudo com uma ligeira redução. Sendo de 9,0 para o filtro sem carvão ativado e de 8,0 para o filtro com a camada adicional de carvão ativado interna em seu filtro (figura 6).

Figura 6: Variação no pH do pré-filtro e filtros lentos com e sem adição de carvão ativado.



A melhora na eficiência do padrão de alcalinidade mostrou-se benéfica, uma vez que mesmo sem a adoção de uma camada de carvão ativado e apenas as camadas normais para filtros lentos de areia, o padrão teve uma melhora considerável, conforme se observa na tabela 3 configurada a partir dos dados levantados na figura 6.

Tabela 3 – Percentual de redução da alcalinidade da água residuária.

DATA	Eficiência COM carvão	Eficiência SEM carvão
03/01/18	15,79%	6,32%
08/01/18	8,99%	5,62%
15/01/18	4,71%	2,35%
22/01/18	8,52%	3,41%
29/01/18	2,50%	1,25%
05/02/18	7,06%	5,88%
12/02/18	8,89%	7,78%



DATA	Eficiência COM carvão	Eficiência SEM carvão
19/02/18	10,44%	3,30%
26/02/18	9,19%	3,52%
05/03/18	4,82%	3,61%
<b>MÉDIA</b>	<b>10,30%</b>	<b>4,97%</b>

Pelos padrões alcançados pode-se avaliar que para o filtro lento com camada adicional de carvão ativado a eficiência média de abaixamento da alcalinidade chegou em 10,30%, enquanto que para o filtro sem a camada de carvão ativado o padrão de Diminuição da alcalinidade ficou em 4,97%.

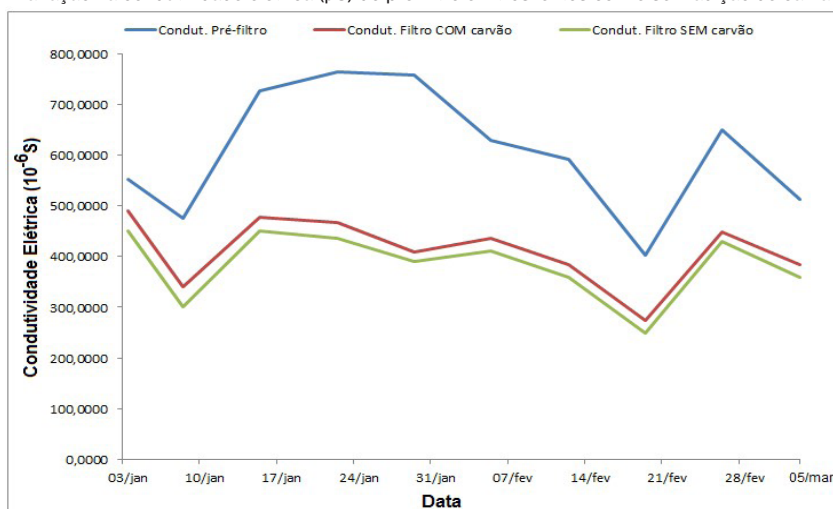
## 4.2 ANÁLISE DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

O padrão de condutividade elétrica das águas residuárias antes e após a passagem pelo sistema de filtração lenta demonstrou um aumento na condutividade no sistema com carvão ativado em comparação com o filtro sem carvão ativado. Contudo, ambos apresentaram perda desse padrão em relação à condutividade de entrada no pré-filtro (figura 7).

Tal queda do padrão de condutividade elétrica refletiu o sistema interno das câmaras do pré-filtro e filtros adicionais que pelos processos químicos entre o meio suporte e a água residuária, ocorreu uma queda eletrolítica.

Como forma adicional, caso não houvesse o sistema anterior de wetlands, pode-se supor que o padrão da condutividade elétrica que chegaria seria inferior, mas nesse caso fica no plano das hipóteses.

Figura 7: Variação na condutividade elétrica ( $\mu\text{S}$ ) do pré-filtro e filtros lentos com e sem adição de carvão ativado.



## 5 CONCLUSÃO

O projeto pesquisado foi de grande importância, pois mostrou uma relação bem interessante no padrão de alcalinidade que se obtêm com a adoção de filtros lentos para tratamento, uma vez que o padrão chegou a níveis próximos da neutralidade inclusive para alguns Dias pesquisados.

Com relação à condutividade elétrica ocorreram quedas na relação eletrolítica das águas residuárias, contudo ainda assim, o padrão foi aceitável para uma água de reuso.

Pesquisas como as empregadas nesse estudo com colaboração científica por parte de uma Instituição de Pesquisa de referência no país traz grande apoio ao corpo Discente, já que coloca o estudante em aprendizado prático com um assunto importante da engenharia sanitária.

O estudo seria ainda mais relevante se fosse empregado para um período maior de análises e testes Diários, e não semanais. Assim, apresentando como uma sugestão para pesquisas futuras com o sistema de filtração lenta.

## BIBLIOGRAFIA

AZEVEDO NETO, ROSSIN, MANFRINI. **Tratamento de água**. 2ª Edição. CETESB, São Paulo, 1977.

Agência Nacional de Águas. Portal da Qualidade das Águas: Indicadores de Qualidade da Água – Índice de Qualidade das Águas (IQA). Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/inDicaDores-inDice-aguas.aspx> Acesso em: 02 fev. 2018.

CONAMA N° 357. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e Diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Data da legislação: 17/03/2005 - Publicação DOU n° 053, de 18/03/2005, págs. 58-63.

Di BERNARDO, L. **Filtração lenta e pré-filtração de águas de abastecimento**. Apostila, Escola de Engenharia de São Carlos - USP, 1989.

Di BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Vol. 2 Rio de Janeiro: ABES, 1993.

HESPANHOL, I. Filtração lenta. **In: Técnicas de abastecimento e tratamento de água**, vol. 2. 3ª ed. São Paulo, CETESB, 1987.

HUISMAN, L & WOOD, W.E. **Slow sand filtration**. Geneva, World Health Organization, 1974.

MBWETTE, T.S.A. e GRAHAM, N.J.D. Improving the efficiency of slow sand filtration and separation with non-woven synthetic fabrics. **In: Filtration and separation**, vol. 24.1987.

MELO JÚNIOR, A. S. **Projeto de Filtro Lento**. Apostila. UNICAMP. 2005.

PATERNIANI, J.E.S. **Utilização de mantas sintéticas não tecidas na filtração lenta em areia de águas de abastecimento**. Tese de doutoramento, EESC - USP, 1991.

PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, **Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas**. Rio de Janeiro, ABES, 1999. 114p.

SPERLING, M.V., **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**, DESA/UFMG, Belo Horizonte, vol.1, 243p, 1996.

TATE, C.H. et al. Health and aesthetic of water quality. **In:** Water quality treatment, 4<sup>th</sup> ed., AWWA, McGraw-Hill Book Co. 1990.

# CAPÍTULO 4

## ATIVOS ECOLÓGICOS E BALANÇO DE CARBONO DE UM ESPAÇO VERDE URBANO – CONTRIBUTOS PARA UMA WATER SENSITIVE CITY

Data de submissão: 20/05/2022

Data de aceite: 10/06/2022

### **Manuela Moreira da Silva**

Universidade do Algarve  
Instituto Superior de Engenharia  
Faro – Portugal  
CIMA – Centro de Investigação  
Marinha e Ambiental  
CEiiA – Centro de Engenharia e  
Desenvolvimento  
<https://orcid.org/0000-0002-3331-8280>

### **Sandra Caetano**

Universidade do Algarve  
Escola Superior de Saúde  
Faro - Portugal  
CIMA – Centro de Investigação  
Marinha e Ambiental  
<https://orcid.org/0000-0002-5553-4857>

### **Daniel Pimenta**

Universidade do Algarve  
Instituto Superior de Engenharia  
Faro – Portugal

### **Lídia Terra**

Divisão de Ação Climática e Economia  
Circular da Câmara Municipal de Loulé  
Portugal

### **Horácio Carvalho**

Divisão de Ação Climática e Economia  
Circular da Câmara Municipal de Loulé  
Portugal

**RESUMO:** A importância dada aos espaços verdes urbanos tem vindo a crescer nos últimos anos, associada aos diversos serviços ecossistémicos que desempenham e à relevância destes para a qualidade de vida das populações. A integração da Natureza nos espaços urbanos, deve ser encarada como uma importante medida de mitigação do impacto das alterações climáticas, particularmente sentidas no Mediterrâneo, onde os episódios de escassez de água são cada vez mais frequentes. A evolução das cidades atuais para *Water Sensitive Cities*, carece de estratégias integradoras de soluções ecológicas com as da engenharia tradicional, sempre centradas nas pessoas e no desenvolvimento sustentável. Este estudo, realizou-se num jardim público urbano em Almancil (Loulé, Portugal) para avaliação dos seus ativos ecológicos e quantificação do seu balanço de carbono. Foi estimado que durante 2019, o jardim possui um saldo positivo de sequestro de 16.58 t CO<sub>2</sub>, concluindo-se que é possível aumentar a capacidade de armazenamento de água da chuva para rega, diminuir a dependência da água potável e aumentar o potencial para sequestro de carbono na biomassa vegetal. Foram implementadas medidas que associam a Natureza à tecnologia, e definidas estratégias para o futuro que vão permitir melhorar os serviços ecossistémicos que este espaço verde urbano assegura à comunidade.

**PALAVRAS-CHAVE:** Natureza em Zonas Urbanas. Escassez de água. Descarbonização.

## ECOLOGICAL ASSETS AND CARBON BALANCE IN A PUBLIC GREEN SPACE – CONTRIBUTIONS TO A WATER SENSITIVE CITY

**ABSTRACT:** During the last years, the awareness about the importance of public green spaces and their ecosystem services for urban communities is growing. Nature inclusion in urban areas is a crucial measure to mitigate the climate change impact, particularly in areas such as the Mediterranean, where water scarcity is increasingly frequent. The strategies integrating nature-based solutions and conventional engineering can contribute to promoting the evolution of current cities to Water Sensitive Cities, always centred on people and sustainable development. This study was carried out in an urban public garden in Algarve (Loulé, Portugal) and aimed to evaluate its ecological assets and quantify the carbon balance. It was estimated that during 2019, the garden has a positive sequestration balance of 16.58 t CO<sub>2</sub>. We concluded that it is possible to increase the capacity of rainwater storage for garden irrigation, reduce dependence on drinking water and increase the potential for carbon sequestration by terrestrial vegetal biomass. Several measures integrating nature and technology were implemented and some strategies were defined for the future, to improve the ecosystem services provided by this green space to the local community.

**KEYWORDS:** Nature in Urban Areas. Water Scarcity. Decarbonization.

### 1 INTRODUÇÃO

O aumento da densidade populacional urbana nas últimas décadas e a consequente pressão exercida sobre os recursos naturais, têm vindo a ameaçar capacidade de carga do nosso planeta (Galii et al, 2020). À medida que as pessoas migram para as cidades e a urbanização se expande, os ciclos naturais vão sofrendo cada vez mais alterações. Suprir as necessidades de água, alimento e energia das sociedades atuais, desenvolvendo as economias e mantendo a qualidade dos ecossistemas, é um dos maiores desafios da humanidade (WWF, 2018). Atualmente as cidades são a principal fonte de CO<sub>2</sub>, os cidadãos carecem de se mover numa lógica global, e o tráfego gera emissões gasosas que comprometem seriamente a qualidade do ar pondo em causa a saúde pública (Shan et al., 2017; Li et al., 2019). Numa abordagem ecotecnológica, os serviços ecossistémicos assegurados pelos espaços verdes urbanos, são cada vez mais relevantes para a qualidade de vida das populações. (Konijnendijk, et al., 2005; Soares et al., 2011). A integração da Natureza nas cidades traz numerosos benefícios sociais, ecológicos e económicos (Greene et al., 2018). As plantas integradas nas cidades, para além de mitigarem as consequências das alterações climáticas, podem contribuir significativamente para a descarbonização. De acordo com as metas definidas pelo Estado Português, até 2050 o balanço entre as emissões e a remoção de carbono da atmosfera deve ser nulo.

O objetivo deste trabalho foi avaliar e definir ações para melhorar os serviços ecossistêmicos do Jardim das Comunidades em Almancil (Loulé, Portugal), caracterizando-se os ativos ecológicos e definindo-se estratégias para reduzir o consumo de água potável e otimizar o balanço de carbono. Envolveram-se os diversos atores locais, nomeadamente o poder local e a comunidade escolar.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 LOCAL DE ESTUDO

Este jardim foi construído em 2003, localiza-se em Almancil – Loulé e corresponde a uma área total de arruamentos e zonas plantadas de 12180 m<sup>2</sup> mais um lago de 1 200 m<sup>2</sup> (Figura 1). Está ladeado por uma Escola Básica 2, 3, por um Centro de Dia e por blocos de apartamentos residenciais. Inclui vários ativos ecológicos nomeadamente, árvores, arbustos, 4300 m<sup>2</sup> de relvado da cultivar *Cynodon dactylon*, o lago central, bem como zonas lúdicas/desportivas para crianças e idosos. Desde a sua implantação, houve o cuidado de se utilizar espécies vegetais autóctones, que são exclusivamente regadas com água potável, fornecida pela rede de abastecimento público.

Figura 1. Vista aérea do Jardim das Comunidades e da sua envolvente urbana.



### 2.2 TRABALHO DE CAMPO E LABORATORIAL

Procedeu-se à caracterização deste espaço verde, considerando o seu lago e a vegetação terrestre envolvente.

## 2.2.1 Lago

Este lago apresenta 1200 m<sup>2</sup> de área e 1,30 m de profundidade máxima, e desde o início da sua construção, tem apresentado fenómenos recorrentes de eutrofização, reveladores da necessidade de se melhorar a hidrodinâmica. Assim, realizou-se uma intervenção para limpeza de sedimentos anóxicos acumulados no fundo e procedeu-se à alteração do sistema de adução de água, de forma melhorar a sua circulação e a evitar-se zonas estagnadas com estratificação, potencialmente anóxicas durante os períodos sem luminosidade. Foram realizadas duas amostragens de água do lago, uma antes do seu vazamento (novembro de 2019) e outra após a correção da sua hidrodinâmica (fevereiro de 2020), para se avaliar a evolução do estado trófico. Para isso, caracterizou-se a qualidade da água, quantificando-se *in situ* oxigénio dissolvido, pH, temperatura *in situ* e transparência ao disco Secchi, e em laboratório amónia, nitratos, fosfatos, clorofila *a* e feopigmentos (Baird *et al.*, 2017). Procedeu-se em simultâneo à caracterização da componente fitoplanctónica e à quantificação da sua densidade, preservando-se as amostras com uma solução de lugol ácido e posteriormente armazenadas de acordo com o protocolo de Utermhöl (1958) no qual se baseia a norma europeia em vigor (CEN-EN 15204:2006). Posteriormente as amostras foram observadas em microscopia de inversão utilizando-se um microscópio Zeiss - Observer A1 – AXIO, com as objetivas Zeiss LDA - Plan: 40x, 0,50 ph2, 441251 – 9915 e Achromplan 100x, 1,25 ph3, infinito/0,17. Para a contagem foi realizada uma análise qualitativa com base na identificação preliminar da composição fitoplanctónica, em campos aleatórios ou em toda a câmara, dependendo da densidade da amostra. Para a determinação do biovolume foi seguida a EN 16695:2015, para a medição das células e cálculo de unidade de volume. Para o cálculo do conteúdo de carbono utilizou-se um método que a partir do biovolume celular e dos respetivos fatores de conversão, permite estimar o conteúdo de carbono (EN 16695:2015, Menden-Deuer & Lessard, 2000). Realizou-se uma atividade de voluntariado com estudantes da Universidade do Algarve e retiraram-se as espécies exóticas existentes, incluindo peixes e quelónios (cágados e taratarugas), contando-se com a colaboração do Instituto de Conservação da Natureza e Florestas e de uma instituição certificada para as recolher. Durante o vazamento do lago, foi ainda feito o registo fotográfico da ictiofauna e posterior identificação.

## 2.2.2 Vegetação Terrestre e Cálculos de Carbono

Recorreu-se à informação existente nos serviços da Câmara Municipal de Loulé, relativa ao projeto deste espaço verde, sobre a idade e identificação das espécies vegetais terrestres, confirmando-se *in situ* a sua existência e as respetivas áreas de

cobertura. As áreas de cobertura, foram estimadas a partir de imagens de satélite (fotografia aérea do Google Earth) e posterior edição utilizando-se o QGIS. Fez-se uma estimativa aproximada do potencial de sequestro utilizando-se fatores de aplicáveis às espécies vegetais presentes, previamente publicados. Para se estimar o potencial de armazenamento de carbono no solo superficial, até 15 cm de profundidade, procedeu-se à recolha de três amostras junto à rizosfera das espécies mais frequentes. As amostras foram transportadas até ao laboratório, onde se prepararam amostras compósitas representativas de cada rizosfera. Procedeu-se à sua secagem a 105 °C durante 24 horas. Em seguida passaram-se por um peneiro de 2 mm, fez-se 3 tomas de cada amostra, e colocaram-se em cadinhos para serem incineradas, durante 4 h a 450 °C. Pesaram-se então para determinação da matéria orgânica. Após a pesagem, as amostras foram colocadas na mufla durante 4 h, a 950 °C e novamente pesadas. Procedeu-se ao cálculo do carbono orgânico, carbono inorgânico e carbono total (Houba et al., 1995): carbono orgânico = matéria orgânica x 0.58; carbono inorgânico = 0.273 x (massa da amostra após 450 °C

### 2.2.3 Recursos Necessários e Emissões de Carbono Associadas

Foram avaliados os consumos de água na rega e no lago, da energia elétrica, e da gasolina gasta nas operações de manutenção do jardim. Fez-se uma análise a possíveis origens alternativas de água para este local, de forma a reduzir-se ao mínimo o consumo de água tratada para consumo humano (potável). Estimaram-se os consumos energia elétrica e de gasolina e calcularam-se as emissões de carbono associadas relativas ao ano de 2019, a partir dos fatores de emissão correspondentes. Para a energia considerou-se o fator de emissão 248.65 g CO<sub>2</sub>e/ kWh, incluindo CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O (EDP, 2020), e para a gasolina o fator de emissão 2 901 kg CO<sub>2</sub>e/ tep (APA/IPCC Guidelines).

## 3 ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

### 3.1 LAGO

Os resultados analíticos obtidos nas duas amostragens realizadas à qualidade da água do lago, estão sintetizados na Tabela 1, onde se podem comparar com os Valores Máximos Admissíveis, referidos na legislação em vigor em Portugal. Analisando os parâmetros de qualidade da água quantificados, no geral parecem cumprir os requisitos ecológicos para as águas naturais, exceto para oxigénio dissolvido, em ambas as amostragens. No período de novembro a fevereiro, verificou-se uma diminuição dos



valores de Cl a, um aumento da transparência ao disco Secchi e uma diminuição do pH. Esta evolução estará associada a uma melhoria da hidrodinâmica do lago, que terá contribuído para diminuir a estratificação. Já está cientificamente comprovado, que a presença abundante de populações fitoplanctónicas tendem a consumir muito do CO<sub>2</sub> presente nas águas naturais, com conseqüente aumento do pH, e que o mesmo acontece em sistemas artificiais como reservatórios, albufeiras ou lagos como este (Talling, 1976; Engel, 2020). Também se sabe que, uma densidade demasiado elevada de fitoplancton pode induzir fenómenos de eutrofização. Os dados do presente estudo revelam uma redução do pH após a intervenção no lago, que é consistente com a diminuição da densidade fitoplanctónica, traduzindo-se numa menor taxa de remoção de CO<sub>2</sub> da água pelas microalgas.

Para a caracterização ecológica desta massa de água urbana, cruzaram-se os resultados obtidos com a classificação da produtividade de lagos (Thomann & Mueller 1987). Embora o método analítico utilizado neste trabalho para quantificação dos ortofosfatos apresente um LQ demasiado elevado (LQ = 0.383 mg/L), de acordo com os resultados obtidos, para a Cla (> 10 mg/m<sup>3</sup>) pode classificar-se este lago como eutrófico. Note-se que apesar de no momento da amostragem (período da manhã) se terem observado elevados níveis de oxigenação (> 90 % O<sub>2</sub>), nos períodos noturnos existe risco de depleção de oxigénio para a comunidade biótica do lago. Atualmente, estão em curso trabalhos para se melhorar a estimativa do Índice do Estado Trófico deste lago (de acordo com Jin et al., 1995 in Hu et al., 2016), incluindo a determinação de Fósforo Total e Azoto Total, para possibilitar a classificação através de uma escala numérica, variável entre 0 (oligotrófico) e 100 (hipertrófico).

Tabela 1- Caracterização da qualidade da água do lago do Jardim das Comunidades antes e após a intervenção respetivo.

Parâmetro	Unidade	Resultado 26 nov 2019 ( $\bar{x} + \sigma$ )	Resultado 18 fev 2020 ( $\bar{x} + \sigma$ )	* Valor Máximo Admissível
Temperatura	°C	16.2 ± 0.1	18.0 ± 0.4	30
pH	Esc.Sorenson	7.2 ± 0.4	5.5 ± 0.3	5.0 – 9.0
Oxigénio dissolvido	% O <sub>2</sub>	94 ± 4	138 ± 1	50
Transparência	cm	0.48 ± 0.11	0.63 ± 0.21	--
Ortofosfatos	mg/L PO <sub>4</sub>	<0.383(LQ)**	<0.383(LQ)**	--
Amónia	mg/L NH <sub>4</sub>	<0.12(LQ)**	<0.12(LQ)**	1.29
Nitratos	mg/L NO <sub>3</sub>	<4.4(LQ)**	<4.4(LQ)**	--
Clorofila a	mg/m <sup>3</sup>	15 ± 10	12 ± 4	--
Feopigmentos	mg/m <sup>3</sup>	<1(LQ)**	<1(LQ)**	--

\*DL 236/98 Anexo XXI; \*\*Valor inferior ao Limite Quantificação (LQ).

No que diz respeito à caracterização do fitoplâncton, na primeira amostragem foram identificados 15 taxa e na segunda 14, ou seja, aparentemente houve uma redução da diversidade fitoplanctónica em cerca de 7 %. Dos taxa identificados na segunda amostragem, 33 % não estavam presentes na primeira (Tabela 2). A biomassa fitoplanctónica é importante para determinar o estado ecológico dos ecossistemas aquáticos e está intimamente relacionada com variados parâmetros físico-químicos. A dimensão do lago em análise não deve comportar uma massa de fitoplâncton muito elevada, sendo que o normal funcionamento das comunidades fitoplanctónicas pressupõe uma alternância entre os estados de florescência e senescência. Durante o período de senescência a massa fitoplanctónica entra em decomposição e ocorrem elevados consumos de oxigénio o que pode ser bastante prejudicial à qualidade da água. Porém, segundo Engel et al., (2020) em regiões temperadas, o consumo de CO<sub>2</sub> por parte do fitoplâncton pode ser importante para a dinâmica do carbono em cerca de 20 % a 40 % dos lagos. Assim, em lagos de pequena dimensão, como é o caso em estudo, é difícil definir-se um equilíbrio entre a biomassa fitoplanctónica adequada à manutenção de uma boa qualidade da água e a massa necessária para que o fitoplâncton contribua para a remoção do CO<sub>2</sub> sem contribuir para a depleção de oxigénio. Verifica-se que dos taxa coincidentes em ambas as amostragens, 30 % apresentavam conteúdos de carbono superiores na segunda amostragem, em consequência do seu maior biovolume comparativamente ao encontrado na primeira amostragem para os mesmos taxa. Cerca de 66% das espécies fitoplanctónicas sofreram uma redução do seu biovolume e apenas 1% o mantiveram.

Tabela 2- Espécies fitoplanctónicas e respetivos conteúdos de carbono, nas duas amostragens efetuadas antes e após a intervenção no lago.

Espécie	Carbono µg/L C	
	novembro 2019	fevereiro 2020
<i>Achnanthydium sp.</i>	20.83	20.83
<i>Ceratium sp.</i>	4.53	--
<i>Nitzschia sp.</i>	--	126.53
<i>Peridinium sp.</i>	2.22	64.17
<i>Cosmarium spp.</i>	628.05	247.26
<i>Staurastrum sp.</i>	30.96	139.00
<i>Elakatothrix sp. spp.</i>	3.64	--
<i>Synedra sp.</i>	--	465.05
<i>Pediastrum boryanum</i>	30.96	59.74
<i>Pediastrum simplex</i>	161.42	22.06
<i>Tetraedron minimum</i>	26.95	9.13
<i>Coelastrum reticulatum</i>	29.21	14.33

Espécie	Carbono µg/L C	
	novembro 2019	fevereiro 2020
<i>Scenedesmus spp.</i>	3.94	1.47
<i>Chodatella spp.</i>	4.31	--
<i>Cryptomonas sp.</i>	--	14.00
<i>Nephrocytium sp.</i>	35.08	1.30
<i>Oocystis spp.</i>	29.13	--
<i>Sphaerellopsis sp.</i>	--	8.53
<i>Aphanizomenon sp.</i>	61.24	--
<b>Total</b>	<b>1072.49</b>	<b>1193.41</b>

No momento de intervenção no lago, foram retiradas as espécies faunísticas exóticas com a colaboração do Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas, sobretudo tartarugas e cágados, que lá tinham sido inadvertidamente introduzidas pela população local, e que para além da desestabilização das espécies autóctones causavam uma sobrecarga de matéria orgânica na água.

### 3.2 VEGETAÇÃO TERRESTRE E POTENCIAL DE SEQUESTRO DE CARBONO

As principais espécies arbustivas presentes no Jardim das Comunidades ocupam cerca de 415 m<sup>2</sup> e correspondem a medronheiro (*Arbutus unedo*), murta (*Myrtus communis*), romanzeira (*Punica granatum*), alecrim (*Rosmarinus officinalis*) e folhado (*Viburnum tinus*). No que diz respeito à área coberta por árvores (área total das copas), é cerca de 2790 m<sup>2</sup>, estando presentes o abrunheiro (*Prunus cerasifera*), o freixo (*Fraxinus angustifolia*), o pinheiro manso (*Pinus pinea*), a alfarrobeira (*Ceratonia siliqua*), a oliveira (*Olea europea*), correspondendo, portanto a espécies autóctones, embora também exista a tília (*Tilia americana*), considerada alóctone. A área relvada corresponde a 4300 m<sup>2</sup> da cultivar *Cynodon dactylon*. Pretendeu-se fazer uma estimativa do potencial de sequestro de carbono pela biomassa vegetal no Jardim das Comunidades, tendo presente que esta depende da espécie, da idade dos indivíduos e das condições edafoclimáticas (Xu et al., 2018). Não dispondo de informação detalhada sobre o número exato de indivíduos de cada espécie nem sobre a idade de cada árvore, fez-se uma caracterização global e considerou-se a área ocupada pelos diferentes tipos de coberto vegetal, considerando-se em seguida a proporção das diferentes espécies arbóreas no espaço e utilizando-se os fatores de sequestro por espécie previamente validados noutros estudo científicos já publicados (Correia, 2005; Pereira et al., 2007; Soares et al., 2011; Palma et al., 2014; Velasco et al., 2016; Xu et al., 2018; Fu et al., 2019) chegando a um valor de 58 t CO<sub>2</sub> /ha,

para se aplicar a uma área de 3205 m<sup>2</sup> de árvores e arbustos no Jardim das Comunidades. No caso do relvado considerou-se o fator de sequestro de Song et al., (2018) para a área de 4300 m<sup>2</sup>, o que corresponde a 5.13 t CO<sub>2</sub> /ha. Assim sendo, a estimativa do sequestro de carbono pela biomassa vegetal no Jardim das Comunidades em 2019 é de 20.8 t CO<sub>2</sub>, sendo que 18.6 t CO<sub>2</sub> correspondem à componente de árvores e arbustos e 2.2 t CO<sub>2</sub> à da relva. Atendendo a que cerca de 20 % do carbono sequestrado pela vegetação arbórea urbana é armazenado nas raízes e nos sedimentos que as envolvem (rizosfera), e que na região do Mediterrâneo esse sequestro pela biomassa e posterior armazenamento pode atingir valores mais elevados do que noutras regiões (McPherson et al., 2013), fez-se uma primeira caracterização do potencial de armazenamento de carbono no solo do Jardim das Comunidades. Quantificou-se a massa de carbono nas suas diversas formas (orgânica, inorgânica e total) por kg de solo, considerando-se a rizosfera das principais espécies vegetais, tal como se apresenta na Tabela 3.

Tabela 3- Teores de carbono por kg de solo (média ± desvio padrão) na rizosfera das principais espécies vegetais no Jardim das Comunidades, com valores máximos realçados a negrito.

Cobertura do solo	Carbono Orgânico (g C/ kg solo)	Carbono Inorgânico (g C/ kg solo)	Carbono Total (g C/ kg solo)
<b>Alfarrobeira</b>	<b>39.48 ± 3.70</b>	6.41 ± 0.18	45.89 ± 3.69
<b>Oliveira</b>	13.46 ± 1.00	15.75 ± 0.38	29.21 ± 0.95
<b>Pinheiro manso</b>	34.72 ± 2.00	6.30 ± 0.18	41.01 ± 2.18
<b>Tília e Loendro</b>	22.86 ± 2.99	7.67 ± 0.35	30.53 ± 3.34
<b>Loendro</b>	24.52 ± 0.49	<b>66.19 ± 1.45</b>	<b>90.71 ± 1.09</b>
<b>Relva</b>	32.63 ± 1.50	9.79 ± 0.53	42.43 ± 1.99

Embora os resultados não sejam expressos em valores absolutos de carbono armazenado, constatou-se que o solo na rizosfera da alfarrobeira é o mais rico em carbono orgânico (39.48 ± 3.70 g C/ kg solo), seguindo-se o do pinheiro manso (34.72 ± 2.00 g C/ kg solo) e o recolhido na zona da relva (32.63 ± 1.50 g C/ kg solo). Já no que se refere à componente na forma de minerais carbonatados (a inorgânica) o solo que apresentou a maior percentagem foi o da rizosfera do Loendro, onde também foram mais elevados os teores totais. A forma como o carbono está presente nos solos, depende de vários fatores, nomeadamente da capacidade que as diversas espécies vegetais têm para o sequestrar e através da fotossíntese produzirem exsudatos com hidratos de carbono (carbono orgânico) e oxigénio, e posteriormente os difundirem pelas suas raízes. A difusão destas substâncias pelas raízes, vai contribuir para o desenvolvimento de microrganismos (como fungos micorrízais e bactérias) no solo, e condicionar a mineralização do próprio carbono orgânico (Fisher, 2018). Por outro lado, a respiração das células vegetais da

biomassa subterrânea e dos microrganismos também contribui para as emissões de carbono (Chaparro & Terradas, 2009). O carbono armazenado no solo sob a forma de minerais carbonatados permanece aí de forma inerte e durante períodos muito longos (Gratani & Varone, 2007).

### 3.3 RECURSOS NECESSÁRIOS PARA MANUTENÇÃO DO JARDIM E EMISSÕES DE CARBONO ASSOCIADAS

#### 3.3.1 Combustíveis Fósseis: Gasolina

Neste jardim são realizados em média 16 operações de corte de relva por ano, com uso de um trator para *mulching* que consome 7.5 litros de gasolina 95 por corte, uma roçadora que consome 3.5 L de gasolina 95 por corte, e ainda um soprador que gasta 1.2 L de gasolina 95 por corte. Portanto, o consumo anual de gasolina 95 corresponde a  $16 \times 12.2 = 195.2$  L. Atendendo a que o fator de emissão é 2 901 kg CO<sub>2</sub>e/ tep (APA/ IPCC Guidelines) e o teor energético da gasolina é 0.7840 tep/m<sup>3</sup>, calculou-se o teor energético da gasolina anual de 0.1530 tep e portanto as emissões de carbono associadas ao consumo de gasolina correspondem a 0. 443.9 kg CO<sub>2</sub>e / ano

#### 3.3.2 Eletricidade

O consumo total de eletricidade para o funcionamento do Jardim de Almancil em 2019 foi a 15187 kWh, sendo que de acordo com a entidade fornecedora de energia elétrica (EDP, 2020), nesse ano em Portugal as 51 % da energia teve fontes renováveis, 42 % não renováveis e 7 % foi importada. O fator de emissão correspondeu a 248.65 g CO<sub>2</sub>e/ kWh, e portanto, nesse ano o consumo de eletricidade no jardim foi responsável pela emissão de 3.776 t CO<sub>2</sub>e/ kWh.

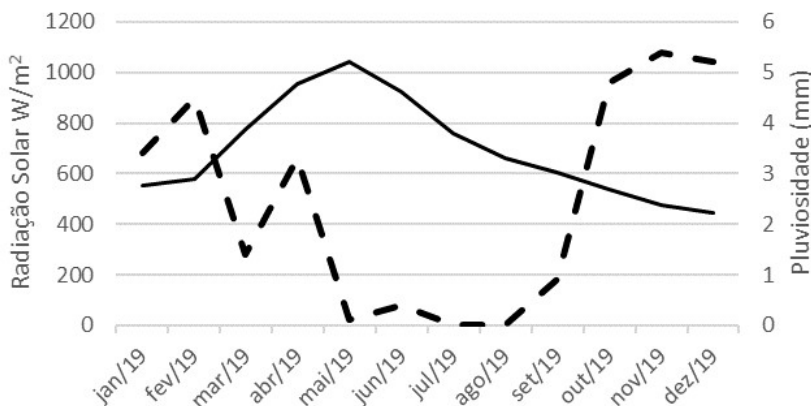
#### 3.3.3 Água para Rega e para o Lago

Atendendo a que não existia informação sobre os consumos reais da água na rega, estimaram-se os consumos médios (diário e mensal) nas quatro estações do ano (Tabela 4), com base no histórico das necessidades de rega desta cultivar de relva. A Figura 2 representa a pluviosidade e a radiação solar registadas durante 2019, de acordo com dados de uma estação meteorológica local. Os níveis de Radiação Solar foram muito elevados o ano inteiro e a Precipitação sempre inferior a 5 mm, exceto de outubro a dezembro. Isto evidencia a necessidade de grandes quantidades de água para rega, e a importância de se encontrarem origens alternativas à água potável.

Tabela 4- Consumos médios de água estimados para rega do Jardim das Comunidades.

Necessidades hídricas / m <sup>2</sup>	Verão	Primavera	Outono	Inverno
	8 L/dia	5 L/dia	3 L/dia	1 L/dia
Média mensal (m <sup>3</sup> )	974.9	609.3	365.6	121.9
Média diária (m <sup>3</sup> )	32.5	20.3	12.2	4.1

Figura 2. Pluviosidade média (---) e Radiação Solar média (—) durante o ano de 2019.



O Jardim das Comunidades apresenta um reservatório de água de 60 m<sup>3</sup> que serve como tanque de compensação ao lago. Uma das principais funções do mesmo é armazenar a água para se manter a circulação. Este estudo demonstrou que solução para promover o armazenamento de água para rega passa por aproveitar os episódios de precipitação intensa ou mesmo extrema, que ocorrem tipicamente duas ou três vezes por ano na região. Este lago possui 1200 m<sup>3</sup> de água (1200 m<sup>2</sup> de área x 1 m profundidade), com as alterações efetuadas, consegue manter-se o seu funcionamento apenas com 70 cm de coluna de água, de boa qualidade, e assim deixar livres 360 m<sup>3</sup> que podem ser ocupados por água da chuva, sobretudo quando os eventos de precipitação são de grande intensidade. Esta solução, não tem custos de investimento associados, basta a alteração da altura da coluna de água e o controlo da quantidade de água que abastece o lago. Por outro lado, recomenda-se a colocação estratégica de um reservatório de água subterrâneo com capacidade para 180 m<sup>3</sup>, num local junto ao lago, definido de acordo com topografia do terreno, e que possa receber a água da chuva que é captada no lago, utilizando-se a gravidade para o seu transporte. Embora a instalação deste novo reservatório tenha um custo associado, vai permitir armazenar água para rega, evitar as perdas por evaporação que existem à superfície, diminuir o uso de água potável na rega,

e em momentos de precipitação extrema, quando a sua capacidade de armazenamento for excedida vai permitir a recarga do aquífero.

A implementação destas duas medidas, traria um aumento da capacidade de retenção de água de 600 m<sup>3</sup>, o que daria para regar o jardim durante um mês, com uma dotação de 20 m<sup>3</sup>/dia, correspondendo às necessidades hídricas num mês na Primavera.

### 3.4 BALANÇO DE CARBONO DO JARDIM DAS COMUNIDADES

Esta primeira estimativa do balanço de carbono, no ano de 2019 aponta para: Emissões associadas aos consumos energéticos e de combustíveis fósseis = 4.22 t CO<sub>2</sub>; Sequestro pela biomassa vegetal = 20.8 t CO<sub>2</sub>; portanto, Balanço de carbono = 16.58 t CO<sub>2</sub>.

Deve recolher-se informação mais detalhada, durante um período mais longo, sobre as diversas variáveis que contribuem para as emissões e para o sequestro de carbono. No entanto, se atendermos a que em 2019 cada português, nas suas diversas atividades, terá emitido cerca de 4.9 t CO<sub>2</sub> e (PORDATA, 2020), é evidente a necessidade de se definirem e adotarem ações que melhorem o desempenho ambiental deste espaço em particular, e de outros similares, de forma que contribuam para a neutralidade carbónica das cidades.

## 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPETIVAS FUTURAS

As intervenções efetuadas contribuíram para a melhoria do estado ecológico do lago. A instalação de novos reservatórios subterrâneos conectados com o lago e posicionados em locais estratégicos, permitirá armazenar água da chuva e reduzir o consumo de água potável, numa quantidade equivalente ao consumo de 3175 pessoas por dia em Loulé (ERSAR, 2019). Retiradas as espécies exóticas e recorrendo, a mais soluções baseadas na Natureza, como por ex. o uso de macrófitas autóctones (ex. *Typha sp.*, *Phragmites sp.* ou *Juncus sp.*), são evitados episódios de eutrofização, sendo necessário manter-se a sua monitorização da qualidade da água e a verificação periódica do estado trófico. A energia é recurso que mais contribui para as emissões de carbono estando em análise a instalação de painéis fotovoltaicos e em verificação os sistemas de bombagem instalados no jardim. Estão em curso estudos mais aprofundados para caracterização dos serviços ecossistémicos assegurados pela vegetação terrestre, em particular do sequestro de carbono. Continuam a ser promovidas atividades pedagógicas, envolvendo académicos, técnicos e políticos locais, para interagirem com os jovens estudantes, e promover o seu empoderamento e responsabilização pela preservação da Natureza no jardim das Comunidades.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APA/IPCC Guidelines (2020). Disponível em <https://www.apambiente.pt/clima/monitorizacao-de-emissoes>

Baird, R. B., Rice, C., & Eaton, A. (2017). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 23rd. Water Environment Federation, American Public Health Association, American Water Works Association.

Chaparro L., Terradas J., (2009) **Ecological Services of Urban Forest in Barcelona**. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals Universitat Autònoma de Barcelona.

Correia, A., Evangelista, M., Ochoa P., Pereira, J.P. (2005). **O sequestro de carbono em ecossistemas de pinhal manso no Sul de Portugal**. Disponível em: <https://www.fsantos.utad.pt/bibliografia/Doc141.pdf>.

EDP (2020) Disponível em: <https://www.edp.pt/origem-energia/>

Engel, F., Attermeyer, K. and Weyhenmeyer, G.A. (2020) **A simplified approach to detect a significant carbon dioxide reduction by phytoplankton in lakes and rivers on a regional and global scale**. The Science of Nature, 107:29.

ERSAR (2019). Disponível em: <https://www.ersar.pt/pt/publicacoes/relatorio-anual-do-setor>

Fisher, A. (2018) **Gardening, Healthy Soil, and Carbon Sequestration**. Climate Change - Ecological Landscape Alliance. Disponível em: <https://www.ecolandscaping.org/01/developing-healthy-landscapes/climate-change/gardening-healthy-soil-carbon-sequestration/>

Fu, D., Bu, B., Wu, J. Singh, R.P., (2019). **Investigation on the carbon sequestration capacity of vegetation along a heavy traffic load expressway**. Journal of Environmental Management. 241, 549–557.

Galli, A., Iha, K., Pires, S. M., Mancini, M. S., Alves, A., Zokai, G., ... Wackernagel, M. (2020). **Assessing the Ecological Footprint and biocapacity of Portuguese cities: Critical results for environmental awareness and local management**. Cities, 96, 102442.

Gratani, L. & Varone, L. (2007) **Plant crown traits and carbon sequestration capability by *Platanus hybrida* Brot. in Rome**. Landscape and Urban Planning. 81, 282-286. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2007.01.006

Greene C.S., Robinson P.J., Millward A.A. (2018) **Canopy of advantage: Who benefits most from city trees?** Journal of Environmental Management. 208, 24-35.

Houba, V., Van der Lee, J., Novozamsky, I. (1995) **Soil analysis procedures; other procedures (soil and plant analysis, part 5B)**. Department of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural University.

Hu, Z., Sun, X., Cai, Y., Guo, L., Chen, Q., Liu, T., Shi, F., Yang L. (2016) **The habitat type and trophic state determine benthic macroinvertebrate communities in lowland shallow lakes of China**. J. Limnol. 75(2), 330-339. DOI: 10.4081/jlimnol.2016.1220

Konijnendijk, C.C., Nilsson, K., Randrup, T.B., Schipperin, J. (Eds.) (2005) **Urban Forests and Trees: A Reference Book**. Springer-Verlag, Berlin.



Li, Y., Zheng, J., Dong, S., Wen, X., Jin, X., Zhang, L., & Peng, X. (2019). **Temporal variations of local traffic CO<sub>2</sub> emissions and its relationship with CO<sub>2</sub> flux in Beijing, China.** Transportation Research Part D: Transport and Environment, 67, 1-15.

McPherson, E. G., Xiao, Q., & Aguaron, E. (2013) **A new approach to quantify and map carbon stored, sequestered and emissions avoided by urban forests.** Landscape and Urban Planning, 120, 70-84.

Menden-Deuer, Susanne, Lessard, Evelyn J., (2000) **Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton.** Limnology and Oceanography, 3.

Palma, J. H. N., Paulo, J. A., Tome, M., (2014). **Carbon sequestration of modern *Quercus suber* L. silvoarable agroforestry systems in Portugal: a YieldSAFE based estimation.** Agroforest Syst. 88, 791-801.

Pereira, J. S., Mateus, J. A., Aires, L. M., Pita, G., Pio, C. (2007) **Net ecosystem carbon exchange in three contrasting Mediterranean ecosystems? the effect of drought.** Biogeosciences, European Geosciences Union. 4 (5), 791-802.

Shan, Y., Guan, D., Liu, J., Mi, Z., Liu, Z., Liu, J., Schroeder, H., Cai, B., Chen, Y., Shao, S., Zhang, Q. (2017). **Methodology and applications of city level CO<sub>2</sub> emission accounts in China.** J. Cleaner Prod. 161, 1215-1225.

Soares A.L., Rego F.C., McPherson E.G., Simpson J.R., Peper P.J., Xiao Q. (2011) **Benefits and costs of street trees in Lisbon, Portugal.** Urban Forestry & Urban Greening 10, 69-78.

Song, J., Wan, S., Peng, S., Piao, S., Ciais, P., Han, X., Zeng, D.-H., Cao, G., Wang, Q., Bai, W., and Liu, L. (2018) **The carbon sequestration potential of China's grasslands.** Ecosphere 9 (10).

Talling, J. F. (1976) **The Depletion of Carbon Dioxide from Lake Water by Phytoplankton.** Journal of Ecology, Published By: British Ecological Society Vol. 64, No. 1, pp. 79-121.

Thomann R.V. & Mueller J.A., (1987) **Principles of surface water quality modeling and control.** Harper & Row. 644 pp.

Velasco, E., Roth, M., Norford, L., Molina, L.T., (2016) **Does urban vegetation enhance carbon sequestration?** Landscape and Urban Planning. 148, 99-107.

WWF. 2018. **Living Planet Report (2018) Aiming Higher.** Grooten, M. and Almond, R.E.A.(Eds). WWF, Gland, Switzerland.

Xu, L., Shi, Y., Fang, H., Zhou, G., Xu, X., Zhou, Y., Tao, J., Ji, B., Xu, J., Li, C., Chen, L., (2018). **Vegetation carbon stocks driven by canopy density and forest age in subtropical forest ecosystems.** Science of the Total Environment. 631-632, 619-632.

# CAPÍTULO 5

## MONITORAMENTO DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO) EM LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO

Data de submissão: 05/07/2022

Data de aceite: 18/08/2022

**Ariston da Silva Melo Júnior**

<http://lattes.cnpq.br/0010807076892082>

**Kleber Aristides Ribeiro**

<http://lattes.cnpq.br/8299301338155638>

**Abrão Chiaranda Merij**

<http://lattes.cnpq.br/2449030752617156>

**RESUMO:** A crescente necessidade de água para os processos industriais, agricultura, sedentação animal e consumo humano tornaram a água num bem escasso e perene. A pequena proporção disponível de água no planeta no escoamento superficial e sua distribuição descontínua levaram a necessidade de preservação dos recursos hídricos restantes. Assim, a engenharia civil surgiu como uma ferramenta importante para resgatar e preservar as fontes aquáticas restantes. Para tanto, engenheiros e biólogos trabalham exaustivamente para garantir o surgimento de tecnologias limpas para manutenção do bioma aquático. O saneamento básico foi à área de implantação para o estudo dessas tecnologias. Entre os sistemas desenvolvidos convencionais ou alternativos há vários em estudos. Entre eles

as lagoas de estabilização. Tais lagoas são importantes reservatórios desenvolvidos para com variação do tempo de detenção hidráulica gerar melhora nos parâmetros potáveis da água. A pesquisa em questão procurou estudar a concentração da demanda química de oxigênio (DQO) em uma lagoa estabilizada em funcionamento no município de Itapuã, estado de São Paulo, Brasil. Através de coletas semanais, iniciadas em julho de 2018 até setembro de 2018 e com a utilização da norma NTS 004, promoveu a obtenção de um resultado médio de DQO de 280 mg.L<sup>-1</sup>.

**PALAVRAS CHAVES:** Ecologia. Saneamento. Meio Ambiente. Tratamento.

CHEMICAL OXYGEN DEMAND  
MONITORING (DQO) IN STABILIZATION  
LAGOON

**ABSTRACT:** The increasing need for water for industrial processes, agriculture, animal sedimentation and human consumption have made water scarce and perennial. The small proportion of water available on the planet in the runoff and its discontinuous distribution led to the need to preserve the remaining water resources. Thus, civil engineering emerged as an important tool for rescuing and preserving the remaining aquatic sources. To that end, engineers and biologists work extensively to ensure the emergence of clean technologies for maintaining the aquatic biome. The basic sanitation went to the area of implantation for the study of these technologies. Among the

systems developed conventional or alternative there are several in studies. Among them are the stabilization ponds. Such ponds are important reservoirs developed for varying the hydraulic holding time to generate improvement in the potable water parameters. The research in question sought to study the concentration of chemical oxygen demand (COD) in a stabilized lagoon in operation in the city of Itapuã, state of São Paulo, Brazil. Through weekly collections, initiated in July 2018 until September 2018 and using the NTS 004 standard, it promoted an average COD result of 280 mg.L<sup>-1</sup>.

**KEYWORDS:** Ecology. Sanitation. Environment. Treatment.

## 1 INTRODUÇÃO

A necessidade de preservar e manter o meio ambiente, procurando garantir o equilíbrio entre as necessidades do homem e a manutenção do meio ambiente vem gradativamente sendo cada vez maior.

Visando o desenvolvimento sustentável que atende o momento presente, sem deixar um passivo ambiental que podem comprometer a qualidade de vida das futuras gerações, pode-se verificar que é imprescindível a efetivação de um sistema de saneamento básico eficiente, onde os resíduos das atividades humanas não sejam despejados diretamente no meio ambiente, causando a contaminação do solo, rios e nascentes. A água consumida de uma fonte contaminada pode ocasionar doenças severas, a exemplo da hepatite, da cólera, das salmonelas e outras.

O problema enfrentado é tão desafiador que a Organização das Nações Unidas (ONU) em 2012 constatou que nenhuma região do mundo está livre das pressões sobre a falta de recursos hídricos.

Segundo ALBANO (2014) na Europa, por exemplo, 120 milhões de cidadãos não têm acesso à água potável. Em certas partes do continente, os cursos de água podem chegar a perder até 80% de seu volume no verão.

Quando se pensa em continente africano, os valores observados tendem a piorar, uma vez que taxa média demográfica tem um recrudescimento anual de 2,6%. Enquanto a média mundial é de apenas 1,2%.

O aumento das necessidades hídricas para assegurar processos de fabricação e na agricultura entre outras atividades faz com que a demanda de água acelera a deterioração de seus recursos hídricos.

A não uniformidade e homogeneidade em relação às reservas hídricas em relação a crescente população têm levado em conta que continentes como a Ásia e o Pacífico que abrigam 60% da população do mundo, mas apenas 36% dos recursos hídricos têm sérios problemas de abastecimento hídrico.

De acordo com o relatório da ONU, cerca de 480 milhões de pessoas não tinham acesso, em 2008, a uma fonte de água de qualidade, e 1,9 bilhão não tinham infraestrutura sanitária adequada.

Na América Latina enquanto a taxa de extração de fontes hídricas foi duplicada no final do século XX devido as crescentes necessidades para abastecimento público e industrial. No Oriente Médio, pelo menos doze países sofrem de escassez completa de água, sem fontes de água adequadas para o público.

O relatório da ONU informa ainda que mundialmente cerca de 80% das águas residuais não são recolhidas nem tratadas, mas vão direto a outros corpos d'água ou se infiltram no subsolo, o que acaba causando problemas de saúde na população e a deterioração do meio ambiente. Considerando esta situação, torna-se acentuada a necessidade de tratamento e desinfecção dos efluentes sanitários.

Atualmente existe uma grande diversidade de alternativas técnicas de tratamento de saneamento próximas à fonte de esgoto.

São sistemas simples, de eficiência comprovada, mais barato e com maior eficiência em relação às alternativas tradicionais.

Algumas destas alternativas, inclusive, podem gerar economia com a utilização dos gases liberados na digestão como fonte de energia para o fogão doméstico e a parte líquida como bio-fertilizante rico em nutrientes naturais que não agridem o meio ambiente.

Destacam-se entre as alternativas apontadas: wetlands, filtração lenta, tanque séptico modificado, reator aeróbico e anaeróbico, valas de infiltração e lagoas de estabilização ou também conhecidas por lagoas de estabilização.

As lagoas de estabilização têm sido a técnica de tratamento de esgotos domésticos mais utilizada nos países em desenvolvimento (YÁNEZ, 2000).

Segundo PERÍGOLO (2004), em Brasília, das 16 Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) operadas pela Companhia de Saneamento do Distrito Federal – CAESB, 10 delas possuem, em parte ou no todo, o processo de lagoas de estabilização.

As lagoas são muito utilizadas por ser um processo natural de tratamento de esgotos, apresentar baixo custo de manutenção e instalação (quando o valor do terreno é baixo). Além disso, pode atingir excelentes eficiências de remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos.

As lagoas de estabilização têm sido largamente utilizadas, somente no Brasil elas estão presentes em 375 localidades (PERÍGOLO 2004 *apud* IBGE 2002). Entretanto, o que se tem verificado é que a forma de dimensionamento e o entendimento do processo ainda têm muito a serem estudados.

Existem diversos tipos de lagoas de estabilização, as anaeróbias, onde o material orgânico é decomposto abaixo da superfície, sem contato com o ar; as aeradas que, por sua vez, necessitam de um dispositivo eletromecânico para ajudar a manter uma concentração de oxigênio na parte líquida da massa, fazendo com que reações biológicas separem o material orgânico da água; as de estabilização, em que o depósito de lodo no fundo facilita a decomposição anaeróbia, mas também ocorre a redução fotossintética e a oxidação aeróbia; por fim, as de maturação, que auxiliam na remoção de micro-organismos causadores de doenças com a ajuda dos raios ultravioletas emitidos pelo Sol.

Após receberem o tratamento em um dos tipos de lagoas, ocorre o reaproveitamento da água, com condições sanitárias satisfatórias.

A água proveniente do esgoto tratado pelo sistema de lagoa de estabilização é usada para diversas atividades, dentre elas a mais comum é a irrigação. O reuso da água ajuda a evitar a poluição ambiental e ainda auxilia no cultivo, através do aproveitamento dos nutrientes presentes nos efluentes.

O desafio da pesquisa foi monitorar e avaliar o grau de demanda bioquímica de oxigênio (DQO) presente no tratamento de águas oriundas do ribeirão Capanema, localizado no município de Itirapuã.

Para tanto, após as coletas semanais foi empregado o método da norma NTS 004 da SABESP para análise de DQO em efluentes.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 REUSO HÍDRICO

Como forma de preservação do recurso água, o esgoto doméstico coletado deve ser destinado às estações de tratamento de esgoto (ETE), para posterior disposição final. Existem inúmeras formas de disposição do esgoto, sendo a diluição em córregos, rios e lagos, uma das mais frequentes no Brasil.

Na grande maioria dos casos, a diluição ocorrida é insuficiente para manter o padrão de qualidade do corpo d'água dentro dos limites estabelecidos pela Resolução Conama 357/05 que classifica os corpos d'água por categorias variáveis de 1 a 4, sendo que a qualidade tende a diminuir de forma crescente.

Outra forma de disposição do esgoto é o reuso, até alguns anos vista como uma opção exótica é hoje uma alternativa que não pode ser ignorada (CAMPOS 2014 *apud* MANCUSO 2003), pois além de dispor o esgoto, ajuda combater a escassez de água.

Na indústria, o reuso do esgoto pode ser como água de resfriamento em caldeiras, sistemas de lavagem e transporte de materiais, na irrigação de jardins e processamento

de produtos (CAMPOS 2014 *apud* MOTA 2006). Para irrigação de áreas verdes, parques e jardins municipais, limpeza de pátios e ruas e em instalações de descargas sanitárias o esgoto tratado também pode ser utilizado. Entretanto, uma das mais promissoras formas de reuso do esgoto é por meio da aplicação no solo com o objetivo de irrigação de culturas agrícolas.

Além de fornecer água, o esgoto também é rico em nutrientes e matéria orgânica, e quando convenientemente aplicado ao solo melhora sua fertilidade, refletindo-se em maior produtividade das culturas, conforme já comprovado em vários trabalhos científicos (CAMPOS 2014 *apud* VERONEZ 2009).

A aplicação do esgoto para irrigação está condicionada a aspectos de saúde pública, escolha das culturas e impactos ambientais (ARAÚJO, 2000).

A segurança deste tipo de reuso depende da confiabilidade da desinfecção do esgoto (CORAUCCI FILHO *et al.*, 2003). Desta forma, requisitos mínimos de qualidade microbiológica para o esgoto foram estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (OMS) em 1989, baseados na presença de ovos de Helmintos e coliformes fecais (CAMPOS 2014).

## 2.2 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

A aplicação de lagoas de estabilização tem crescido como tratamento de esgoto efluente de processos anaeróbios. Mas, atualmente, ainda se conservam e instalam lagoas que tratam esgoto bruto (com ou sem tratamento preliminar) (PERÍGOLO 2004 *apud* MARA 1976).

Conforme mencionado, o termo facultativo refere-se a uma mistura de condições aeróbias e anaeróbias. Na camada de cima do volume interno da lagoa, está o meio aeróbico, e na camada de baixo, o anaeróbio.

A maior parte do oxigênio requerido para manter a camada superior em condições aeróbias é originada da atividade fotossintética das algas. A outra parte, considerada desprezível, procede da reaeração resultante do contato com o ar e vento na superfície da lagoa (VON SPERLING 1996).

O crescimento de algas nas lagoas é favorecido pelo ambiente rico em nutrientes e pela exposição à luz solar, principais fatores de seu metabolismo. De fato, em virtude da grande concentração de algas, as lagoas de estabilização apresentam cor esverdeada.

Segundo PERÍGOLO (2004), na zona aeróbia, microorganismos utilizam o oxigênio produzido pelas algas através da fotossíntese, e as algas por sua vez utilizam o CO<sub>2</sub>, resultante da respiração desses microrganismos, para realizarem fotossíntese. Isso caracteriza um processo de simbiose entre as algas e as bactérias.

Conforme PERÍGOLO (2004) o material orgânico a ser degradado é basicamente formado por partículas de menor tamanho, que tendem a não sedimentar.

As algas também utilizam outros produtos resultantes do metabolismo dos microrganismos, como o amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e o fosfato ( $\text{PO}_4^{-3}$ ) para realização da fotossíntese. Há também uma troca gasosa entre o oxigênio ( $\text{O}_2$ ) e o gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) presente na lagoa com os gases presentes na atmosfera.

Para PERÍGOLO (2004) *apud* ALVES (2004) a posição de transição da camada aeróbia para a anaeróbia (oxipausa) oscila de acordo com a produção/consumo de oxigênio, que varia entre noite e dia, manhã e tarde, tempo nublado e sol radiante. A região caracterizada pela intermitência na presença de oxigênio é denominada zona facultativa, onde sobrevivem microrganismos denominados facultativos, por se adaptarem tanto à presença quanto ausência de oxigênio.

Segundo VON SPERLING (1996) para a degradação da matéria orgânica, esses organismos utilizam o oxigênio ou nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) (quando em condições anaeróbias) como aceptores de elétrons.

Os estudos aprofundados de VON SPERLING (1996) levam a conclusões que na zona anaeróbia, os microrganismos são adaptados para sobreviverem na ausência de oxigênio. Para a degradação da matéria orgânica, utilizam os sulfatos ( $\text{SO}_4^{-2}$ ) e  $\text{CO}_2$  como aceptores de elétrons. Esta zona é composta principalmente pelo lodo de fundo, que é formado pela sedimentação de material particulado no processo de deposição pela ação gravitacional.

O material que forma o lodo de fundo, degradado anaerobicamente, converte-se lentamente em gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), água ( $\text{H}_2\text{O}$ ), gás metano ( $\text{CH}_4$ ) e outros.

O processo de conversão gasosa pela ação microbiana no lodo faz com que reste no fundo apenas o material inerte mineralizado (não biodegradável).

Os gases resultantes das reações de degradação tendem a subir, podendo ser absorvidos na massa líquida ou desprender para a atmosfera. Em particular, o gás  $\text{H}_2\text{S}$  que apresenta odor desagradável, semelhante ao cheiro de “ovo podre”, ao passar pela camada aeróbia superior, é oxidado por processos químicos e bioquímicos, e por isso não causa problemas de mau cheiro.

Assim, com base em conclusões de VON SPERLING (1996), a lagoa de estabilização degrada os esgotos em três zonas: aeróbia, facultativa e anaeróbia.

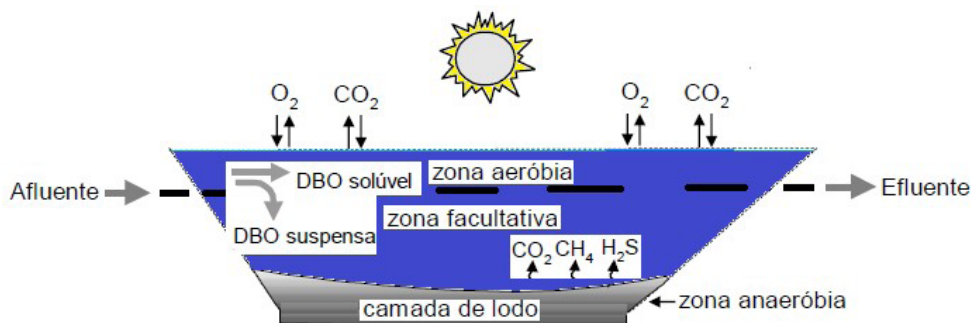
A matéria orgânica dissolvida (solúvel) e a em suspensão de pequenas dimensões (finamente particulada) fica dispersa no esgoto, sendo oxidada aerobicamente na camada

mais superficial e por organismos facultativos na camada intermediária (PERÍGOLO 2004 *apud* ALVES 2004).

Já a matéria orgânica particulada tende a sedimentar, formando o lodo de fundo, que degrada anaerobicamente (PERÍGOLO 2004 *apud* ALVES 2004).

O processo de tratamento das lagoas de estabilização pode ser visualizado na Figura 1, a seguir.

Figura 1 - Esquema simplificado de uma lagoa de estabilização. (VON SPERLING, 1996)



Segundo PERÍGOLO (2004) *apud* ALVES (2004) os fatores que interferem no processo de tratamento das lagoas de estabilização podem ser divididos em externos e internos. Os fatores externos e sua influência no tratamento são apresentados na tabela 1, a seguir, com base nos apontamentos levantado por PERÍGOLO (2004) *apud* JORDÃO e PESSOA (1995).

Tabela 1 - Fatores ambientais externos (PERÍGOLO 2004 *apud* JORDÃO e PESSOA 1995).

Fator	Influência
Radiação solar	- Velocidade de fotossíntese
Temperatura	- Velocidade de fotossíntese - Taxa de decomposição bacteriana - Solubilidade e transferência de gases - Condições de mistura
Vento	- Condições de mistura - Reaeração atmosférica (*)

(\*) mecanismo de menor importância no balanço de Oxigênio Dissolvido (OD).

Os fatores internos interferentes no processo de tratamento de esgotos domésticos por lagoas de estabilização são as algas (fotossíntese) e a carga orgânica aplicada (PERÍGOLO 2004 *apud* ALVES 2004).



Admitindo-se que a carga orgânica aplicada à lagoa seja apropriada, teríamos apenas as algas como fator interno de influência no tratamento. Visto que os fatores externos e internos interferem na eficiência do tratamento, eles devem ser analisados em conjunto (PERÍGOLO 2004 *apud* ALVES 2004).

Fatores climáticos (externos) influenciam sobremaneira no processo de tratamento uma vez que afetam o processo de fotossíntese (internos). Para se correlacionar a fotossíntese com o clima, devem-se incluir todos os fatores pertinentes (PERÍGOLO 2004 *apud* ALVES 2004).

De uma forma geral, o aumento da temperatura correlaciona-se positivamente com o aumento da produção fotossintética, e, por conseguinte com o aumento do teor de oxigênio (ALVES, 2004).

PERÍGOLO (2004) *apud* ESTEVES (1998) mostrou ainda que quando a temperatura está alta com incidência de radiação solar excessiva, pode haver a inibição da capacidade de fotossíntese das algas uma vez que tal incidência de radiação é prejudicial. Nesses casos, o aumento da temperatura pode não resultar em maiores concentrações de oxigênio dissolvido no efluente líquido.

Outros fatores podem também alterar a qualidade dos efluentes, entre eles a localização, temperatura, carga aplicada (PERÍGOLO 2004 *apud* OLIVEIRA 1996) e às variações diárias de tempo (manhã, tarde e noite) (PERÍGOLO 2004 *apud* CEBALLOS *et al.* 1997). Por seu papel fundamental no processo de degradação da matéria orgânica nas lagoas, pode-se dizer que a qualidade do efluente está atribuída às algas (PERÍGOLO 2004 *apud* KÖNIG *et al.* 1999).

Uma tendência atual é relacionar os fatores climáticos à produtividade de algas, na tentativa de expressar a eficiência do tratamento através da biomassa oriunda de algas (PERÍGOLO 2004 *apud* ALVES 2004).

### 2.3 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

Segundo SOUZA (2018) a Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um parâmetro indispensável nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais, ela avalia a quantidade de oxigênio dissolvido (OD) consumido em meio ácido que leva à degradação de matéria orgânica.

A análise dos valores de DQO em efluentes e em águas de superfície é uma das mais expressivas para determinação do grau de poluição da água, esta análise reflete a quantidade total de componentes oxidáveis, seja carbono ou hidrogênio de hidrocarbonetos, nitrogênio (de proteínas, por exemplo), ou enxofre e fósforo de detergentes (SOUZA, 2018).

A demanda química de oxigênio pode ser considerada como um processo de oxidação química, onde se emprega o dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ). Neste processo, o carbono orgânico de um carboidrato, por exemplo, é convertido em gás carbônico e água.

Deve-se salientar que o poder de oxidação do dicromato de potássio é maior do que o que resulta mediante a ação de microrganismos. Com isso, a resistência de substâncias aos ataques biológicos levou à necessidade de fazer uso de produtos químicos, sendo a matéria orgânica neste caso oxidada mediante um oxidante químico.

Por isso que a DQO se diferencia da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), onde é medida a quantidade de oxigênio necessária para ocorrer a oxidação da matéria orgânica biodegradável, ou seja, na DBO não é necessário fazer uso de produtos químicos, enquanto na DQO há necessidade.

### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 EXPERIMENTO LOCAL

Durante 3 meses, entre os meses de julho a setembro de 2018 foram efetuadas coletas semanais para análises da concentração de fósforo total (P) num sistema de tratamento constituído por lagoa de estabilização instalado no município de Itirapuã, São Paulo, Brasil. O sistema opera com auxílio da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP).

A figura 2 localiza a região de interesse científico que foi monitorada e analisada.

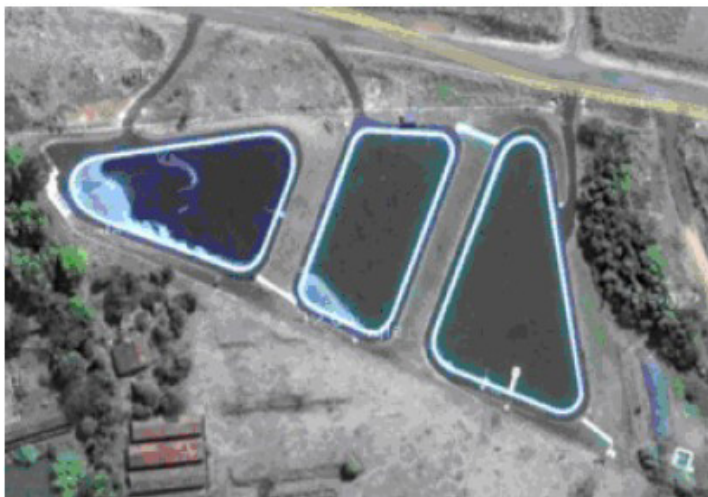


O sistema adotado recebe o efluente proveniente do Ribeirão Capanema, classificado segundo a norma do CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) nº 357 – para classe de rios, como classe 4.

O sistema de tratamento tem capacidade máxima operacional para vazões de até 1.149,12 metros cúbicos diários, sendo composto por três câmaras que formam o sistema de lagoa de estabilização (fonte: PREFEITURA MUNICIPAL de Itirapuã 2011).

Na figura 3 pode-se visualizar uma foto área do conjunto de tratamento de esgoto. Para um melhor aproveitamento da área superficial doada pelo município de Itirapuã o conjunto montado tem um perfil triangular se observar a parte periférica do local.

Figura 3 – Sistema de Lagoa de estabilização. (ALBANO, 2014)



O sistema funciona por escoamento gravitacional sendo que cada reservatório auxilia na depuração do esgoto. O conjunto é composto por: lagoa anaeróbica que auxilia no processo anóxico com eliminação de bactérias aeróbicas e em seguida duas lagoas de estabilização denominadas – primária e secundária.

Para o conjunto foi utilizado um período de estabilização lodal, denominado de tempo de detenção hidráulico ( $e_n$ ) de 12,5 dias.

Apesar de o sistema operacional ter capacidade máxima para vazões de 1.149,12  $m^3 \cdot d^{-1}$ , a SABESP em conjunto com a prefeitura de Itirapuã recomenda a utilização de 846,72  $m^3 \cdot d^{-1}$ , ou seja, 73,68% de sua capacidade para evitar riscos de sobrecarregar o sistema.

### 3.2 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA

As características do complexo do sistema de lagoa de estabilização são observadas a partir da tabela 2 (a seguir), fornecida pela prefeitura de Itirapuã.

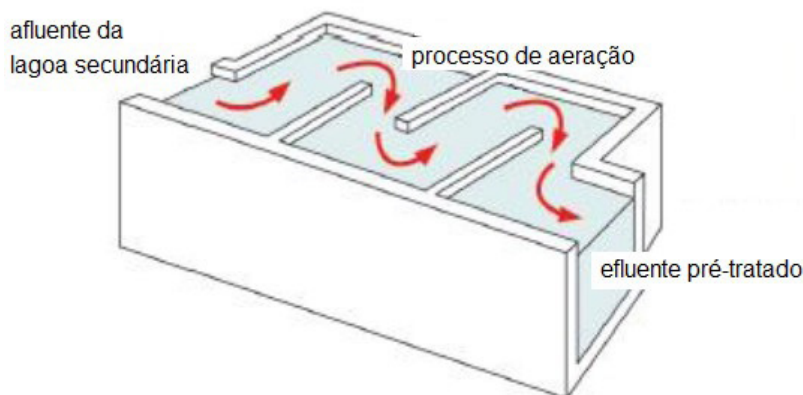
Tabela 2 – Caracterização do complexo de Lagoa de estabilização.

	Lagoa Anaeróbica	Lagoa de estabilização primária	Lagoa de estabilização secundária
Área superficial (A)	3.000 m <sup>2</sup>	2.560 m <sup>2</sup>	3.160 m <sup>2</sup>
Volume efetivo (V)	5.580 m <sup>3</sup>	3.830 m <sup>3</sup>	4.960 m <sup>3</sup>
Profundidade (h)	2,80 m	1,80 m	1,80 m
Tempo de detenção hidráulico ( $\theta_h$ )	4,9 d	3,3 d	4,3 d
Vazão de projeto ( $Q_p$ )	1.149,12 m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>	1.149,12 m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>	1.149,12 m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>
Vazão demanda ( $Q_d$ )	846,72 m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>	846,72 m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>	846,72 m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>

Fonte: Dados da Sabesp (2011).

Após o esgoto passar pela segunda lagoa de estabilização o processo de despoluição prossegue a partir de um tanque de aeração, denominado tanque de contato de perfil quadrado e volume 28,73 m<sup>3</sup>. O tanque de contato é compartimentado e em seu interior ocorre a divisão por chicanas horizontais, conforme figura 4.

Figura 4 – Esquema do tanque de contato adotado.



Tendo o volume do tanque de contato ( $V_{tc}$ ) e a vazão de demanda ( $Q_d$ ), através do equacionamento hidráulico observado por pesquisadores como PORTO (1999) é possível determinar tempo de detenção hidráulico ( $\theta_h$ ), apresentado a partir da equação 1:

$$\theta_h = \frac{V_{tc}}{Q_d}$$

**Equação 1** (PORTO, 1999)

Com o auxílio das informações de  $V_{tc}$  e  $Q_d$  introduzidos na equação 1, o tempo de detenção hidráulico calculado foi de 0,034 d, ou seja, um valor para interpretações leigas de aproximadamente 49 minutos, a partir da conversão do tempo pelo processo de análise dimensional.

### 3.3 ANALISE DE DQO

O teste de DQO é uma análise indispensável nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e industriais.

A metodologia adotada utilizou a norma NTS 004 da SABESP, com os seguintes ingredientes: Sulfato de prata ( $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ ); Ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ); Fenantrolina; Sulfato ferroso heptahidratado ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ); Sulfato ferroso amoniacal ( $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ); Biftalato de potássio ( $\text{KHC}_8\text{H}_4\text{O}_4$ ); e Sulfato de mercúrio ( $\text{HgSO}_4$ ).

### 3.4 PROCEDIMENTO DE PREPARAÇÃO (DQO)

Adicionar 10 g de sulfato de prata ( $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ ) a 1 litro de ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). A dissolução do  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$  pode ser feita deixando-se a solução em repouso por 1 a 2 dias ou então com o auxílio de um agitador magnético, até se verificar a dissolução total.

Em seguida dissolve-se 12,2590 g de dicromato de potássio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ), previamente seco a  $103^\circ\text{C}$  por 2 horas, em água deionizada e diluir o volume em 1000 mL. Armazena-se em frasco âmbar.

O processo continua dissolvendo-se 1,485 g de fenantrolina monohidratada, juntamente com 0,695 g sulfato ferroso heptahidratado ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ), em água deionizada e diluir a 100 mL, o produto é armazenado em frasco âmbar sob refrigeração. Depois se dissolve 98 g de sulfato ferroso amoniacal ( $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) em água deionizada, adicionando-se conjuntamente 20 mL de ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). A solução resultante é resfriada e diluída a 1000 mL com água deionizada e armazenada.

A solução de sulfato ferroso amoniacal é obtida diluindo 100 mL da solução sulfato ferroso amoniacal, aproximadamente 0,25M, com água deionizada até aproximadamente 500 mL. Adiciona-se em seguida 20 mL de ácido sulfúrico e resfria-se a solução.

Para o padrão de biftalato de potássio pesa-se 0,425 g de biftalato de potássio ( $\text{KHC}_8\text{H}_4\text{O}_4$ ), previamente seco até peso constante a  $120^\circ\text{C}$ .

Os padrões são adicionados à amostra de água em balão volumétrico com 500 mL e espera-se a reação de dissociação ocorrer para posterior análise das concentrações de oxigênio liberadas.

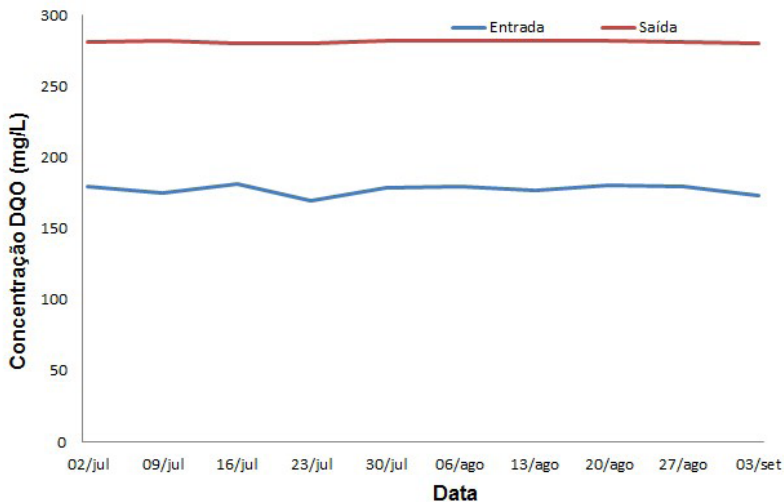
## 4 RESULTADOS

A partir das análises efetuadas para a demanda química de oxigênio (DQO) das amostras de entrada no sistema antes da lagoa anaeróbica e após a passagem na lagoa de estabilização secundária.

Foi possível avaliar o desempenho no processo de oxigenação nas águas captadas do ribeirão Capanema.

A figura 5, a seguir, apresenta a evolução na produção de oxigenação proveniente no complexo de lagoa de estabilização.

Figura 5 – Perfil de evolução da Demanda Química de Oxigênio (DQO) ao longo do tempo.



O processo de tratamento residual, a partir da figura 5 retrata o aumento nos níveis de oxigenação desempenhados pela DQO. Desse modo, o afluente (entrada) captado do ribeirão tinha uma faixa de DQO em torno de 177,50 mg.L<sup>-1</sup>.

Ao passo que após o pré-tratamento os valores de DQO tiveram um recrudescimento, permitindo avaliar níveis em torno de 281,41 mg.L<sup>-1</sup>.

Tal desempenho mostrou uma eficiência percentual de 63% em relação da demanda química de oxigênio.

Os valores se mostram bem promissores e mostra a relevância a adoção de sistemas alternativos como as lagoas de estabilização para preservar e melhorar os corpos d'água.

A tabela 3 apresenta os valores obtidos pela técnica baseada no método NTS 004 da SABESP.

Tabela 3 – Demanda Química de Oxigênio no complexo de lagoa.

Data	Entrada (mg.L <sup>-1</sup> )	Saída (mg.L <sup>-1</sup> )
02/07/18	180	281,5
09/07/18	175	281,9
16/07/18	181	280,5
23/07/18	169,5	280,52

Data	Entrada (mg.L <sup>-1</sup> )	Saída (mg.L <sup>-1</sup> )
30/07/18	179	282,45
06/08/18	180	281,9
13/08/18	177	282
20/08/18	180,6	281,95
27/08/18	180	281,35
03/09/18	172,9	280
<b>Média do período</b>	<b>177,5</b>	<b>281,41</b>

Vale ressaltar que existe ainda um sistema de cloração que auxilia no tratamento das águas, contudo não foi foco de estudos nesse trabalho.

## 5 CONCLUSÃO

A adoção de sistemas alternativos como as lagoas de estabilização se mostram necessários de modo a permitir que haja mais tecnologias de menor custo e de potencial para adoção no tratamento de esgoto.

O trabalho mostrou que as águas do ribeirão Capanema inicialmente com uma classificação inferior pela norma 357 do CONAMA, valor de 4 na escala de categorias de corpos hídricos no território brasileiro. Tenha com o tratamento uma leve, mas considerável melhorar nos padrões de qualidade de águas.

Pelo fato do sistema permitir uma eficiência de 63% em relação aos valores iniciais, ocasiona na manutenção de no incentivo de mais pesquisas e melhora nos sistemas de lagoas de estabilização.

Infelizmente, o ponto negativo que deve ser lembrando em relação às lagoas de estabilização está no fato de necessitarem extensas áreas para implantação, além do elevado tempo de detenção hidráulico.

Contudo, ainda assim são sistemas que devem ser pesquisados e melhorados para servirem como uma solução adicional para implantação pelos gestores públicos.

## BIBLIOGRAFIA

ALBANO, P. V. **Utilização de ácido tricloroisocianúrico (ATCI) na desinfecção de efluente sanitário de lagoa de estabilização: avaliação da formação de trialometas (TAMs)**. Dissertação. UNICAMP. Campinas, SP, 2014.

ARAÚJO, L. P. F. **Reuso com lagoas de estabilização**: Potencialidade no Ceará. 1 ed. Fortaleza, Ceará: Superintendência estadual de meio ambiente, 2000.

CAMPOS, J. A. **Desinfecção de efluente de lagoa de estabilização com ácido ricloroisocianúrico: Avaliação da inativação de coliformes**. Dissertação. UNICAMP. Campinas, SP, 2014.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **RESOLUÇÃO Nº 357**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 17 de março de 2005.

CORAUCCI FILHO, B. et al. Cloração e descloração. In: GONÇALVES, R.F. **Desinfecção de efluentes sanitários**, Prosab - Edital 3. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Capítulo 4. p.113-168.

PERÍGOLO, R. A. **Avaliação do Emprego de Lagoas de Estabilização em Escala Piloto para Pesquisa de Tratamento de Esgoto Doméstico**. Dissertação. UNB. [Distrito Federal] 2004.

PREFEITURA MUNICIPAL DE ITIRAPUÃ. **Plano de saneamento municipal: água e esgoto**. Itirapuã, 2011.

PORTO, R. M. **Hidráulica Básica**, 2 edição, EESC – USP, 1999.

NTS 004 - **Norma Técnica Interna SABESP para Método de Ensaio**: DQO - Demanda Química de Oxigênio. São Paulo. 1997.

SOUZA, L. A. **Química Ambiental**. *Brasil Escola*. Disponível em < <https://mundoeducacao.bol.uol.com.br/quimica/demanda-quimica-oxigenio.htm>>. Acesso em 13 de outubro de 2018.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2 ed. Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1996. v. 1, 243 p.

YÁNEZ C. F. **Lagunas de Estabilización**. Cuenca, Ecuador: Monsalve, 1993.



# CAPÍTULO 6

## FLOW VELOCITY STRUCTURE AND TURBULENCE CHARACTERISTICS IN A PARTIALLY VEGETATED CHANNEL WITH RIGID EMERGENT VEGETATION

Data de submissão: 09/06/2022

Data de aceite: 24/06/2022

### Cristina Maria Sena Fael

University of Beira Interior  
Centre of Materials and  
Building Technologies  
Department of Civil  
Engineering and Architecture  
Portugal

<https://orcid.org/0000-0002-6943-6537>

### César Augusto Vaz Santos

University of Beira Interior  
Centre of Materials and  
Building Technologies  
Department of Civil  
Engineering and Architecture  
Portugal

<https://orcid.org/0000-0001-6631-8378>

### Cátia Sofia Batista Taborda

University of Beira Interior  
Centre of Materials and  
Building Technologies  
Department of Civil  
Engineering and Architecture  
Portugal

<https://orcid.org/0000-0001-7131-892X>

**ABSTRACT:** Research of hydrodynamics interactions between in-channel vegetation

and the main channel is essential for researchers and hydraulic engineers to design, manage and rehabilitate river systems. This chapter intends to experimentally analyse how the hydrodynamic structures of the flow are affected by rigid emergent vegetation occupying a third of the channel width, with a steady flow rate and subcritical conditions. The hydrodynamic flow conditions in the flume are characterised by measurements of instantaneous velocities using 3D Acoustic Doppler Velocimetry, focusing on the obstructed-unobstructed interface area. Overall, the present research demonstrated that the turbulence characteristics are influenced by vegetation density and that these change in the measured depths.

**KEYWORDS:** Turbulent flow. Vegetated corridor. Experimental study.

## 1 INTRODUCTION

The presence of vegetation in river systems, on riverbanks or floodplains, under natural conditions or as a result of restoration projects, in addition to contributing to the improvement of their physical characteristics, contributes to the maintenance of ecological standards (Vargas-Luna et al., 2018; Chembolu et al., 2019). Meanwhile, the vegetation can significantly change the flow structure and turbulent characteristics of local and reach-

scale flow, influencing riverine habitat (Crowder and Diplas, 2002), water quality (Devi et al., 2019), dispersion of pollutants and nutrients (Perucca et al., 2009) and transport of sediments (Kothyari et al., 2009).

It is consensual that vegetation in water channels, due to the hydraulic resistance in this area, generates an inflectional profile of the longitudinal velocity in the spanwise direction and a turbulence intensity between the two zones of the channel quite different from those commonly found in non-vegetated flows (e.g., Nepf, 1999). The vegetated corridor induces a reduction in the longitudinal velocity, generating a strong velocity gradient between the two channel areas, creating instability that makes the flow susceptible to the generation of large-scale coherent structures that can significantly influence the pattern and magnitude of turbulence in the local and reach-scale flow turbulence (Yager and Schmeeckle, 2013).

Advances in understanding the turbulent flow characteristics in channels with adjacent vegetated corridors can give design engineers knowledge and tools to improve the design of partially vegetated channels. In recent years, ecological restoration projects have used artificial vegetation as a measure of ecological regulation (Liu et al., 2021). Since this is a central and not yet closed subject, the present work aims to contribute to improving the understanding of the effects of vegetation on the characteristics of the flow and its turbulent structure in partially vegetated channels with rigid and emergent vegetation.

## 2 EXPERIMENTAL SETUP AND METHODOLOGY

The experimental tests were carried out in the flume located at the Laboratory of Fluvial Hydraulics and Structures of Universidade da Beira Interior, Portugal (Figure 1). The channel, 12.60 m long, 0.80 m wide and 0.70 m deep, has a 0.30 m wide riparian corridor on the right side. Two densities of a staggered matrix of rigid emergent stems were tested, 500 stems.m<sup>-2</sup> and 1034 stems.m<sup>-2</sup>, designated in this study as M1 and M2, respectively. This configuration with a quasi-rigid behaviour is a representative range of vegetation densities found in nature (Maji et al., 2020). The water flow is pumped from a downstream reservoir with a capacity of 3.5 m<sup>3</sup> through a pressurized system and an electric pump group. The flow discharge was 104 m<sup>3</sup>h<sup>-1</sup>, and it was monitored by an electromagnetic flowmeter, with an error of ± 2%. Downstream of the channel, an adjustable tailgate allowed setting the flow depth,  $H$  at 10 cm. An acceleration ramp and a honeycomb diffuser at the channel inlet smooth the flow trajectories and guarantee uniform crosswise flow distribution.

Measurements of instantaneous 3D flow velocities were performed with a down-looking Acoustic Doppler Velocimeter (ADV), manufactured by Nortek, with a

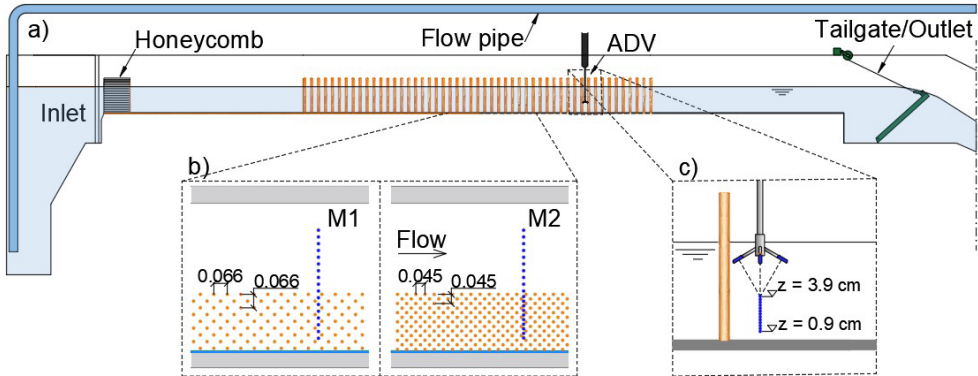
sampling frequency of 100 Hz and a sampling time of 3 minutes (18000 samples). The three components of velocity,  $u$ ,  $v$ , and  $w$ , are the streamwise, spanwise, and vertical velocities in the  $x$ ,  $y$ , and  $z$  directions, respectively. The origin of the Cartesian coordinate system is  $x = 0$  at the channel inlet and positive in the direction of the flow,  $y = 0$  at the vegetation interface and positive towards the left wall (looking downstream), and  $z = 0$  at the channel bed and positive upwards. The data was acquired in a section where uniform flow conditions ( $x = 8.50$  m) were present in 17 and 20 cross-sectional measurements for matrices M1 and M2. No point was less than 5 cm away from the walls to ensure no wall-related interferences in the measurements. The filter implemented in the WinADV software, as proposed by Goring and Nikora (2002) and modified by Wahl (2003), was used for data processing. The values of the main variables and parameters that characterize the tests for the measuring depths of 0.09 and 0.39 are summarized in Table 1.

Table 1 – Characteristic experimental parameters for both test runs.

Tests	$z/H$ [-]	$\phi$ [-]	$U_1$ [ms <sup>-1</sup> ]	$U_2$ [ms <sup>-1</sup> ]	$U_c$ [ms <sup>-1</sup> ]	$\Delta U$ [ms <sup>-1</sup> ]	$\lambda$ [-]	$\delta$ [m]	$\theta$ [m]	$C_d a$ [ms <sup>-1</sup> ]
M1	0.09	0.039	0.071	0.462	0.267	0.391	0.732	0.190	0.039	3.11
	0.39	0.039	0.071	0.553	0.312	0.482	0.773	0.196	0.039	3.19
M2	0.09	0.081	0.050	0.455	0.253	0.405	0.802	0.143	0.035	8.76
	0.39	0.081	0.046	0.567	0.306	0.521	0.851	0.106	0.035	10.52

In Table 1, the equilibrium velocity in the inner part of the vegetated area and the peak velocity in the main channel are  $U_1$  and  $U_2$ , respectively; the solid volume fraction is  $\phi = \pi d^2 N/4$ , where  $d$  is the stem diameter and  $N$  is the number of stems per unit area; the mean longitudinal velocity is  $U_c = (U_1 + U_2)/2$ ; the velocity differential is  $\Delta U = U_2 - U_1$ ; the velocity ratio  $\lambda = \Delta U/U_c$ ; the mixing layer thickness is  $\delta$ , estimated as suggested by White and Nepf (2007) employing the definition of the hyperbolic tangent profile and a boundary layer analogy; the momentum thickness is  $\theta = \int_{-\infty}^{+\infty} [1/4 - ((U(y) - U_c)/\Delta U)^2]$ ; and  $C_d a$  is the drag density parameter, where  $a = Nd$  is the frontal projected area per unit volume and  $C_d$  is the drag coefficient for the vegetation array and was estimated through  $C_d a U_1^2/2 = -gdH/dx$ , where  $g$  is the acceleration of gravity, neglecting the contribution of turbulent and dispersive stresses and assuming equilibrium between the drag force and the imbalance between hydrostatic pressure forces between two arbitrary cross-sections, as suggested by White and Nepf (2007).

Figure 1 – Schematics of the experimental setup: a) longitudinal view; b) stem density and measurement points; c) depth range.



In this manuscript, the flow properties addressed, in addition to being investigated near the bottom  $z/H = 0.09$ , were also analysed approximately at mid-depth ( $z/H = 0.39$ ), as these depth measurements were within 5% of the depth-averaged velocity. This criterion has already been used in previous investigations, e.g., White and Nepf (2007) and Caroppi (2018).

### 3. RESULTS AND DISCUSSION

#### 3.1 MEAN FLOW

In a turbulent flow, each velocity component has the characteristics of a rapidly varying random function of time and space for a given measurement point. Given the complexity of turbulent flows, Reynolds decomposition is applied to the Navier-Stokes equations, which separates the instantaneous value of the flow variables into their time-averaged values and respective fluctuations. For example, applying this concept to the streamwise velocity results in  $u_i = u + u'$ , where  $u_i$ ,  $u$ , and  $u'$  are, respectively, the instantaneous, mean, and fluctuating velocities. As a result of the Reynolds decomposition, statistical concepts characterise the flow. Therefore, the time-averaged velocity in the streamwise direction is given by  $u = 1/n \sum_{i=1}^n u_i$ , where  $n$  is the number of samples. The same procedure can be applied to the three flow directions.

Figure 2 shows the lateral distribution of  $u$  velocities for the experimental series M1 and M2, at  $z/H = 0.09$  and  $0.39$ . In the figure, the dashed line represents the interface between the vegetation and free regions. For both matrices and measuring depths under analysis, the longitudinal velocity becomes constant within the vegetation,  $U_1$  and at the centre of the main channel,  $U_2$ . In the main channel,  $u$  at mid-depth is 18% and 11% higher

than the velocities near the bottom for M1 and M2, respectively. The figure also shows that the velocity gradient increases with the vegetation density, consequently decreasing the penetration of the mixing layer. A smaller spanwise gradient of the longitudinal velocity is observed for the profiles near the bottom and therefore there is a higher penetration of the shear layer into the vegetation (Table 1).

Figure 2 – Lateral distribution of the streamwise velocity: a) matrix M1; b) matrix M2.

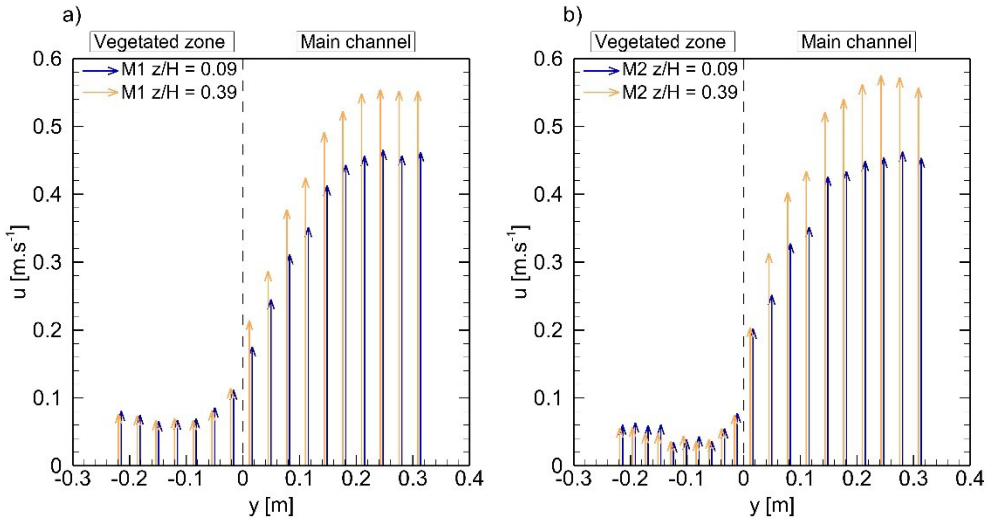
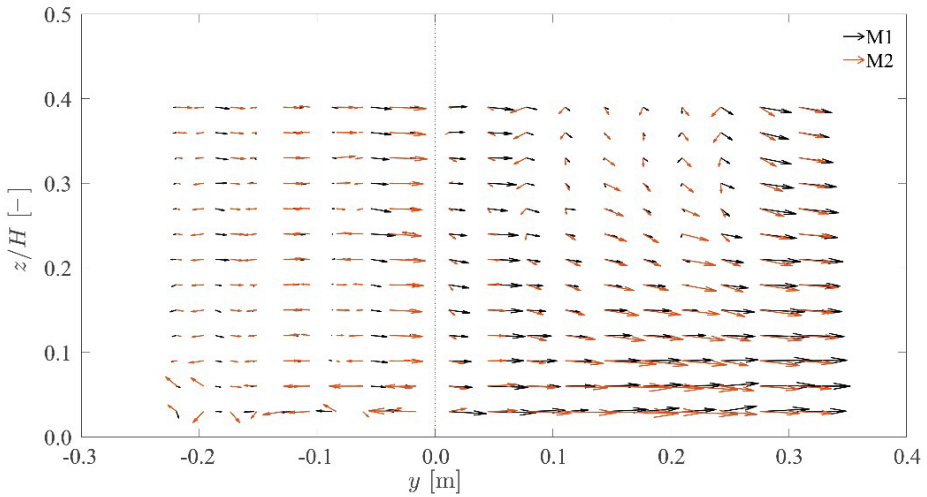


Figure 3 depicts the distribution of the velocity vectors of the secondary currents  $v-w$ , up to the mid-depth of the flow, for the two vegetation density matrices. In the innermost part of the vegetation, the dominant flow that is observed is the flow around each stem. However, if the local effect of the stems is discounted, that is, the flow on the left and right sides of the stem, there is a well-defined trend of net flow towards the open central channel. This trend gains intensity and accelerates the flow towards the main central channel. It can be observed that the highest transport of mass and momentum towards the central channel by the secondary current occurs near the bottom, where the component  $v$  of the velocity vector is of great intensity. At the interface, on the side of the central channel, the intensity of the secondary current decreases with increasing vegetation density.

Figure 3 – Velocity vectors in the y - z plane, for M1 and M2.



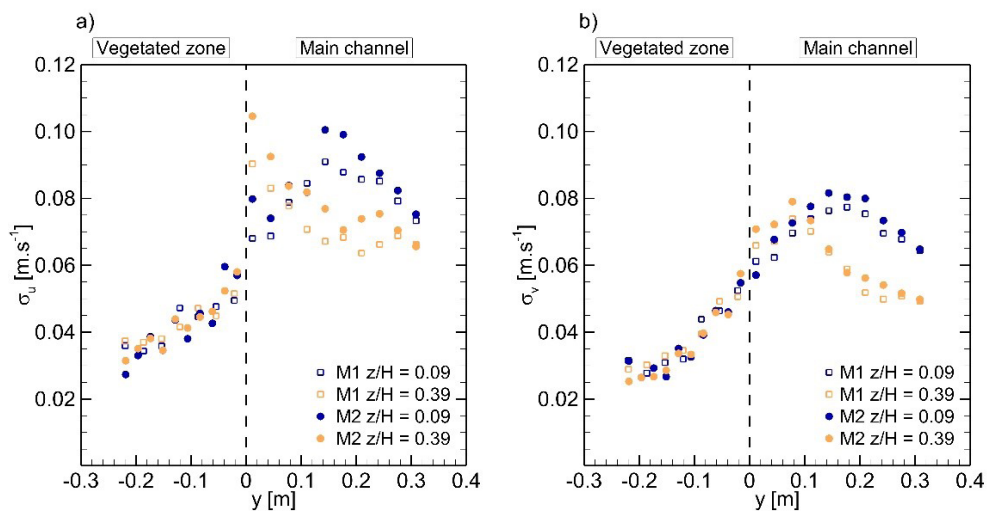
### 3.2 TURBULENCE INTENSITY, REYNOLDS SHEAR STRESS AND TURBULENCE KINETIC ENERGY

The Navier-Stokes equations are the governing equations of fluid dynamics and can describe the velocity fields of turbulent flow, from the largest to the smallest turbulent scale. Given their complexity, the Reynolds decomposition is applied to the continuity and momentum equations. It is, precisely, from the convective terms of the momentum equations that the Reynolds stress tensor,  $-\rho \overline{u'_i u'_j}$ , arises. This new term represents the stresses induced in the flow field by turbulent effects. The diagonal components of the tensor are the normal stresses, and the off-diagonal ones are the shear stresses.

The turbulence intensities in the streamwise, spanwise and vertical directions ( $\sigma_u$ ,  $\sigma_v$  and  $\sigma_w$ ) were evaluated as the root-mean-square of the fluctuating velocity. For instance, for the streamwise turbulence intensity,  $\sigma_u = \sqrt{(1/n \sum_{i=1}^n u_i'^2)}$ . The turbulence intensity, resulting from the variation of the instantaneous velocity at a given measurement point, reflects the number of fluctuations in the turbulent field, providing information regarding the contribution of these fluctuations to the production of flow turbulence (Caroppi, 2018, Devi et al., 2016). The Reynolds shear stress can be calculated through the covariance of the fluctuating velocity,  $\tau_{uv} = -\rho COV_{uv} = -\rho/n \sum_{i=1}^n u_i' v_i'$ , where  $\rho$  is the water density. This shear stress reflects the turbulent fluctuations in the flow field, giving helpful information on the momentum transfer. From the trace of the Reynolds stress tensor, it is possible to determine the total turbulent intensity, which can describe the turbulent flow structure, designated the turbulence kinetic energy (TKE) and is defined as  $K = 0.5(\sigma_u^2 + \sigma_v^2 + \sigma_w^2)$ .

The lateral profile of streamwise and spanwise turbulence intensities,  $\sigma_u$  and  $\sigma_v$ , are presented in Figure 4. A similar trend for both matrices can be observed in Figure 4a: a peak at the interface on the side of the central channel when  $z/H=0.39$  and shifted towards the centre of the main channel when  $z/H=0.09$ . The spanwise gradients are higher on the vegetation side, decreasing successively into the innermost part of the vegetation, and the turbulence intensity in the vegetation corridor is lower than in the main channel. Additionally, the gradient in the spanwise direction of  $\sigma_u$  near the bottom is less pronounced than at mid-depth. In all cases, turbulence intensities are higher for the matrix with the highest density, M2. At the interface,  $\sigma_u$  is approximately 30% higher at mid-depth than near the bottom, and in the middle of the channel, this trend is reversed, and  $\sigma_u$  is higher near the bottom. Furthermore, as already observed by Nezu and Onitsuka (2001) for partially vegetated channels with submerged vegetation, Figure 4b shows that the peak of  $\sigma_v$  for both flow depths, is slightly shifted towards the main channel, whereby in the main channel, the lateral turbulent intensity is on average 35% higher near the bottom than at mid-depth.

Figure 4 – Lateral distribution of turbulence intensities: a) streamwise; b) spanwise.

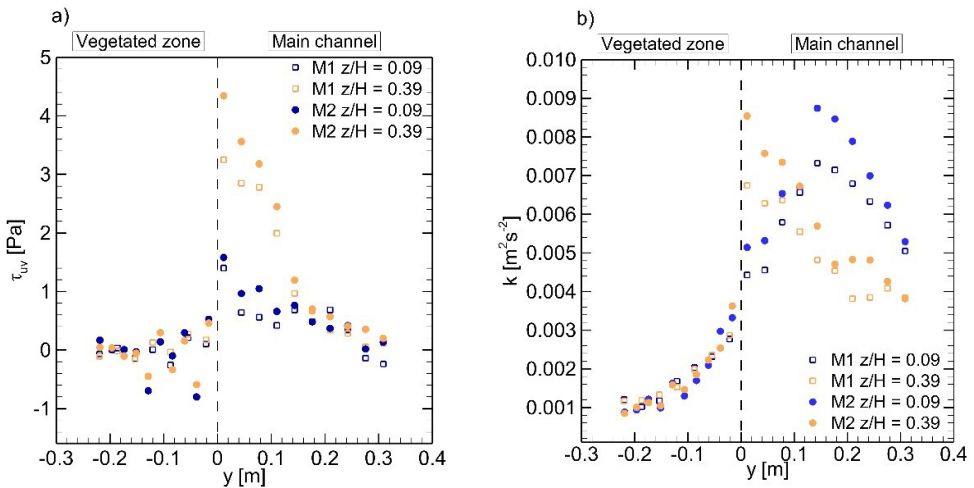


The Reynolds shear stress,  $\tau_{uv}$ , for  $z/H=0.09$  and  $z/H=0.39$  are presented in Figure 5a along the transversal section for M1 and M2. From the spanwise distribution,  $\tau_{uv}$  at mid-depth is, on average, three times higher than near the bottom at the interface between the vegetated corridor and the central channel. The results are intelligible since these stresses are generated by the instability of the inflectional profile of the velocity in this area, and at mid-depth, as already observed in Figure 2, the streamwise velocity exhibit a higher gradient. The lower values of  $\tau_{uv}$  near the bottom evidence the

bed resistance to the flow, and it can be concluded that at this height, there is a smaller contribution of momentum transfers by velocity fluctuations to the mean flow, where the horizontal momentum has been absorbed by the vegetation elements regardless of density. Within the vegetation,  $\tau_{uv}$  assumes values close to zero, regardless of the density of the vegetation or the measuring depth under analysis.

As shown in Figure 5b, withing the vegetation, the turbulence kinetic energy (TKE) displays similar behaviour for both matrices, with increasing values toward the interface and little differences between values at  $z/H= 0.09$  and  $z/H= 0.39$ . In the main channel region, however, the behaviour varies with both the water depth and vegetation density, although some similarity remains. For both matrices, the peak of TKE occurs at the vegetation interface for  $z/H= 0.39$ , whereas for  $z/H= 0.09$ , the peak is located further into the main channel. At the interface, TKE at  $z/H= 0.39$  is 50% higher than near the bed for M1 and 65% higher for M2. According to Caroppi (2018), the vegetation contributes to the dissipation of turbulence larger than the vegetation length scale while also generating turbulence at scales smaller than the vegetation. Given that the interface is a highly unstable region, the velocity fluctuations result in the formation of eddies, enhancing flow turbulence. The smaller values of TKE at  $z/H= 0.09$  can be explained by a higher dissipation of turbulence from both the vegetation and the presence of a boundary (channel bed). This general displacement between the near-bed and mid-depth regions can be associated with the higher spanwise transport rate (higher transversal velocities) at  $z/H= 0.09$ , as seen in Figure 3. Note how spanwise velocities do not show significant changes as we move away from the peak location of  $v$ . However, turbulence parameters (turbulence intensities, Reynolds shear stresses and TKE) start to decrease.

Figure 5 – Spanwise distribution of: a) Reynolds shear stress; b) turbulence kinetic energy.





Furthermore, despite the higher streamwise velocities at  $z/H= 0.39$ , the flow is, generally, less turbulent than when compared to the near-bed region, as expected, and the turbulence parameters start decaying as soon as we move away from the vegetation interface. At  $z/H= 0.09$ , an initial increase is seen, up to the peak value, and only then starts decreasing.

### 3.3 TURBULENCE SPECTRA

Before undertaking the turbulence spectra, the energy cascade concept (Richardson, 1922) must be introduced. Due to their unstable nature, large eddies break up and transfer their energy onto smaller eddies. This process is repeated until the eddy reaches such a scale that the kinetic energy can be effectively dissipated by the molecular viscosity. In this scope, Kolmogorov (1991) proposed a theory based on two similar hypotheses: in any turbulent flow with high enough Re, the properties of the small-scale motions are entirely dependent on the kinematic viscosity and the dissipation rate  $\epsilon$ ; there is an intermediate range (inertial subrange) within the small-scale region where the properties of the turbulent motion are determined exclusively by the rate of dissipation  $\epsilon$ . These hypotheses show that in the inertial subrange, the energy spectrum is given by  $E(k)=C \epsilon^{2/3}k^{-5/3}$ , where  $k$  is the wavenumber and  $C = 1.5$  is a universal constant. The previous equation is the well-known Kolmogorov -5/3 spectrum. Note that during the breakdown process, memory and directionality of the eddies are progressively lost, such that when they reach the Kolmogorov scales, they are, essentially, isotropic. Given that the Reynolds number based on the Kolmogorov scales is equal to 1, it can be inferred that there is a dynamic equilibrium such that the energy dissipated at a rate  $\epsilon$ , is equal to the rate at which energy is transferred from the larger eddies (Pope, 2000).

The analysis of the turbulence power spectra can provide helpful information on the flow characteristics, as it shows how kinetic energy is distributed as a function of frequency (Caroppi, 2018). Given that the spectrum is one-dimensional, it can present greater insight into the contribution of a given fluctuating velocity component to the turbulent kinetic energy. By aggregating the information of each velocity spectrum, it is possible to generate the spectrogram (Figures 6 and 7) of the velocity fluctuation in the corresponding direction. These figures show that the high energy zones have a greater spanwise extension for  $z/H= 0.09$  than for  $z/H= 0.39$  and are located away from the vegetation interface. Furthermore, the energy is contained in a narrower window of Strouhal number for denser vegetation, which indicates that the energy spectrum decays faster for M2 than it does for M1. According to Figure 5b, peak values of TKE for  $z/H=0.39$  occur at the interface, yet according to Figures 6 and 7, the highest energy values are

located further into the main channel. This is a result of the weight of each component to the overall TKE. The spectrogram of the streamwise velocity fluctuation (see Taborda et al. 2022) shows higher energy concentrations near the interface. As such, at this location, the longitudinal component of the velocity is more preponderant to the TKE. As we move away from the vegetation, the longitudinal component loses expression, and the spanwise component takes on higher values, translating into a greater weight of the spanwise component to the overall TKE in this region. Inside the vegetation, the longitudinal and spanwise components have similar weights on the TKE. Finally, note how peak contour values occur for Strouhal closer to the characteristic frequency of Kelvin-Helmholtz vortices ( $St= 0.032$ , horizontal dashed line) for the denser vegetation. These coherent structures significantly enhance the lateral mass and momentum transport across the mixing layer (Taborda et al, 2022).

Figure 6 – Spectrogram of the fluctuating spanwise velocity for matrix M1: a)  $z/H=0.09$ ; b)  $z/H=0.39$ .

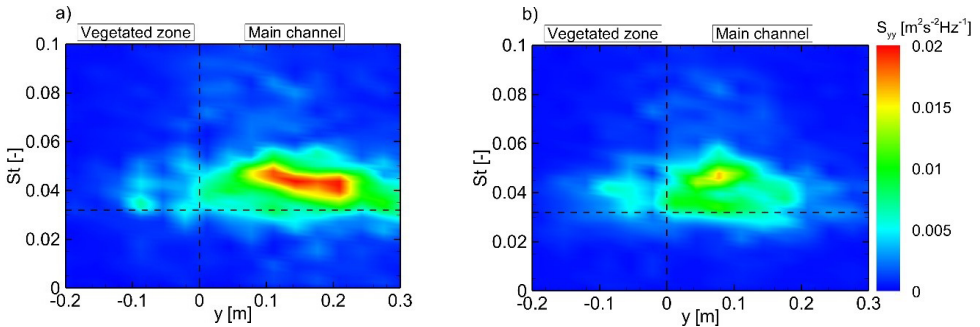
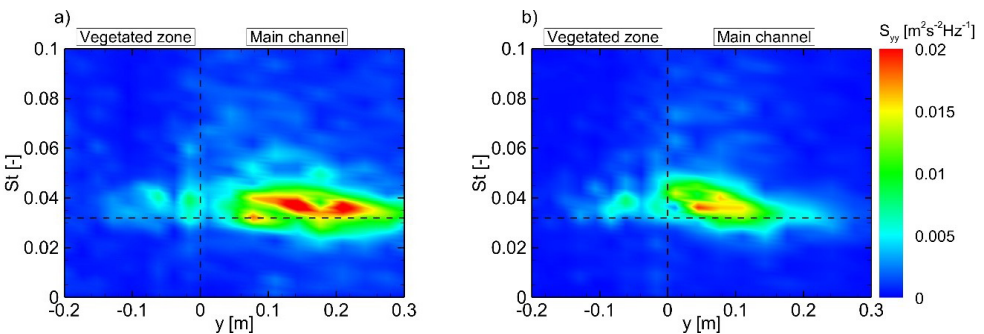


Figure 7 – Spectrogram of the fluctuating spanwise velocity for matrix M2: a)  $z/H=0.09$ ; b)  $z/H=0.39$ .

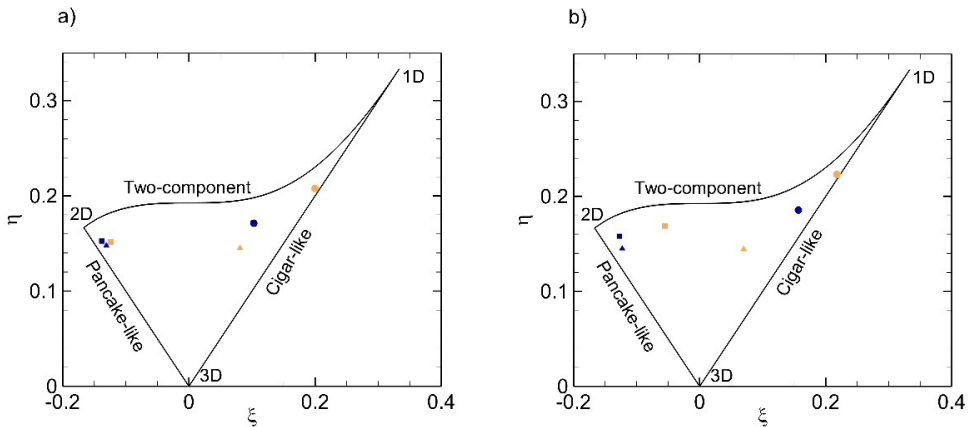


### 3.4 TURBULENCE ANISOTROPY

Following the previous considerations about the Reynolds stress tensor, a differentiation can be made between the isotropic and anisotropic stresses. The isotropic

part is  $2/3K\delta_{ij}$ , and the anisotropic part is  $a_{ij} = \overline{u_i' u_j'} - 2/3K\delta_{ij}$ , where  $\delta_{ij}$  is the Kronecker delta. The normalization of the anisotropy tensor results in  $b_{ij} = \overline{u_i' u_j'} / (2K) - 1/3\delta_{ij}$ . The analysis of this tensor can provide valuable information on the amount and type of anisotropy present in the flow. For the visualization of the flow's anisotropy, the current work resorts to the anisotropy invariant map (Choi and Lumley, 2001). The commonly named turbulence triangle is a domain based on the second,  $II$ , and third,  $III$ , invariants of the normalized anisotropy tensor. The borders of the triangle correspond to special states of turbulence, and according to Lumley (1978), all possible states of turbulence must occur within the triangle. Thus, the ensuing invariant maps, in the  $\xi$ - $\eta$  coordinate, are depicted in Figure 8, where  $\xi = \sqrt[3]{III/2}$  and  $\eta = \sqrt[2]{-II/3}$ .

Figure 8 – Invariant maps for a) M1 and b) M2. Blue markers are for  $z/H = 0.09$ , and orange markers for  $z/H = 0.39$ . Square, circle and triangle markers represent, respectively, values for the vegetation zone, interface and main channel.



From Figure 8, it can be seen that the turbulence has a high degree of anisotropy, given that all the points are close to the triangle's upper boundary, regardless of vegetation density and measurement location. At the vegetation interface, however, turbulence anisotropy is predominantly 1D, where one component of the TKE is greater than the other two. Additionally, this effect is exacerbated at the mid-depth, seeing that the points are closer to the right boundary and closer to the 1D vertex. Inside the vegetation, the flow is characterised by 2D axisymmetric turbulence, where two components of the TKE are greater than the other one.

## 4 CONCLUSIONS

In the present research, a laboratory study was conducted to analyse the flow characteristics in a channel partially covered by a finite length of staggered matrices of

vertical, cylindrical, rigid, and emergent stems. The results showed that the longitudinal velocity gradient increases with vegetation density, leading to a decrease in the penetration of the mixing layer into the vegetation. In the depth comparison, the lowest longitudinal velocity gradient is observed for profiles close to the bottom, presenting greater penetration of the shear layer within the vegetation. For this kind of free-surface turbulent flow, the secondary currents are one of its intrinsic characteristics. In this study it was verified that the most significant transport of mass and momentum towards the central channel occurs near the bottom. As a result of the instability of the inflectional velocity profile, Reynolds shear stresses are generated, presenting lower values near the bottom, which denotes the effects of the bed's resistance to flow. It was also shown that the Reynolds shear stresses assume values close to zero within the vegetation, regardless of the vegetation density or the analysed measurement depth. The present research demonstrated that the turbulence kinetic energy within the vegetation presents similar behaviours for both matrices, increasing values towards the interface and minor variations in depth. The lower values of turbulence kinetic energy near the bottom can result from the greater dissipation of turbulence caused by vegetation and the channel bed.

## 5 ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank for the financial support of the Portuguese Foundation for Science and Technology (FCT) through Project PTDC / ECI-EGS / 29835/2017 - POCI-01-0145-FEDER-029835, financed by FEDER funds through COMPETE2020 - Operational Program Competitiveness and Internationalization (POCI) and by National funds through FCT, and for the Portuguese national funds by FCT within the C-MADE UIDB/04082/2020.

## REFERENCES

- Caroppi, G. (2018). **Turbulence in partly vegetated channels: Experiments with complex morphology vegetation and rigid cylinders**. PhD Thesis. Department of Civil, Construction and Environmental Engineering, University of Naples Federico II, Italy.
- Chembolu, V., Kakati, R., Dutta, S. (2019). **A laboratory study of flow characteristics in natural heterogeneous vegetation patches under submerged conditions**. *Advances in Water Resources*. 133, 103418.
- Choi, K., Lumley, J. (2001). **The return to isotropy of homogeneous turbulence**. *Journal of Fluid Mechanics*. 436, 59-84.
- Crowder, D.W., Diplas, P. (2002). **Vorticity and circulation: spatial metrics for evaluating flow complexity in stream habitats**. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 59 (4), 633-645.

- Devi, T.B, Kumar, B. (2016). **Channel Hydrodynamics of Submerged, Flexible Vegetation with Seepage**. Journal of Hydraulic Engineering. 142 (11), 04016053.
- Devi, T.B., Sharma, A., Kumar, B. (2019). **Flow characteristics in a partly vegetated channel with emergent vegetation and seepage**. Ecohydrology & Hydrobiology. 19(1), 39-109.
- Goring, D.G., Nikora V.I. (2002). **Despiking acoustic doppler velocimeter data**. Journal of Hydraulic Engineering. 128:117-126.
- Kolmogorov, A. N. (1991). **The Local Structure of Turbulence in Incompressible Viscous Fluid for Very Large Reynolds Numbers**. Proceedings of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences. 434(1890), 9-13.
- Kothiyari, U.C., Hayashi, K., Hashimoto, H. (2009). **Drag coefficient of unsubmerged rigid vegetation stems in open channel flows**, Journal of Hydraulic Research. 47:6, 691-699.
- Liu, M., Wenxin Huai, W., Ji, B. (2021). **Characteristics of the flow structures through and around a submerged canopy patch**. Physics of Fluids. 33, 035144.
- Lumley, J. L. (1978). **Computational modeling of turbulent flows**. Advances in Applied Mechanics. 18, 123-176.
- Maji, S., Hanmaiahgari, P.R., Balachandar, R., Pu, J.H., Ricardo, A.M., Ferreira, R.M. (2020). **A Review on Hydrodynamics of Free Surface Flows in Emergent Vegetated Channels**. Water 2020. 12:1218.
- Nepf, H. (1999). **Drag, turbulence, and diffusion in flow through emergent vegetation**. Water Resources Research. 35 (2), 479-489.
- Nezu, I., Onitsuka, K. (2001). **Turbulent structures in partly vegetated open-channel flows with LDA and PIV measurements**. Journal of Hydraulic Research. 39:629-642.
- Perucca, E., Camporeale, C., Ridolfi, L. (2009). **Estimation of the dispersion coefficient in rivers with riparian vegetation**. Advances in Water Resources. 32 (1), 78-87.
- Pope, S. (2000). **Turbulent Flows**. Cambridge: Cambridge University Press.
- Richardson, L. F. (1922). **Weather Prediction by Numerical Process**. Cambridge: Cambridge University Press.
- Taborda, C., Fael, C., Ricardo, A., Ferreira, R. (2022). **Wave-like motion and secondary currents in arrays of emergent cylinders induced by large scale eddying motion**. Environmental Fluid Mechanics. 22, 403-428.
- Vargas-Luna, A., Crosato, A., Anders, N., Hoitink, A., Keesstra, S., Uijttewaal, W. (2018). **Morphodynamic effects of riparian vegetation growth after stream restoration**. Earth Surf. Process. Landforms. 43: 1591- 1607.
- Wahl, T.L. (2003). **Discussion of Despiking acoustic doppler velocimeter data by Derek G. Goring and Vladimir I. Nikora**. Journal of Hydraulic Engineering. 129:487-488.
- White, B., Nepf, H. (2007). **Shear instability and coherent structures in shallow flow adjacent to a porous layer**. Journal of Fluid Mechanics. 593:1-32.
- Yager, E.M., Schmeeckle, M.W. (2013). **The influence of vegetation on turbulence and bed load transport**. Journal of Geophysical Research: Earth Surface. 118, 1585-1601.

# CAPÍTULO 7

## HACIA EL BUEN ESTADO QUÍMICO DE NUESTRAS AGUAS CONTINENTALES: ¿SÓLO LAS EDAR SON RESPONSABLES DEL MISMO?

Data de submissão: 18/05/2022

Data de aceite: 10/06/2022

**Rafael Marín Galvín**

Empresa Municipal de  
Aguas de Córdoba, S.A  
C/De los Plateros, 1  
14006- Córdoba- España  
rmargal@emacsa.es

ResearchGate: [https://www.researchgate.net/  
profile/Rafael\\_Marin\\_Galvin](https://www.researchgate.net/profile/Rafael_Marin_Galvin)  
<https://orcid.org/0000-0002-1601-4728>

**RESUMEN:** La Marco del Agua (DMA) de la Unión Europea incorporó un enfoque integral y ecosistémico de los medios acuáticos y del control de calidad asociado posteriormente recogido en el RD 817/2015. Así, los aspectos biológicos e hidromorfológicos tomaron especial relevancia encaminados a la consecución y el mantenimiento del buen estado-potencial ecológico y químico de las masas de agua. En apartado químico, se desarrollaron las denominadas Normas de Calidad Ambiental que comprendían diferentes tipos de contaminantes: sustancias prioritarias, prioritarias peligrosas, sustancias preferentes y otros contaminantes. La aportación de estos compuestos desde los distintos contribuyentes que evacuan aguas residuales a nuestros saneamientos ha dejado de tener su foco en el ámbito industrial,

extendiéndose al resto de actores implicados: aguas residuales domiciliarias, contaminación difusa y vertidos residuales accidentales variados. Todo ello accede a las estaciones depuradoras de aguas residuales con pautas y concentraciones dispares, y con un control sólo eficaz en el caso de los vertidos industriales. Sin tener estas circunstancias en cuenta, los organismos de cuenca aplican mayoritariamente a las autorizaciones de vertido a cauce preceptivas para cualquier EDAR española, los niveles establecidos en las NCA. Ante esto el escenario es ciertamente inquietante: ¿Por qué se aplican las NCA directamente a las aguas depuradas? ¿Son nuestras EDAR capaces de depurar toda la contaminación recibida? ¿Hay mecanismos eficaces de traslado de las NCA a nuestros saneamientos para preservar el entorno acuático? ¿Se puede conseguir la sostenibilidad sin involucrar a la ciudadanía?

**PALABRAS CLAVE:** Estado químico. Estado y potencial ecológico. Normas de calidad ambiental. EDAR. Vertido.

**TOWARDS THE GOOD CHEMICAL STATUS OF OUR CONTINENTAL WATERS: ARE ONLY THE WWTPS RESPONSIBLE FOR IT?**

**ABSTRACT:** The Water Framework Directive (WFD) of the European Union incorporated a comprehensive and ecosystem approach to aquatic environments and the associated quality control subsequently collected in RD 817/2015. Thus, the biological and

hydromorphological aspects took on special relevance aimed at achieving and maintaining the good ecological and chemical status-potential of the water masses. In the chemical section, the so-called Environmental Quality Standards were developed that included different types of pollutants: priority substances, dangerous priority substances, preferred substances and other pollutants. The contribution of these compounds from the different taxpayers who evacuate wastewater to our sanitation has ceased to focus on the industrial field, extending to the rest of the actors involved: domestic wastewater, diffuse pollution and various accidental residual discharges. All of this accesses the wastewater treatment plants with disparate patterns and concentrations, and with control that is only effective in the case of industrial discharges. Without taking these circumstances into account, the basin organizations mostly apply the levels established in the NCA to the mandatory discharge authorizations for any Spanish WWTP. Given this, the scenario is certainly disturbing: Why are the NCAs applied directly to treated water? Are our WWTPs capable of purifying all the contamination received? Are there effective mechanisms for transferring NCA to our sanitation to preserve the aquatic environment? Can sustainability be achieved without involving citizens?

**KEYWORDS:** Chemical status. Ecological status and potential. Environmental quality standards. WWTP. Discharge.

## 1 ESTADO ECOLÓGICO Y QUÍMICO DE CAUCES PÚBLICOS: DMA Y RD 817/2015

La Directiva Marco del Agua de la UE prioriza los aspectos biológicos e hidromorfológicos de las masas de agua siendo una de sus principales finalidades la consecución y el mantenimiento del buen estado-potencial ecológico y químico de las aguas superficiales y de las masas de agua declaradas fuertemente modificadas. Para ello se arbitraron programas de control de la calidad de agua que deberían aportar información suficiente para:

- Evaluar la desviación en las condiciones observadas respecto a las de referencia.
- Conocer las variaciones naturales y artificiales del medio físico.
- Tener en cuenta la variabilidad natural o provocada por el hombre en las masas de agua.
- Considerar la interacción entre aguas superficiales y subterráneas.
- Detectar el conjunto global de impactos potenciales para permitir la clasificación del estado ecológico y los mecanismos eficaces para la mejora del mismo.

En todo caso, el desarrollo de programas de control a fin de comprobar el cumplimiento de los objetivos establecidos en la DMA requeriría conocer previamente el estado químico y ecológico de las masas de agua bajo condiciones de referencia con niveles de presión nulos o muy bajos por urbanización, industrialización, agricultura

y otros factores externos. También habría de investigarse el tipo y la magnitud de las presiones antropogénicas significativas a las que está expuesta una masa de agua, incluyendo la contaminación por fuentes difusas y puntuales, extracción y regulación de caudales, alteraciones hidromorfológicas, usos del suelo y otras significativas de la actividad humana.

Las masas de agua superficial se definían como partes diferenciadas y significativas de aquella y comprendían lagos, embalses, corrientes, ríos o canales, o partes de los mismos. Asimismo, se estableció la demarcación hidrográfica como unidad de gestión, integrando la zona terrestre y marina compuesta por una o varias cuencas hidrográficas vecinas y las aguas de transición, subterráneas y costeras asociadas. También se exigía a los EEMM un análisis de las características de cada demarcación, así como un estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales y subterráneas. Todos estos apartados han sido desarrollados en nuestro país en el RD 817/2015 sobre normas de calidad ambiental que establece como más relevantes los puntos siguientes.

## 1.1 PROGRAMAS DE SEGUIMIENTO

Establecen pautas para valorar el estado de las masas de agua con objeto de obtener una visión general coherente y completa del estado de las de cada demarcación hidrográfica. Los niveles de control establecidos son (Título III):

✓ Control de vigilancia (art. 5)

Debe dar un conocimiento general y completo de las masas de agua, facilitando la elaboración de nuevos programas de control y evaluando los cambios a largo plazo de las condiciones de las aguas superficiales. Se medirán parámetros de calidad biológicos, hidromorfológicos, fisicoquímicos y sustancias individuales.

✓ Control operativo (art.6)

Determinará el estado de las masas de agua que no cumplen con los objetivos medioambientales y evaluará los cambios producidos como resultado de las medidas tomadas. Se medirán parámetros de los indicadores de calidad biológicos más sensibles a las presiones recibidas, las sustancias prioritarias y demás contaminantes vertidos en cantidades importantes, así como los parámetros del indicador de calidad hidromorfológico más sensible a la presión detectada.

✓ Control de investigación (art.7)

Útil para determinar las causas de incumplimiento de los objetivos



medioambientales, sirviendo también para conformar un programa de medidas específicas.

✓ *Control de zonas protegidas (art.8)*

Se trata de programas de control específicos para las zonas catalogadas como protegidas. En particular, y como ejemplo, masas de agua superficiales de las que se extraigan más de 100 m<sup>3</sup> diarios para abastecimiento a poblaciones. En todos los controles anteriores, se contarán con puntos de muestreo representativos de la totalidad de las masas de aguas consideradas.

Para cada tipo de control y cada tipo de elemento de calidad se explicitan en el documento las frecuencias mínimas de muestreo que se aplicarán (Anexo I).

## 1.2 ESTADO-POTENCIAL ECOLÓGICO. INDICADORES DE CALIDAD

Se definen diferentes categorías de aguas (art. 10 a 13): *ríos, lagos, embalses, aguas de transición y aguas costeras*. Para cada categoría se tienen en cuenta *elementos de calidad* biológicos, químicos y fisicoquímicos, e hidromorfológicos, finalizando con la consideración de contaminantes específicos (*normas de calidad ambiental*) recogidos en los Anexos correspondientes. Así pues, la clasificación del estado-potencial ecológico de una masa de agua vendrá dada mediante la comparación de los elementos de calidad encontrados en ella, con los parámetros e indicadores relativos a los anteriores y previamente definidos para la masa de agua, los cuáles se toman como referencia (Anexo II). El estado-potencial ecológico se clasificará como muy bueno, bueno, moderado, deficiente o malo. La tabla 1 presenta los elementos de calidad a controlar en cualquier masa de agua.

A su vez, a cada elemento de calidad se le asocian los denominados *indicadores de calidad*, determinados a través de mediciones específicas que servirán para caracterizar el elemento de calidad y la masa de agua correspondiente en relación a las condiciones de referencia ya establecidas. Para clarificar este apartado, se aportan a continuación los elementos de calidad biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos así como sus indicadores asociados, para aquellas masas de agua que potencialmente podrían recibir un mayor impacto derivado del ingreso en las mismas de aguas depuradas procedentes de las EDAR municipales, como por ejemplo, los ríos (Tabla 2).

Tabla 1: Elementos de calidad biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos (RD 817/2015).

<b>ELEMENTOS DE CALIDAD</b>	
<b>BIOLÓGICOS</b>	Fitoplancton
	Otra flora acuática: diatomeas
	Otra flora acuática: macrófitos
	Macroinvertebrados
	Peces
<b>HIDROMORFOLÓGICOS</b>	Continuidad del curso de agua
	Régimen hidrológico
	Morfología
	Régimen de mareas (cuando aplique)
<b>QUÍMICOS Y FISICOQUÍMICOS GENERALES</b>	Condiciones térmicas
	Oxigenación
	Salinidad
	Estado de nutrientes
	Estado de acidificación
<b>SUSTANCIAS INDIVIDUALES</b>	Sustancias prioritarias (normas calidad ambiental Anexo IV)
	Contaminantes específicos (sustancias preferentes, Anexo V) y otros particulares en ciertos casos

Tabla 2: Elementos e indicadores de calidad biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos en ríos.

<b>ELEMENTO DE CALIDAD</b>	<b>INDICADOR</b>
Fauna bentónica de invertebrados	Iberian Biomonitoring Working Party (IBMWP)
	Índice multimétrico ibérico-mediterráneo
	Índice multimétrico específico del tipo de invertebrados bentónicos
	Índice multimétrico de invertebrados Vasco
	Índice multimétrico de invertebrados de las Islas Baleares
Otra flora acuática-macrófitos	Índice biológico de macrófitos en ríos de España
<b>ELEMENTO DE CALIDAD</b>	<b>INDICADOR</b>
Otra flora acuática-diatomeas	Índice poluosensibilidad específica
Organismos fito-bentónicos	Índice multimétrico de diatomeas de las Islas Baleares
Estado de acidificación	pH
Condiciones de oxigenación	Oxígeno disuelto (mg/L)
	Tasa de saturación de oxígeno (%)
Nutrientes	Amonio (mg/L, NH <sub>4</sub> )
	Fosfatos (mg/L, PO <sub>4</sub> )
	Nitratos (mg/L, NO <sub>3</sub> )
Condiciones morfológicas	Índice de calidad del bosque de ribera

### 1.3 ESTADO QUÍMICO. NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL

El estado químico se evalúa en base a las Normas de Calidad Ambiental (NCA) establecidas en el Título IV del RD 817/2015, que también se aplican para el caso general del estado-potencial ecológico, en el apartado de *sustancias individuales*. Las NCA se dividen en dos partes, la primera correspondiente a sustancias prioritarias y otros contaminantes (transposición de la legislación europea, Tabla 3-superior) y la segunda correspondiente a sustancias preferentes (específico de España, Tabla 3-inferior). A destacar que la DMA publicará periódicamente “listas de observación” de sustancias candidatas a convertirse en prioritarias; la última es de fecha 5-6-2.018 e incluye: alfa-etinilestradiol y beta-estradiol (hormonas), antibióticos macrólidos (eritromicina, claritromicina y azitromicina), amoxicilina y ciprofloxacina (fármacos) y metiocarb, mataflumizona y neonicotinoides (imidacloprid, tiacloprid, tiametoxam, clotianidina y acetamiprid) (insecticidas).

Tabla 3: (superior) Sustancias prioritarias y otros contaminantes en el RD 817/2015, normas de calidad ambiental en aguas; (inferior) Sustancias preferentes. Unidades en µg/L. MA: concentración media anual; CMA: concentración máxima anual.

Tipología: sustancia prioritaria, peligrosa prioritaria, otros contaminantes (µg/L, concentración en aguas; µg/Kg peso húmedo en biota)		MA	CMA	Tipología: sustancia prioritaria, peligrosa prioritaria, otros contaminantes (µg/L, concentración en aguas; µg/Kg peso húmedo en biota)		MA	CMA
		A.Superf.Cont / Otras	A.Superf.Cont / Otras			A.Superf.Cont / Otras	A.Superf.Cont / Otras
Alcáloro	Prioritaria	0,3 / 0,3	0,7 / 0,7	Hexafluorociclopentano	Prioritaria	20 - 4 / 20 - 8,6	No aplicable - 34
Antraceno	Peligrosa prioritaria	0,1 / 0,1	0,4 - 0,1	Nonilfenol y 4-Nonilfenol	Peligrosa prioritaria	0,3 (µm.) / 0,3 (µm.)	2,0 (µm.) / 2,0 (µm.)
Atrazina	Prioritaria	0,6 / 0,6	2,0 / 2,0	Octilfenoles (4-(1,1,3,3-tetrametilbutil)-Fenol)	Prioritaria	0,1 - 0,01	No aplic. / No aplic.
Benceno	Prioritaria	10 / 8,0	50 / 50	Pentaclorobenceno	Peligrosa prioritaria	7x10 <sup>-4</sup> / 7x10 <sup>-4</sup>	No aplic. / No aplic.
Difeniléteres bromados	Peligrosa prioritaria	5x10 <sup>-4</sup> / 2x10 <sup>-4</sup>	No aplic. - 0,14 Biota 8,5x10 <sup>-3</sup>	Pentaclorofenol	Prioritaria	0,4 / 0,4	1 / 1
Cadmio y sus compuestos	Peligrosa prioritaria	0,08 - 0,25 / 0,2	0,45 - 1,5	Benzo(a)pireno	Peligrosa prioritaria	0,05 - 1,7x10 <sup>-4</sup>	0,1 - 0,27 / 0,1 - 0,27 Biota 5
Tetracloruro de carbono	Otro contaminante	12 / 12	No aplic. / No aplic.	Benzo(b)fluoranteno+Benzo(k)fluoranteno	Peligrosa prioritaria	Σ=0,03 / Σ=0,03	No aplicable - 0,017
Cloroalcanos (C <sub>11-13</sub> )	Peligrosa prioritaria	0,4 / 0,4	1,4 / 1,4	Benzo(g,h,i)perileno+Indeno(1,2,3-cd)pireno	Peligrosa prioritaria	Σ=0,002 / Σ=0,002	No aplicable - 8,2x10 <sup>-4</sup>
Clorofenilos	Prioritaria	0,1 / 0,1	0,3 / 0,3	Simazina	Prioritaria	1 / 1	4 / 4
Clorpirifos	Prioritaria	0,03 / 0,03	0,1 / 0,1	Tetracloroetileno, Tricloroetileno	Otro contaminante	10 (µm.) / 10 (µm.)	No aplic. / No aplic.
Ácido, Dieldrin, Endrin, Isodrin (Suma)	Otros contaminantes	Σ=0,01 / Σ=0,005	No aplic. / No aplic.	Compuesto tributilestaño	Peligrosa prioritaria	2x10 <sup>-3</sup> / 2x10 <sup>-4</sup>	1,5x10 <sup>-3</sup> / 1,5x10 <sup>-3</sup>
DDT total	Otro contaminante	0,025 / 0,025	No aplic. / No aplic.	Triclorobencenos	Prioritaria	0,4 / 0,4	No aplic. / No aplic.
p,p'-DDT	Otro contaminante	0,01 / 0,01	No aplic. / No aplic.	Triclorometano	Prioritaria	2,5 / 2,5	No aplic. / No aplic.
1,2-Dicloroetano	Prioritaria	10 / 10	No aplic. / No aplic.	Trifluralina	Peligrosa prioritaria	0,03 / 0,3	No aplic. / No aplic.
Diclorometano	Prioritaria	20 / 20	No aplic. / No aplic.	Dicofol	Peligrosa prioritaria	1,3x10 <sup>-3</sup> / 3,2x10 <sup>-3</sup>	No aplic. / No aplic. Biota 33
Flialato de di(2-dietilhexil) (DEHP)	Peligrosa prioritaria	1,3 / 1,3	No aplic. / No aplic.	Ac. perfluorooctanosulfónico y derivados	Peligrosa prioritaria	6,5x10 <sup>-4</sup> / 1,3x10 <sup>-4</sup>	36 / 7,2 Biota 9,5
Dilurón	Prioritaria	0,2 / 0,2	1,8 / 1,8	Quinoxileno	Peligrosa prioritaria	0,15 / 0,015	2,7 / 0,54
Endosulfán	Peligrosa prioritaria	5x10 <sup>-3</sup> / 5x10 <sup>-4</sup>	0,01 / 4x10 <sup>-1</sup>	Dioxinas y compuestos similares	Peligrosa prioritaria	-	No aplic. / No aplic.
Fluoranteno	Prioritaria	0,1 - 6,3x10 <sup>-3</sup>	1 - 10,2 Biota 30	Acilfenilo	Prioritaria	0,12 / 0,12	0,12 / 0,12
Hexaclorobenceno	Peligrosa prioritaria	-	0,05 / 0,05 Biota 10	Bifenox	Prioritaria	0,012 / 1,2x10 <sup>-3</sup>	0,04 / 4x10 <sup>-3</sup>
Hexaclorobutadieno	Peligrosa prioritaria	-	0,6 / 0,6 Biota 55	Cibutrina	Prioritaria	2,5x10 <sup>-3</sup> / 2,5x10 <sup>-3</sup>	0,016 / 0,016
Hexaclorociclohexano	Peligrosa prioritaria	0,02 / 2x10 <sup>-3</sup>	0,04 / 0,02	Cipermetrina	Prioritaria	8x10 <sup>-3</sup> / 8x10 <sup>-3</sup>	6x10 <sup>-3</sup> / 6x10 <sup>-3</sup>
Isoproturon	Prioritaria	0,3 / 0,3	1,0 / 1,0	Diclorvos	Prioritaria	6x10 <sup>-3</sup> / 6x10 <sup>-3</sup>	7x10 <sup>-3</sup> / 7x10 <sup>-3</sup>
Plomo y sus compuestos	Prioritaria	7,2 - 1,2 / 7,2 - 1,3	No aplic. - 14	Hexabromociclohexano	Peligrosa prioritaria	1,6x10 <sup>-3</sup> / 8x10 <sup>-3</sup>	0,5 / 0,05
Mercurio y sus compuestos	Peligrosa prioritaria	-	0,07 / 0,7 Biota 20	Heptaclorol epóxido de heptacloro	Peligrosa prioritaria	2x10 <sup>-3</sup> / 1x10 <sup>-4</sup>	3x10 <sup>-3</sup> / 3x10 <sup>-3</sup> Biota 6,7x10 <sup>-2</sup>
Naftaleno	Prioritaria	2,4 - 2,0 / 1,2 - 2,0	No aplic. - 130	Terbutrina	Prioritaria	0,065 / 6,5x10 <sup>-3</sup>	0,34 / 0,034

Tipología: sustancia preferente	MA	CMA
Etilbenceno	30	30
Tolueno	50	50
Tricloroetano	100	100
Xileno (suma 3 isómeros)	30	30
Terbutilazina	1	1
Arsénico	50	25
Cobre	5 - 120 (según TH agua)	25
Cromo IV	5	5
Cromo total	50	No aplicable
Selenio	1	10
Zinc	30 - 500 (según TH agua)	60
Cianuros totales	40	No aplicable
Fluoruros	1.700	No aplicable
Clorobenceno	20	No aplicable
Diclorobenceno (suma 3 isómeros)	20	No aplicable
Metolactoro	1	No aplicable

El procedimiento para comprobar la adecuación o no a las NCA es similar al comentado para el estado ecológico, mediante comparación con el estado de referencia de cada masa de agua (RD 817/2015 y Planes de Cuenca) de las concentraciones medias anuales y máximas anuales de cada sustancia. Resulta muy claro que la aplicación de todo el RD 817/2015 y de las Normas de Calidad Ambiental se dirige al (sic) “..estado de las aguas superficiales..”. No obstante esta situación no es la que se da en la práctica provocando graves problemas para los gestores de las EDAR.

## 2 EL ROL DE LAS EDAR EN EL SANEAMIENTO URBANO

Una EDAR es un *filtro* que elimina o limita la contaminación presente en las aguas residuales urbanas (Metcalf y Eddy, 2003; Marín Galvín, 2012): de lo contrario, el agua depurada incumpliría las normativas sectoriales aplicables y podría provocar graves problemas ambientales. Además, la depuración de aguas residuales antes de su entrega al medio es obligatoria en la UE. Como introducción a este tema, según datos de la Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamientos (AEAS) en España existen 1.083 EDAR que depuraron 3.769 hm<sup>3</sup> (2.016) de las cuáles el 63% dispone de tratamiento secundario y el 33% de tratamiento terciario para eliminación de N y P. No existen EDAR especialmente preparadas a priori para eliminación de sustancias prioritarias ni preferentes.

Por otro lado, la emisión de contaminación a los saneamientos procede de: aguas domésticas, vertidos industriales, fuentes difusas de aguas residuales y vertidos ocasionales (Marín Galvín, 2015 y 2018). De los cuatro focos emisores reseñados, sólo los vertidos industriales (AEAS, 2002) pueden ser sometidos a un eficaz sistema de seguimiento y control que incluso permite al gestor del saneamiento adelantarse en cierta medida a prácticas lesivas para el propio sistema (vía Ordenanzas y Reglamentos de vertidos) (Ripollés Pascual et al., 2008; Mantecón Pascual, 2012).

Asimismo, las aguas residuales albergan desde hace años una considerable y vasta variedad de compuestos químicos (calificados como *compuestos emergentes*), muchos refractarios a la depuración convencional biológica, cuyas fuentes, además de las actividades industriales históricamente ligadas a este aspecto, son la actividad doméstica del ciudadano, así como la denominada contaminación difusa (Tabla 4) (Marín Galvín et al., 2010; Marín Galvín, 2017).

Tabla 4: Compuestos químicos encontrados en saneamientos españoles en los últimos 15 años.

FÍSICO-QUÍMICOS	METALES y compuestos	PESTICIDAS Y FITOSANITARIOS				
		ORGANOCORORADOS		FOSFORADOS	TRIAZINAS	OTROS
N-total P-total Fenoles COT Cianuros Fluoruros DQO AOX	Arsénico Cadmio Cromo Cobre Mercurio Níquel Plomo Zinc	Alaclor Heptacloro Aldrín Hexacloro-benceno DDT (isómeros) DDE Dieldrín Lindano Hexacloro-ciclohexano	Endosulfán Pentacloro-benceno Endrin Trifluralina Isodrina Clordano Toxafeno Mirex Clordecona	Clorfeninfos Cloropirifos	Atrazina Simazina	Diurón Isoproturón Pentaclorofenol Hexabromo-bifenilo
COV'S		ALQUIL-FENOLES	ORGANO-METÁLICOS	HAP	OTROS COMPUESTOS	
1,2-Dicloroetano Naftaleno Diclorometano Tolueno Óxido de etileno Benceno Tetracloro-etileno	Triclorometano Etilbenceno Hexacloro-butadieno Tetracloro-metano Tricloro-bencenos Xilenos Tricloroetileno	Nonilfenoles Etoxilatos de nonilfenol Octilfenoles Etoxilatos de octilfenol	Estánicos Monofenil-Sn Difenil-Sn Tributil-Sn Monofenil-Sn Difenil-Sn Trifenil-Sn	Antraceno Fluoranteno Benzo-perileno Benzo-pireno Benzo-fluorantenos Indeno-pireno	Cloroalcanos C-10, C-13 Dioxinas y Furanos PCB Cloruro de vinilo Bromodifeniléteres Penta-BDE Octa-BDE Deca-BDE Ftalato de bis (2-etilhexilo) Amianto	

Para limitar la llegada a los saneamientos de emergentes, no se cuenta en el caso de vertidos domiciliarios con normativas aplicables sin invadir la privacidad del individuo, ni es probable en buena lógica que se cuente en un futuro con ellas. En todo caso, para la contaminación domiciliaria y difusa pueden considerarse varias actuaciones globales para atajar el problema, que ya se están poniendo en marcha en muchos casos:

- Fomentar la *concienciación ambiental* de ciudadanos y empresas, es decir, optar por productos comerciales cada vez más sostenibles, transmitiendo esta información de forma general. Sin embargo, haría falta una *calificación ambiental de productos comerciales* (similar a la de eficiencia energética ya aplicada en aparatos electrodomésticos) que ofrezca pautas fiables y contrastadas tanto al consumidor como al industrial.
- Insistir en el *uso correcto de los productos contaminantes*, no abusando de ellos (abonado, fumigación, etc.).
- *Reducción de contaminación en origen*, es decir, una progresiva sustitución en las formulaciones de los productos comerciales de las sustancias comprobadamente contaminantes, muy nocivas o refractarias a la depuración biológica, por otras que lo sean menos (vía Reglamento REACH u otros cauces similares).
- Dentro del apartado de reducir la contaminación en origen, entraría también la potenciación de prácticas de *predepuración de efluentes industriales antes de su vertido al saneamiento general*, ya en el marco específico de las aguas residuales industriales.

No obstante, la situación habitual de los saneamientos y de las EDAR es la de encontrarse con una matriz compleja, muy variable en el tiempo, de mínimo control y sobre la que hay que actuar para conseguir unos estándares de depuración establecidos. Una vez recibidos los efluentes en la red de saneamiento, llegarán a la EDAR y afectarán a su dinámica. Finalmente, otra cuestión crítica de nuestros saneamientos es el diseño y dimensionado de cada EDAR al partir de un escenario comprobadamente obsoleto y enfocado a eliminación de contaminación convencional no del tipo de la contaminación emergente (*prioritarias y preferentes*) actualmente recibida. Y un último aspecto crítico: las EDAR deben respetar los condicionados establecidos en sus Autorizaciones de Vertido pues de lo contrario incurrirían en incumplimientos que podrían originar expedientes sancionadores con costes técnicos y económicos.

### 3 APLICACIÓN DE LAS NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL A AGUAS DEPURADAS

Parece muy claro que las Normas de Calidad Ambiental tienen su campo de aplicación en los medios acuáticos libres, no en las aguas depuradas que se regulan por otras normativas (Ley de Aguas y Reglamentos que la desarrollan) bajo el formato de las Autorizaciones de Vertido (AV). Aún más, sería de aplicación asimismo el Reglamento E-PRTR de emisiones al medio de 2007 (y Ley 815/2013) que contempla cargas asociadas a aguas depuradas (sin traslado restrictivo hasta ahora) y no concentraciones de sustancias. En todo caso, nuestras EDAR consiguen los rendimientos de depuración establecidos, con valores medios en aguas depuradas (AEAS, 2.016) de 14 mg/L de  $S_{SUSP}$ , 12 mg/L de  $DBO_5$  y 52 mg/L de DQO, partiendo de un influente con 328, 338 y 675 mg/L, respectivamente, de  $S_{SUSP}$ ,  $DBO_5$  y DQO.

El RD 817/2015 establece las *zonas de mezcla* como aquéllas adyacentes a un punto de vertido donde las concentraciones de los diferentes constituyentes del mismo pueden no corresponder al régimen de mezcla completa de efluente y medio receptor. *Dentro de una zona de mezcla, las concentraciones de una o más sustancias podrán superar las NCA siempre que el resto de la masa de agua superficial siga cumpliendo dichas normas.* Dicho lo anterior, la situación real hoy en día con respecto a NCA y aguas depuradas es la siguiente (Marín Galvín, 2015):

- Se da un traslado casi general de los valores de prioritarias y preferentes de las NCA a las AV.
- En muchos casos se prohíbe el vertido de sustancias no especificadas en las AV, que sólo contemplan el *vertido de parámetros característicos de la actividad* (¿qué actividad?) algo imposible de cumplir por parte del explotador, ya que

los vertidos domésticos, aguas de escorrentías urbanas y contaminación difusa que llegan a las EDAR contienen sustancias imprevisibles y a libre disposición en el mercado.

- En general, los valores de emisión para sustancias prioritarias y preferentes no aplican casi en ningún caso zonas de mezcla, sino directamente las NCA como límites máximos.
- En algunas AV se aplican niveles paramétricos para metales pesados (Pb, Se, Zn, Hg, Ni, Cr y Cu) más exigentes que los de las NCA, cuando no es raro que las propias aguas naturales pudieran contener niveles en origen más altos, e incluso que procedan de las aguas de grifo empleadas.
- Hay algunas excepciones: el caso del País Vasco (Agencia Vasca del Agua-URA) donde se explicita que las NCA se deben alcanzar en el medio receptor y no en el vertido.

¿Se alarman innecesariamente los explotadores por la aplicación de la Administración de los niveles establecidos en las NCA, cuya infracción supone gravosos expedientes sancionadores? ¿Están preparadas nuestras EDAR para reducir sustancias a las tasas exigidas en las NCA? En gran medida, no. Y como justificación la Tabla 5 que presenta las tasas medias de reducción de varias prioritarias y preferentes en EDAR convencionales. Una concentración en agua bruta relativamente alta, o bien un rendimiento de reducción del compuesto muy bajo, comprometería la consecución de la NCA correspondiente.

Tabla 5: % de Reducción de sustancias en EDAR convencionales (datos del autor, en prensa).

Compuestos químicos	% reducción en EDAR	Compuestos químicos	% reducción en EDAR
<b>Bencenos e hidrocarburos aromáticos policíclicos</b>		<b>Compuestos clorados alifáticos</b>	
Bencenos	60% a 96%	Diclorometano, diclorobromometano, dibromoclorometano	≈ 60%
Naftaleno	69% a 95%	Cloroformo	51% a 93%
Fluoranteno	66% a 97%	Dicloroetano	≈ 94%
Antraceno	32% a 80%	<b>Plaguicidas</b>	
Benzo(a)pireno, indeno-pireno	50% a 78%	Hexclorociclohexano, etión, paratión metil y etil	40% a 84%
Benzo(g,h,i)perileno	56% a 62%	Lindano	32% a 94%
Benzo(b)fluoranteno	59% a 76%	Isoproturón, diurón, alacloro, heptacloro	<10%
		Simazina, atrazina	<40%
<b>Halógenos orgánicos (AOX)</b>	60% a 80%	Diurón, propazina, prometrina, terbutrina, ametrina	40% a 70%
		Clorpirifós, clorfenvinfós	<10% a 80%
<b>Clorobencenos y clorofenoles</b>		Endosulfán	46% a 95%
1,2,5-triclorobenceno	≈ 98%	<b>Disruptores endocrinos</b>	
Hexaclorobenceno	70% a 90%	Nonilfenoles, octilfenoles	32% a 95%
Clorofenol	≈ 85%	Dietilhexil-ftalatos	50% a 95%
Pentaclorofenol	≈ 85%	Difeniléteres-bromados	>90%
<b>Fármacos y medicamentos</b>			
Diclofenaco	21% a 40%	Carbamazepina	<10%

Valorando por un lado la falta de rigor normativo al exigir el cumplimiento de las NCA en aguas depuradas, y por otro el coste de adaptación de las EDAR a esta cuestión (en muchos casos supondría doblar el de las instalaciones originales, y esto a costa del ciudadano) podría abordarse el desarrollo lógico de las zonas de mezcla bajo dos prismas. El primero no restringir la emisión de sustancias que no afecten a la calidad del medio receptor (a veces 50 m aguas abajo del vertido). El segundo, aplicar un balance de masas.

En el segundo caso, como bases de partida, tómnese la relación entre caudal del cauce receptor y caudal del vertido depurado, y los niveles de las NCA aplicables y los que realmente se miden en el cauce. Así, supóngase un cauce natural con una concentración media de contaminante dada, al cual se vierte agua depurada de una EDAR de la zona. Un primer factor corrector podría salir de la diferencia entre nivel de contaminante en el cauce y el recogido en las NCA:  $(C_{\text{PRIMARIA}}) = (C_{\text{NCA}} - C_{\text{CAUCE}})$ . Si  $C_{\text{CAUCE}}$  fuese superior a  $C_{\text{NCA}}$ , la  $C_{\text{PRIMARIA}}$  podría quedar inalterada.

Aplicando el concepto de *zonas de mezcla*, calculemos un coeficiente corrector que mayorase el valor establecido en las NCA para el agua depurada, por lo que la concentración de compuesto en la Autorización de Vertidos ( $C_{\text{AUTORIZACIÓN}}$ ) podría responder a la expresión,  $(C_{\text{AUTORIZACIÓN}}) = (C_{\text{PRIMARIA}} \times F_1)$ . Para el cálculo de  $F_1$  apliquemos una relación entre caudal del cauce y caudal de vertido autorizado de la EDAR. Con un criterio de alto respeto ambiental, considérese el caudal mínimo del cauce. Entonces, el factor de mayoración quedaría como:  $F_1 = [Q_{\text{MÍNIMO CAUCE}} / Q_{\text{AUTORIZADO EDAR}}]$ . Caso de que el caudal del medio receptor fuese inferior al volumen de vertido de la EDAR, el factor valdría la unidad.

Además, si se supone que la EDAR evacua a una zona sujeta a alguna figura de protección ambiental (lo cual en realidad, no se halla recogido en la normativa) podría aplicarse un segundo factor corrector  $F_2$ , en este caso inferior a la unidad: p. e., un valor de compromiso de 0,5 que implicaría reducir a la mitad la concentración de compuesto admisible en un primer momento. Con ello la concentración final de compuesto en la Autorización de Vertidos podría ser:  $(C_{\text{AUTORIZACIÓN}}) = (C_{\text{PRIMARIA}} \times F_1 \times F_2)$ . Finalmente, podría aplicarse la salvaguarda de que la concentración admitida no fuese superior, por ejemplo, al doble o triple del límite de las NCA.

Planteado lo anterior, sea la cuenca del río Guadalquivir y el vertido de una EDAR municipal al mismo. El nivel medio de simazina (*sustancia prioritaria*) en el cauce es de **0,04  $\mu\text{g/L}$** , y el fijado en las NCA es **1,0  $\mu\text{g/L}$** . Además, el  $Q_{\text{MÍNIMO CAUCE}}$  en la zona es de **3,0  $\text{m}^3/\text{s}$** , mientras el  $Q_{\text{AUTORIZADO EDAR}}$  es de **1,0  $\text{m}^3/\text{s}$** . Aplicando el razonamiento anterior, la  $C_{\text{SIMAZINA}}$  en la Autorización de vertidos podría cifrarse en **2,88  $\mu\text{g/L}$** . Asimismo, si la zona tuviese alguna figura de protección ambiental y se aplicase el factor definido más arriba



al efecto, la concentración de simazina podría cifrarse en **1,44 µg/L**. Con la salvaguarda enunciada al principio, la concentración definitivamente admitida en la AV podría estar entre **2,00 µg/L y 3,00 µg/L**, garantizando unos niveles de protección ambiental robustos y justificados.

## 4 CONCLUSIONES

La consecución de la sostenibilidad ambiental en el medio acuático pasa por la aplicación de varias acciones: *concienciación ambiental* de ciudadanos y empresas, o sea, optar por productos comerciales cada vez más sostenibles y con un uso adecuado; *reducción de contaminación en origen*, es decir, progresiva sustitución de sustancias comprobadamente contaminantes, nocivas o refractarias a la depuración biológica en las formulaciones de los productos de comerciales, por otras que lo sean menos; *predepuración de efluentes industriales antes de su vertido al saneamiento general*, ya en el marco específico de las aguas industriales.

En el apartado de las aguas residuales urbanas, la aplicación directa de las normas de calidad ambiental no está soportada en la normativa vigente, pudiendo llevar asociado un colapso indeseado de las EDAR actualmente operativas, tanto técnico como económico. La responsabilidad de los gestores de los saneamientos sólo es una parte minoritaria del problema, no todo el problema, que radica en los usos y rutinas aceptados por la propia sociedad.

Como forma de abordar la cuestión, se puede planear una aplicación coherente de las NCA en base al desarrollo del principio de zonas de mezcla establecido en la normativa, considerando todos aquellos mecanismos que nos puedan garantizar el máximo respeto ambiental para la preservación de los medios acuáticos libres.

## BIBLIOGRAFÍA

AEAS (2002): Aguas Residuales Industriales. Origen, caracterización y efectos sobre las instalaciones públicas de saneamiento y depuración. Madrid.

Mantecón Pascual, R. (2012): Manual Técnico para el Control e Inspección de redes de saneamiento (libre descarga desde Internet), Vol.1-2 y Anexos. Ed. del autor, Barcelona.

Marín Galván, R. (2012). Procesos fisicoquímicos en depuración de aguas. Ed. Díaz de Santos, Madrid.

Marín Galván, R. (2015): Reflexiones sobre el panorama actual de la aplicación de las normas de calidad ambiental a las EDAR españolas. TecnoAqua, 14, 102-110.

Marín Galván, R. (2017): Contaminación emergente: sustancias prioritarias y preferentes, productos farmacéuticos, drogas de abuso, disruptores endocrinos, microplásticos y patógenos emergentes. Tecnoaqua, 24, 66-77.

Marín Galvín, R. (2018): Tipología de los vertidos a los saneamientos públicos. *Tecnoaqua*, 30, 34-45.

Marín Galvín, R., Mantecón Pascual, R., González Canal, Í, Ripollés Pascual, F., Santateresa Forcada, E., y Navarro Navarro, J. (2010): Impactos de la contaminación de origen doméstico y no industrial sobre los SISP. *Infoenviro*, 58, 103-110.

Metcalf y Eddy Inco. (2003): *Wastewater Engineering* (4<sup>th</sup> ed.) Ed. McGraw Hill, New York.

Ripollés Pascual, F., Martínez E, y Mantecón Pascual, R. (2008): Guía Práctica de Actuación en Materia de Inspección de Vertidos a redes de Saneamiento. *Actas XXVIII Jornadas Técnicas AEAS*, Zaragoza, 237-249.

# CAPÍTULO 8

## EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE COMPOSTOS NITROGENADOS EM SISTEMA DE ALAGADOS CONSTRUÍDO

Data de submissão: 05/07/2022

Data de aceite: 18/08/2022

**Ariston da Silva Melo Júnior**

<http://lattes.cnpq.br/0010807076892082>

**Kleber Aristides Ribeiro**

<http://lattes.cnpq.br/8299301338155638>

**Leonardo Gerardini**

<http://lattes.cnpq.br/1349234597661457>

**RESUMO:** A preservação dos recursos hídricos é importante para a manutenção da vida no planeta. Tanto que o processo de industrialização intensificado depois do século XIX levou a uma problemática crucial, a poluição das águas. Como forma de minimizar os impactos a água de reuso tem um papel importante, pois acaba por permitir a manutenção da água potável para atividades mais nobres como abastecimento. Levando-se esse ponto em questão, o uso técnicas baratas e eficientes de tratamento é importante para pesquisar. Entre os denominados sistemas de tratamento alternativo de água têm-se as wetlands. São sistemas que utilizam a passagem por sistema de drenos e meio suporte com adição de uma planta para remoção da poluição no esgoto. O sistema tem uma importância enorme,

principalmente em países com grande índice solar, pois quanto mais radiação solar, melhor é a eficiência do sistema. Para tanto, utilizou-se um sistema piloto instalado na UNICAMP, onde foram efetuadas análises de nitrato e amônia para avaliar o grau de depuração desses compostos na água. Para o período de estudo que compreendeu 5 dias no mês de janeiro de 2018, obteve-se uma eficiência acima de 50% para remoção de nitrato e para amônia os valores ficaram na faixa dos 37%.

**PALAVRAS CHAVES:** Reuso. Meio ambiente. Ecologia. Esgoto.

### EFFICIENCY IN THE REMOVAL OF NITROGENATED COMPOUNDS IN A SYSTEM WETLANDS

**ABSTRACT:** The preservation of water resources is important for the maintenance of life on the planet. So much so that the process of industrialization intensified after the nineteenth century led to a crucial issue, water pollution. As a way to minimize the impacts reuse water has an important role, as it ends up allowing the maintenance of drinking water for more noble activities such as water supply. Taking that point into account, the use of cheap and efficient techniques of treatment is important to research. Among so-called alternative water treatment systems are wetlands. They are systems that use the passage through system of drains and half support with addition of a plant to remove the pollution in the sewage. The system has a

huge importance, especially in countries with large solar index, because the more solar radiation, the better the efficiency of the system. For that, a pilot system installed at UNICAMP was used, where nitrate and ammonia analyzes were performed to evaluate the degree of clearance of these compounds in the water. For the study period comprising 5 days in January 2018, efficiency above 50% was obtained for nitrate removal and for ammonia the values were in 37%.

**KEYWORDS:** Reuse. Environment. Ecology. Sewage.

## 1 INTRODUÇÃO

O crescimento da população mundial, acompanhada de um aumento dos parques industriais, trouxe alguns problemas a serem enfrentados por toda a sociedade, como por exemplo, à remoção dos resíduos orgânicos e inorgânicos produzidos pela própria população.

Segundo FERREIRA (2009) apenas 10% dos efluentes domésticos gerados no país são submetidos a algum tipo de tratamento, sendo um volume de aproximadamente 10 bilhões de litros, é jogado diariamente nos rios e córregos.

Pesquisa realizada pela IDEC (2004) indica que a falta de água tratada e de saneamento básico (esgoto, lixo) mata cerca de 12 milhões de pessoas por ano no mundo. De acordo com a Organização Mundial de Saúde, a falta de água potável e de saneamento no Brasil é causa de 80% das doenças e 65% das internações hospitalares, implicando gastos de US\$ 2,5 bilhões.

Estima-se que para cada R\$ 1,00 investido em saneamento, se economizaria R\$ 5,00 em serviços de saúde.

Dentre as diferentes opções de sistemas tratamento de efluentes, encontra-se o sistema de tratamento denominado WETLANDS.

O sistema de Wetlands que em países de língua portuguesa recebe o nome de leitos cultivados é um sistema simples, que, com o auxílio das macrófitas (também conhecidas pelo termo hidrófitas), promovem a depuração da água residuária, com mínima geração de biossólidos eliminando boa parte dos compostos orgânicos e inorgânicos, e com possibilidade da utilização das macrófitas como matéria-prima para uma atividade econômica, e o uso do seu efluente final na agricultura como, por exemplo, para a irrigação, hidropônia entre outros, tornando de grande importância o estudo e o aprimoramento deste sistema para o emprego, não só em comunidades rurais, mas também em indústrias.

As wetlands (ou leitos cultivados) representam uma tecnologia emergente, de baixo custo e eficiente, sendo susceptível de se revelar como uma boa alternativa

de auxílio aos sistemas convencionais no tratamento de águas residuárias como apresentado por VALENTIM (1999).

A eficácia dos resultados do tratamento de efluentes com a utilização desta técnica já é comprovada pela literatura.

Entre os benefícios também se pode mencionar o aumento da área de lazer e espaço social, projeto paisagístico, simples manutenção, inutilização de produtos químicos e a ausência ou baixo consumo de energia elétrica.

Há vários exemplos bem sucedidos da utilização de wetlands, um exemplo é o Rio Sena na França (TFG, 2011).

A água do Sena é purificada após passar por sete etapas diferentes dispostas em cascatas. Com o intuito de obter um objetivo específico, cada etapa emprega macrófitas diferentes. Após transpor este processo, a água retorna ao Rio Sena com a qualidade exigida pela legislação ambiental (TFG, 2011).

Diante de tais benefícios e eficácias, a técnica de wetlands construído demonstra ser uma alternativa que merece ser amplamente estudada e principalmente aplicada. Este trabalho teve como objetivo monitorar e analisar a eficiência e desempenho da remoção de compostos nitrogenados a base de Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e Amônia ( $\text{NH}_3$ ) presentes no esgoto doméstico da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI) da UNICAMP.

## 2 SISTEMA DE WETLANDS

### 2.1 FUNDAMENTO TEÓRICO

Conforme SALATI (2003), *wetlands* construídos é um termo inglês, que em português significa “Terras Molhadas Construídas”, e é constituído por ecossistemas naturais que ficam parcial ou completamente inundados.

São projetados para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) em substratos como areia, cascalhos ou outro material inerte, onde ocorre a proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos os quais, por meio de processos biológicos, químicos e físicos, tratam águas residuárias (SOUSA *et al.* 2004).

FERREIRA E PAULO (2009) entendem que a técnica de *wetlands* construídos é a alternativa ecológica mais comum para tratamento de água cinza em nível domiciliar ou pequenas comunidades, podendo ser adaptada para o tratamento de águas urbanas, pluviais ou industriais. Esta capacidade de despoluição de efluentes tão diferentes, se torna possível pela variação de espécies de plantas utilizadas. Podem ser tratadas matérias orgânicas, óleos, hidrocarbonetos e metais pesados (metais que possuem uma densidade elevada) encontrados na água.

O tratamento de águas poluídas realizado pelo sistema de *wetlands* construídos tem uma eficiência superior a de áreas alagadas naturais. Eficiência que implica na diminuição de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio), máximo controle sobre o sistema hidráulico e da vegetação da área alagada.

As águas tratadas são usadas para diversos fins, como por exemplo, para a irrigação de plantações, ou até mesmo para o reuso (PHYTORESTORE, 2012).

Ainda, segundo a documentação da empresa PHYTORESTORE (2012), o *wetlands* construído, além de ser eficiente na despoluição não possuem odor, proporciona um espaço que pode ser utilizado como parques públicos e área de passeio, tendo uma função social e elevando a qualidade de vida da população que vive ao seu entorno.

Conforme SALATI (2003), em 1984, Eneas Salati realizou o primeiro projeto de *wetlands* do Brasil. Foi construído um lago artificial nas proximidades de um córrego altamente poluído, na escola superior de agricultura “Luiz de Queiroz”.

A partir de 1985, devido ao sucesso das primeiras experiências, o Instituto de Ecologia Aplicada prosseguiu com os trabalhos, de maneira que foram desenvolvidas novas tecnologias, aumentou-se a eficiência dos sistemas e diminuíram-se os gastos (SALATI, 2003).

ALBIZZATI, MEIRELLES e TELES (2012), garantem que há a algumas décadas, empresas especializadas que dispõem desta técnica.

## 2.2 ELABORAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDA

Assim como se faz necessário realizar estudos e planejar uma construção, para implantar um sistema de *wetlands* construídos não é diferente.

A definição do tipo de projeto a ser implantado será realizada após análise das características do efluente, da eficiência final desejada no tratamento, do interesse da utilização do lodo produzido e do interesse paisagístico (SALATI, FILHO e SALATI, 2009).

ALBIZZATI, MEIRELLES e TELES (2012), citam que as plantas podem ser selecionadas da região em que será implantado o novo sistema. E por empregar-se a flora da região, evitam-se problemas com a introdução de espécies em um ecossistema diferente.

Com a ausência da utilização de produtos químicos, os microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica se alimentam dos componentes trazidos pelos efluentes e das moléculas originadas das plantas (PHYTORESTORE, 2012).

Conforme a PHYTORESTORE (2010), a seleção das plantas também é feita após análise química do efluente, considerações com relação à tolerância a variações de temperatura, consumo de oxigênio, taxa de despoluição requerida ao fim do ciclo e análise

do volume a ser tratado. Foram identificadas centenas de espécies de plantas úteis e que nenhuma é escolhida para acumular elemento tóxico (PHYTORESTORE, 2010).

Para o tratamento de efluentes através da técnica de *wetlands* construídos, a ação dos componentes como filtros verticais e horizontais são imprescindíveis (PHYTORESTORE, 2012).

## 2.3 TIPIFICAÇÃO DOS SISTEMAS DE MACRÓFITAS

### 2.3.1 Sistemas com plantas flutuantes

São utilizadas plantas flutuantes em projetos onde se têm canais rasos pode-se empregar uma ou mais espécies de plantas, no entanto a planta mais estudada é a *Eichornia Crassipes* da família das Pontederiaceas (SALATI, 2003).

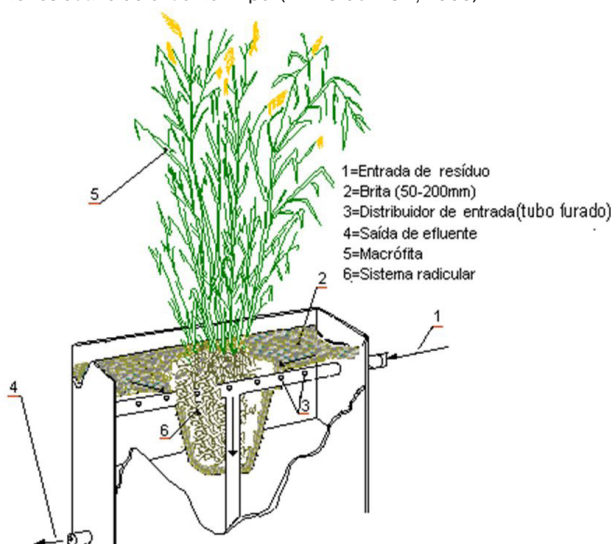
No Brasil, popularmente essas plantas são chamadas de aguapé, baroneza, mururé, pavoá, rainha do lago e uapê (SALATI, FILHO e SALATI, 2009).

FILHO e SALATI (2009), relatam que a utilização desta planta é devida a sua capacidade de resistir a águas altamente poluídas com grandes variações de nutrientes, pH, substâncias tóxicas, metais pesados e variações de temperatura.

A depuração da água do efluente através das plantas flutuantes é devido a absorção de nutrientes e metais, ação de microrganismo associados à rizosfera e pelo transporte de oxigênio para a rizosfera (SALATI, FILHO e SALATI, 2009).

MELO JÚNIOR (2003) apresenta a figura 1, a seguir, na qual observa-se uma visão geral do processo de tratamento.

Figura 1- Corte seccional com visualização unitária da distribuição de esgoto no sistema de leito cultivado e sua trajetória no tratamento residual do efluente limpo. (MELO JÚNIOR, 2003).



Segundo SALATI (2003), este sistema é utilizado para diversas finalidades, entre elas:

- I. Sistema de tratamento terciário com a finalidade de remover nutrientes, nos quais só o fósforo e o nitrogênio são incorporados às plantas.
- II. Sistema integrando o tratamento secundário e terciário, com o intuito de remoção dos nutrientes e redução do DBO e DQO.

## 2.4 DESENVOLVIMENTO MICROBIOLÓGICO EM WETLANDS

Tanto a parte estrutural quanto funcional dos leitos cultivados é dominada por uma grande variedade de microrganismos, tais como: fungos e bactérias, além da planta típica (macrófita) responsável por parte da redução de matéria orgânica.

Segundo KADLEC e KNIGHT (1996) a grande diversidade de nichos físico-químicos existentes nos alagados é diretamente responsável pela biodiversidade presente no sistema de wetlands (leitos cultivados).

Os microrganismos através de sua diversidade genética e adaptabilidade funcional são capazes de absorver os constituintes poluidores das águas hostis ao uso humano, para promover seu crescimento e reprodução. Com isto, acompanha-se a modificação da qualidade da água, por meio das modificações químicas, físicas e biológicas. (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Dentre as bactérias mais importantes na modificação da qualidade d'água em leitos cultivados sobressaem as fototróficas, encapsuladas, de brotamento, quimiotróficas gram-negativas, gram-negativas aeróbias, gram-negativas anaeróbias, gram-negativas facultativas anaeróbias, gram-positivas, produtoras de metano, formadoras de endósporos, actinomicetose e organismos correlatos. (KADLEC e KNIGHT, 1996).

A maioria das bactérias é heterotrófica, isto é, obtém alimento e energia para seu desenvolvimento em compostos orgânicos; algumas bactérias são autotróficas, isto é, sintetizam moléculas orgânicas a partir de carbono. (MELO JÚNIOR, 2003).

A maioria das bactérias está associada com as superfícies submersas das plantas, a matéria orgânica em decomposição e o meio suporte. Existe uma relação simbiótica entre as plantas aquáticas e as bactérias vivendo nas raízes e outras partes submersas segundo MELO JÚNIOR (2003).

Fungos representam os organismos do reino eucarionte (não possuem carioteca) e são abundantes nos ambientes alagados. Todos os fungos são heterotróficos e sua nutrição é predominantemente saprófita, ou seja, baseada no consumo e consequente degradação da matéria orgânica em decomposição. Eles são ecologicamente importantes



nos alagados, pois participam de uma significativa proporção da reciclagem de carbono e outros nutrientes como informa KADLEC e KNIGHT (1996).

Os fungos vivem de forma simbiótica com espécies de algas (líquens) e plantas mais evoluídas (micorrizas), aumentando a eficiência e rendimento do hospedeiro na absorção de nutrientes da água, ar e meio suporte. Nos alagados, os fungos são normalmente encontrados em associação com restos de plantas em estágio de decomposição. (MELO JÚNIOR, 2003).

## 2.5 ASSIMILAÇÃO DE POLUENTES EM WETLANDS

Nos sistemas biológicos, os principais responsáveis pela remoção da matéria orgânica das águas residuárias são os microrganismos (aeróbios, facultativos e anaeróbios) que a utilizam no seu ciclo vital, obtendo dela a energia necessária para sua síntese celular, sua locomoção (quando for o caso), no seu transporte de materiais e outras funções.

A matéria orgânica (100%) é representada pelas proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), gorduras e óleos (10%), além da uréia (principal constituinte da urina), surfactantes, fenóis, pesticidas e outros, sendo que a porcentagem varia de acordo com a origem do dejetos. Parte é encontrada em solução, os sólidos orgânicos dissolvidos (rapidamente biodegradáveis), e parte em suspensão, relativa aos sólidos suspensos no meio líquido (lentamente biodegradáveis). (MELO JÚNIOR, 2003).

Os sólidos orgânicos dissolvidos são utilizados diretamente pelas bactérias heterotróficas principais responsáveis pela redução da  $DBO_{5,20}^{\circ}C$  nos sistemas de wetlands como informa COOPER *et al.* (1990), enquanto os sólidos em suspensão são convertidos em solúveis pelo mecanismo da hidrólise, que é realizada pela atuação de enzimas intra e extracelulares produzidas pelas bactérias e que servem de catalisadores nas reações de oxidação (METCALF e EDDY, 1991).

Os processos de degradação da matéria orgânica nas águas são governados por vários receptores de elétrons disponíveis no meio, sendo que o sistema utiliza aquele que produz a mais alta quantidade de energia. Por essa razão, o oxigênio dissolvido é utilizado primeiramente, fazendo com que o sistema deixe de ser aeróbio. Caso haja nitratos disponíveis no meio líquido, os organismos aparelhados para utilizá-los na respiração passam a fazê-lo convertendo o nitrato a nitrogênio gasoso (desnitrificação), condição anóxica (ausência de  $O_2$  dissolvido e presença de nitratos). Quando se extingue têm-se as condições anaeróbias estritas, sendo utilizados os sulfatos, que são reduzidos a sulfetos, e o  $CO_2$  que é convertido a metano. (METCALF e EDDY, 1991).

### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 ESTUDO DE CASO

O sistema de wetlands construída, também denominadas leitos cultivados (conforme literatura anterior), utilizado na pesquisa do Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) encontra-se implantada na Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI) na UNICAMP, com: latitude **S22°53'20"** e longitude **W47°04'40"**. (MELO JÚNIOR, 2003). O sistema tem a finalidade de realizar a depuração do esgoto da FEAGRI.

O sistema desenvolvido e em operação possui antes do sistema de wetlands, um sistema para estabilização de lodo baseado num tanque séptico modificado que funciona como um mini reator anaeróbico para o tratamento primário. Tal sistema possui três caixas de água, sendo duas de 500 ml e uma de 1000 ml.

A figura 2 apresenta uma visão do sistema de retirada de esgoto da caixa de distribuição. O escoamento do esgoto é realizado por gravidade devido à diferença de cotas que auxilia no transporte do efluente. É utilizado no sistema tubular PVC de 1" (polegada).

Figura 2 – Caixa de areia com as mangueiras coletoras.



Após a coleta das águas residuárias, o sistema é direcionado para o sistema de tanque séptico modificado, observado na figura 3.

Figura 3 –Tanque séptico utilizado na distribuição da água residuária.



O sistema de wetlands, ou leitos cultivados, que vem na etapa seguinte após a fase de pré tratamento realizada pelo tanque séptico (figura 3), onde existe uma caixa para distribuição no sistema de wetlands, conforme figura 4.

Figura 4 –Visão da caixa de distribuição e sistema de wetlands.



O sistema de wetlands é constituído por seis células que englobam o sistema. Sendo três de perfil retangular de dimensões 4x1 m e três de perfil quadrado com dimensões 2x2 m.

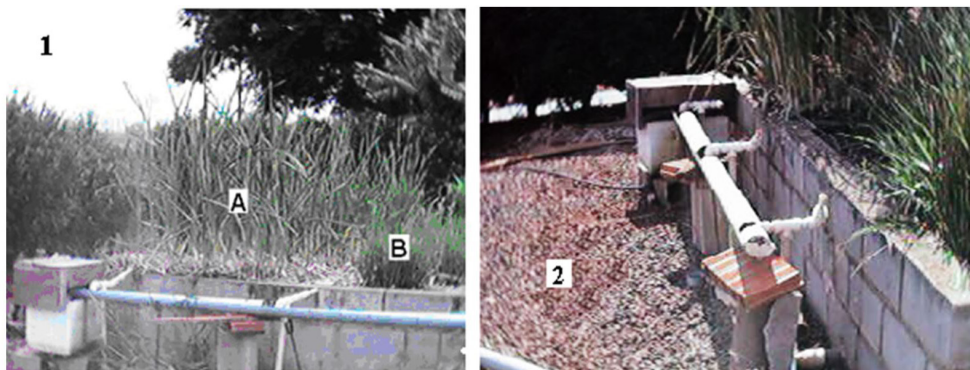
As *wetlands* estão distribuídas em áreas com macrófitas da espécie *Typha sp.* (01 perfil quadrado e 01 retangular) e *Eleocharis* (01 perfil quadrado e 01 retangular) e ainda duas áreas restantes (quadrado e retangular) apenas com material suporte (brita) para acompanhamento do grau de remoção de nutrientes com e sem a presença de macrófitas.

Em cada célula existe um dreno com tubo de PVC de 2", com furos de 10 mm de diâmetro espaçados de 10 cm em 10 cm, localizados na parte superior e nas laterais

do tubo, permitindo um acúmulo de líquido no interior dos leitos, impedindo assim uma drenagem total do afluente.

O efluente é captado ao final de cada célula dentro de uma calha de PVC (figura 5) que se encarrega de enviar o esgoto para uma caixa de areia coletora.

Figura 5 – Em (1) observa-se um leito com *Typhasp.* (A) e um com *Eleocharis* (B). Dreno do leito e detalhe da calha coletora (2) do efluente dos leitos.



A *Wetlands* utilizada no estudo foi a de dimensões 4x1 m (figura 6) denominado para efeito de referência no estudo de **leito 2**, cultivada com macrófita da espécie *Typha sp.* O material suporte utilizado no leito é brita n.º 2 de diâmetro efetivo 25 mm.

Figura 6 – Célula retangular (4x1m). Pode-se verificar a existência do material de suporte brita n.º2 juntamente da linha em PVC de distribuição.



Foi utilizado um procedimento de construção análogo ao desenvolvido por VALENTIM (1999), onde a altura da lâmina d'água dentro de cada célula é regulada por um dispositivo com deslocamento angular de 180° em relação ao eixo y, de onde saem mangueiras de 1", que desviam o fluxo para o sistema de drenagem e deste para a rede coletora.).

O sistema projetado tem um tempo de detenção hidráulico ( $\theta_h$ ) estimado em 1,5 dias para o sistema, pois o sistema possui uma vazão afluyente de escoamento de  $2 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ . Relembrando que o dimensionamento do tempo de detenção,  $\theta_h$ , é dado pela equação 1, que o dimensionamento leva em conta o volume compartimentado (V) e a vazão (Q) de escoamento (PORTO, 1999).

$$\theta_h = \frac{V}{Q} \quad \text{Equação 1}$$

### 3.2 FASE DE COLETAS

Para o estudo de caso foram monitoradas e retiradas amostras de entrada (afluyente) e saída (efluyente) para após as análises de nitrato e amônia, avaliar a eficiência de depuração do sistema de wetlands. Onde o estudo se concentrou no mês de janeiro nos dias 8 à 12 de janeiro de 2018.

Obedecendo a um critério levantado por MELO JÚNIOR (2003) sobre a fase de pico de eficiência de sistemas de wetlands com *Typha sp*, conhecida popularmente por Taboa, o horário de retirada de amostras foi às 14 horas.

As amostras foram armazenadas em garrafas PET de 500 ml (figura 7) para posterior estudo em laboratório das concentrações.

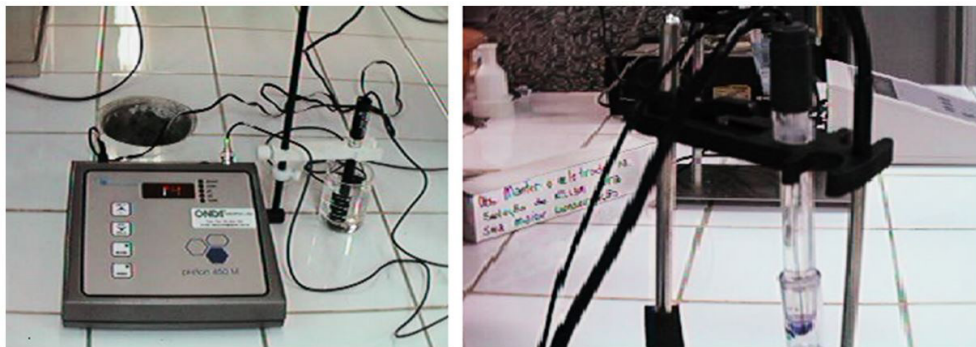
Figura 7 – Amostra de água residuária coletada.



### 3.3 ANÁLISE COMPOSTOS NITROGENADOS – NITRATO E AMÔNIA

Para a análise das concentrações dos compostos nitrogenados foi utilizado o equipamento ANALYSER PH/ION 450M (figura 8) que fornece os valores em mV.

Figura 8 – Foto do aparelho ANALYSER PH/ION 450M de leitura (em mV) de amônia e nitrato. Em destaque um dos eletrodos usados na leitura.



Para se efetuar as medidas no ANALYSER PH/ION 450M, necessita-se primeiro em preparar as amostras para leitura, onde o preparo delas consiste em encontrar a curva padrão. Isso garante que a leitura não saia da faixa padrão de variação.

Inicialmente para preparação da curva padrão do nitrato, preparam-se soluções de concentrações diluídas de sulfato de amônio  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ , denominada de solução ISA, em água destilada.

Para tanto, pegam-se 25 ml de  $\text{H}_2\text{O}$  destilada e acrescentam-se 25 ml de nitrato, obtido pela junção de 1,37 gramas de nitrato de sódio em 1000 ml de água destilada.

Em seguida transfere-se 25 ml da solução padrão de nitrato de sódio para um balão volumétrico de 50 ml, acrescentando-se 25 ml de água destilada.

Depois se pipetam volumes distintos de 2,0 ml; 1,0 ml; 0,5 ml; 0,25 ml e 0,10 ml respectivamente da solução padrão de nitrato de sódio em balões volumétricos de 25 ml e acrescenta-se 0,50 ml da solução ISA.

A solução ISA é importante pelo fato dela promover o aumento da eficiência de leitura, uma vez que ela aumenta a força iônica das moléculas presentes na solução.

Feito a calibração, pipeta-se 25 ml da amostra de água residuária num Becker de 50 ml e acrescenta-se 0,50 ml de solução ISA. Em seguida efetua-se a medida no ANALYSER PH/ION 450M com o eletrodo de leitura de nitrato.

As análises de amônia obedecem ao mesmo procedimento das de nitrato, sendo a solução padrão utilizada neste caso  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_3$  2M, onde se dilui 5,0 ml da solução padrão em 25 ml de água destilada em concentrações 0,1 M; 0,05 M; 0,01 M; 0,005 M e 0,001 M. Com a curva padrão montada, pipeta-se 25 ml da amostra de água residuária em Becker de 50 ml e acrescenta-se 0,50 ml de solução ISA e inicia-se a leitura com o eletrodo de leitura para amônia.

## 4 RESULTADOS

### 4.1 ANÁLISE DE COMPOSTOS NITROGENADOS

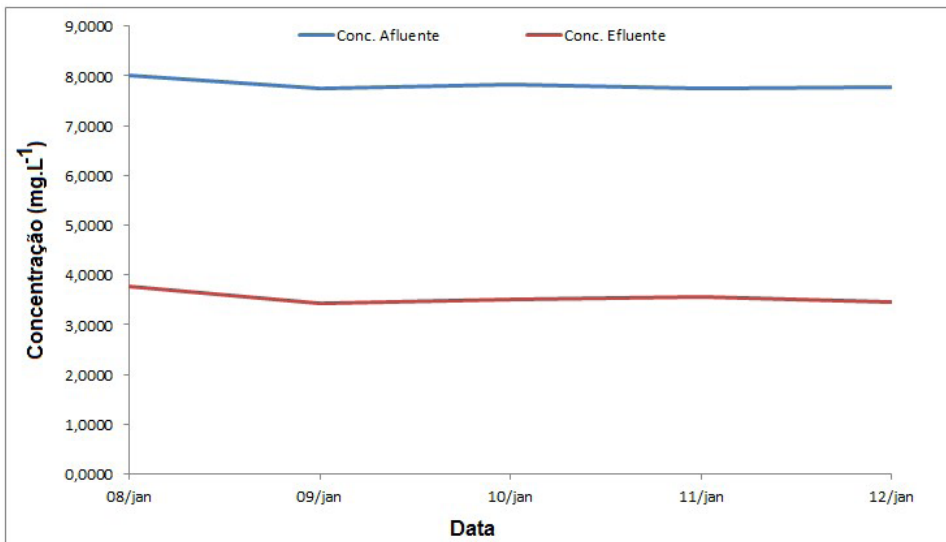
Conforme MELO JÚNIOR (2003) os principais processos de transformação química do nitrogênio ocorridas em wetlands são a amonificação (transformação biológica do nitrogênio orgânico a amônia), nitrificação (oxidação microbiológica da amônia a nitrato), desnitrificação (redução do nitrato ou nitrito), fixação biológica (redução de gás nitrogênio a amônia) e assimilação (conversão de íon amônio e nitrato a compostos orgânicos).

Em wetlands, a quantia total de nitrogênio presente na coluna d'água é calculada somando-se o valor de NTK (amônia e nitrogênio orgânico) às concentrações de nitrato e nitrito. Na próxima fase são apresentados os valores para as concentrações afluente e efluente dos compostos nitrato e amônia para o sistema de wetlands na célula denominada leito 2.

### 4.2 ANÁLISE DE NITRATO ( $\text{NO}_3^-$ )

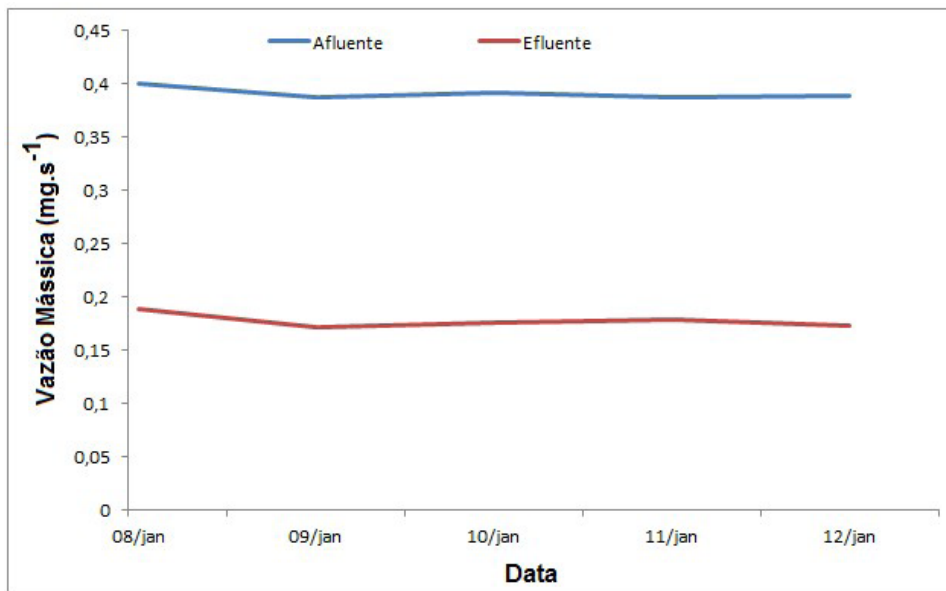
Durante a semana de coletas, com vazão regulada em  $2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ , ou no Sistema Internacional (S.I.) com a conversão pelo processo de análise dimensional para  $2,31 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , foi obtido uma curva homogênea de entrada no sistema e para saída os valores tiveram um comportamento estável (figura 9).

Figura 9 – Relação das concentrações de entrada (afluente) e saída (efluente) para o nitrato.



A figura 10 apresenta o comportamento da vazão mássica para o nitrato, onde pelo perfil constante de vazão o gráfico tem perfil análogo à figura 9, contudo nessa nova figura têm-se as massas em tempo para o composto nitrato.

Figura 10 – Relação das vazões mássicas de entrada (afluente) e saída (efluente) para o nitrato.



A tabela 1 apresenta uma relação percentual da eficiência do sistema para o composto nitrato.

Tabela 1 – Perfil da eficiência da remoção de massa de nitrato no leito 2.

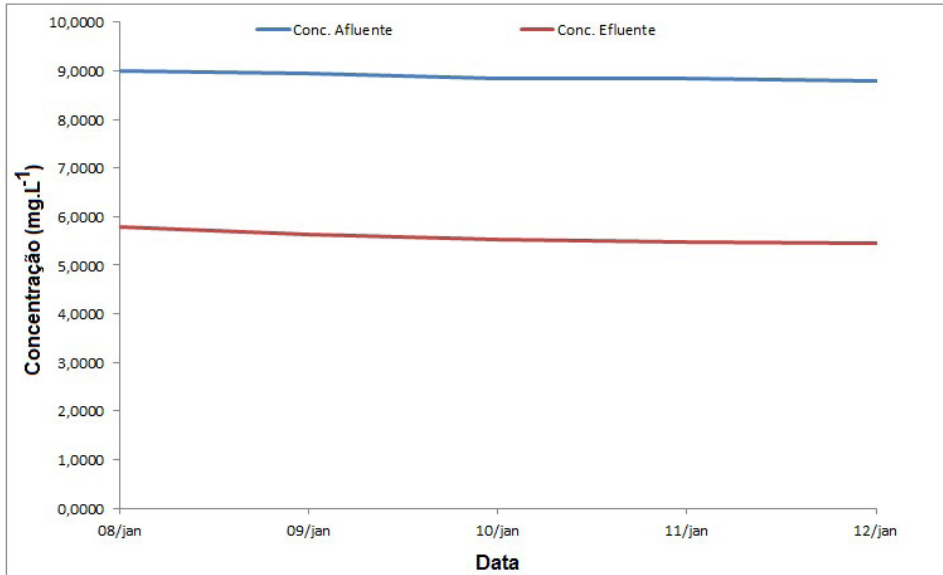
<b>DATA em Janeiro de 2018</b>	<b>Eficiência Percentual (%)</b>
08	52,86
09	55,77
10	55,12
11	54,02
12	55,71
<b>MEDIA</b>	<b>54,70</b>

#### 4.3 ANÁLISE DE AMÔNIA (NH<sub>3</sub>)

Para a concentração de amônia os valores de concentração são apresentados na figura 11.

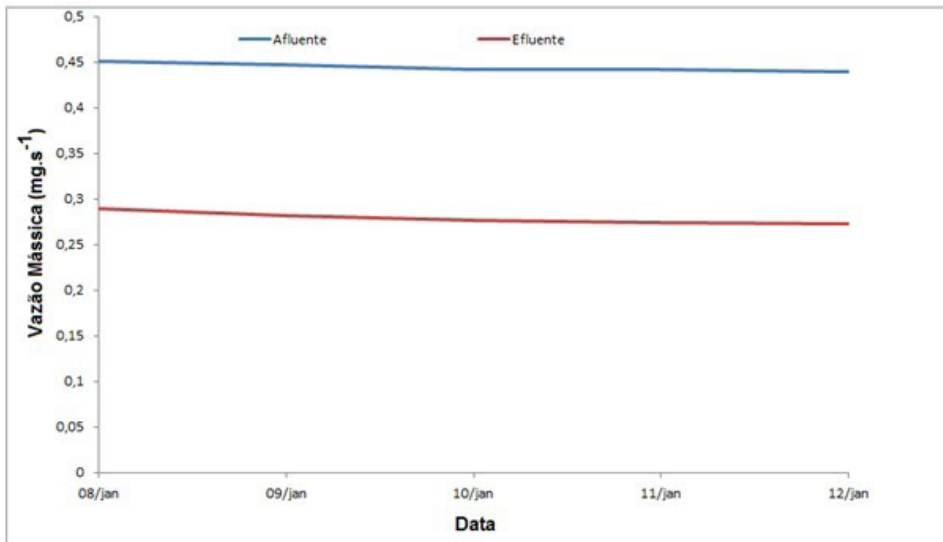


Figura 11 – Relação das concentrações de entrada (afluente) e saída (efluente) para a amônia.



De modo análogo a seção que tratou da vazão mássica para nitrato, a vazão mássica para amônia pode ser observada na figura 12, a seguir.

Figura 12 – Relação das vazões mássicas de entrada (afluente) e saída (efluente) para a amônia.



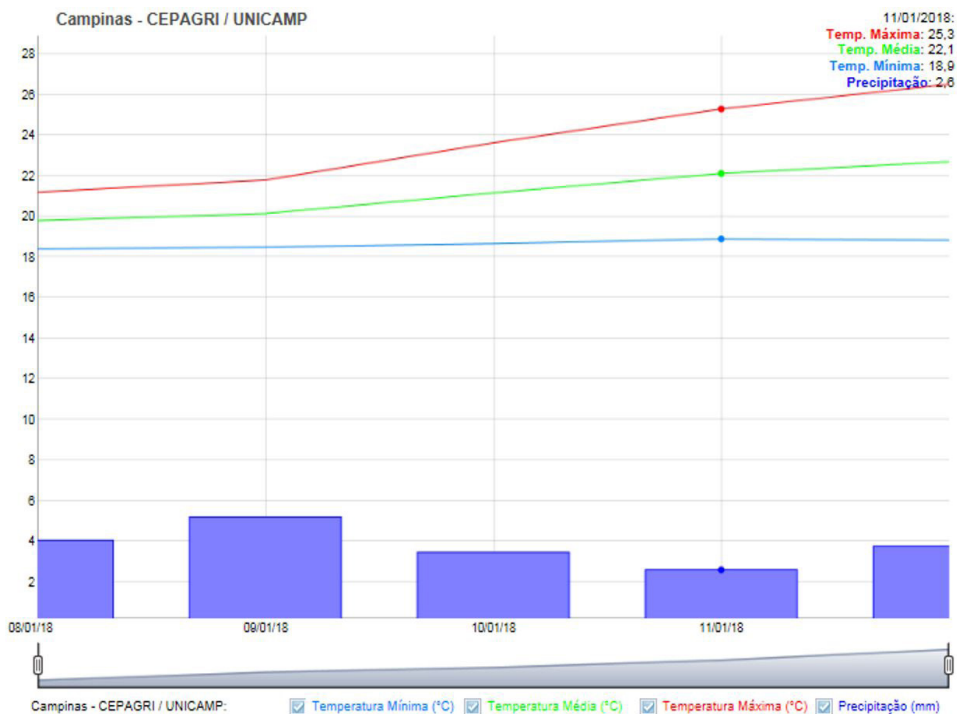
A tabela 2 apresenta uma relação percentual da eficiência do sistema para a amônia.

Tabela 2 – Perfil da eficiência da remoção de massa de amônia no leito 2.

DATA em Janeiro de 2018	Eficiência Percentual (%)
08	35,89
09	37,10
10	37,57
11	38,04
12	37,99
<b>MÉDIA</b>	<b>37,32</b>

Na figura 13, através do levantamento de dados climáticos para o período e estudo a partir do CEPAGRI, Centro Pesquisas Agrícolas, que realiza o monitoramento dos parâmetros climáticos da região, observa-se um perfil com poucas variações bruscas.

Figura 13 – Variação térmica durante a semana de estudo (FONTE: CEPAGRI, 2018).



Nota-se também a partir da figura 13 que o gráfico de variação pluviométrica teve poucas variações, ficando na faixa dos 4 mm. Com um valor máximo de temperatura de 26°C para o último dia de levantamento, tendo ainda que a temperatura média no período de pesquisa ficou em 22,1°C.

Tais constatações mostram que para um perfil de temperatura sem grandes variações a atividade ecofisiológica da taboa permanece constante, o que reflete na ação de remoção dos compostos nitrogenados presentes no esgoto.

## 5 CONCLUSÃO

O trabalho teve um papel importante por analisar dois compostos nitrogenados importantes para a depuração, nitrato e amônia.

Pode-se observar que a remoção no período foi substancial para nitrato, tendo percentuais na faixa dos 50%, enquanto que para amônia o valor girou na faixa dos 37%.

O sistema tem grande potencial de utilização, uma vez que pelo custo de implantação e operação na faixa dos 15 mil reais é possível obter uma água de reuso de padrão aceitável para certas culturas agrícolas, bem como para uso em processos de descarrega de vasos sanitários.

Tal potencial de utilização do sistema de wetlands permite destacar como uma fonte importante para utilização em pré-tratamento residual de esgoto doméstico, uma vez que adoção de sistemas convencionais como Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) tornam-se caras e necessitam de grandes investimentos públicos, além da própria ação do Estado.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBIZZATI, E. C.; MEIRELLES, T. P.; TELES, W. M. **Comparativo entre estações de tratamento de efluentes convencionais e jardins filtrantes**. BE\_310 CIÊNCIAS DO AMBIENTE – UNICAMP, p. 1,4, Campinas, 2012.

COOPER, P.F. & FINDLATER, B.C. (Eds.). **Constructed Wetlands in Water Pollution Control**. Pergamon Press, Oxford, U.K., 1990.

FERREIRA, Cristina de Arruda; PAULO, Paula Loureiro. **Eficiência de wetlands construídos para o tratamento domiciliar de água cinza com configuração diferenciada**. Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, p.1, 2, Campo Grande – MS, 2009.

IDEC Laboratories, Inc. **Manual de instruções para análises de coliformes total e fecal utilizando Colilert**. F.E. Division, Brasil. 2004.

KADLEC, R.H. & KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands**. CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA, 1996.

METCALF e EDDY, **Wasterwater engineering – treatment, disposal and reuse**. New York: McGraw Hill Inc, 3ª edição, 1991.

MELO JÚNIOR, A. S. **Dinâmica da remoção de nutrientes em alagados construídos com *Typha sp.*** Dissertação de Mestrado. UNICAMP. 2003.

PORTO, R. M. **Hidráulica Básica**, 2 edição, EESC – USP, 1999.

PHYTORESTORE. **Despoluição de água e efluentes através de jardins filtrantes**. Revista Hidro, p. 6, 7, agosto de 2010.

PHYTORESTORE. **Vantagens dos Jardins Filtrantes® sobre outros tipos de ETE**. Documentação interna da empresa, Campinas, 2012.

REED, S.C., MIDDLEBROOKS, E.J. & CRITES, R.W. **Natural Systems for WasteManagement and Treatment**. Mc-Graw-Hill Book Company, New York, 1988.

SALATI, Eneida. **Utilização de Sistemas de Wetlands Construídas para Tratamento de Águas**. Biológico, V.65, nº.1/2, p.113-116, São Paulo, janeiro a dezembro de 2003.

SALATI, Eneas; FILHO, Eneas Salati; SALATI, Eneida. **Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas**. Instituto Terramax - Consultoria e Projetos Ambientais LTDA, p.1-15, Piracicaba/SP, 04 de Abril de 2009.

SOUSA, José Tavares de; HAANDEL, Adrianus C. van; LIMA, Eduardo Pedroza da Cunha; HENRIQUE, Israel Nunes. **Utilização de Wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB**. Engenharia Sanitária e Ambiente. Volume 9, nº4, Rio de Janeiro, Outubro a Dezembro de 2004. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522004000400004](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522004000400004)>. Acesso em: 08 de dezembro de 2017.

TFG (blog). **Meio Ambiente + Interesse Público Coletivo, Os jardins filtrantes do Parque Chemin de l'Île em Nanterre, França**. 23 de outubro de 2011. Disponível em:<[http://meioambientefrancine2sem2011.blogspot.com.br/2011\\_10\\_01\\_archive.html](http://meioambientefrancine2sem2011.blogspot.com.br/2011_10_01_archive.html)>. Acesso em: 15 de dezembro de 2017.

VALENTIM, MARCELLUS A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado**. 119p. Tese (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, 1999.

WATSON, J.T. & HOBSON, J.A. **Hydraulic design considerations and controlstructures for constructed wetlands for wastewater treatment**. In *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Municipal, Industrial and Agricultural, editado por Hammer, D.A., Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, pp. 379-391, 1989.

## SOBRE O ORGANIZADOR

**ARISTON DA SILVA MELO JÚNIOR** - GRADUADO em Engenharia agrícola e civil pela Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP; com PÓS-DOUTORADO no estudo de sinterização e obtenção de compósitos de terras raras em células à combustível pelo Centro de Ciências de Tecnologia de Materiais (CCTM) e PÓS-DOUTORADO no estudo da poluição atmosférica e a contribuição dos gases de efeito estufa (GEE) no impacto ambiental pelo Centro de Química e Meio Ambiente (CQMA) ambos realizados no Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN) da Universidade de São Paulo - USP. MESTRE em Engenharia de Recursos Hídricos - Água e Solos no estudo da relação e interferência dos parâmetros ecofisiológicos de macrófitas na depuração de esgoto doméstico na Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI) da UNICAMP. DOUTOR em Engenharia de Recursos Hídricos e Energéticos estudando a relação e presença de metais pesados dispersos na atmosfera através da coleta de material particulado PM10 e análise pelas técnicas de reflexão total por raios X e microfluorescência com uso de radiação síncrotron aplicadas às análises pela Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (FEC) da UNICAMP. Possui mais de 45 artigos publicados com temática no uso da engenharia e tecnológicas de ponta e alternativas para estudo dos processos de tratamentos de resíduos líquidos, gasosos e sólidos. Autor de 5 livros técnicos e de 2 capítulos de livros na área de engenharia civil e sanitária. Membro da Associação de Engenheiros da SABESP (Companhia de Saneamento Básico de São Paulo) atuou como avaliador e examinador na IBFCRL para concursos públicos na área de engenharia civil e agronomia, além de participar em bancas de mestrado e de concursos na UNICAMP e no IFSP. Adepto do ensino continuado realizou mais de 102 cursos de aperfeiçoamento no ensino superior pela Universidade Federal do Ceará, pela Universidade Estadual do Maranhão e outras IES. Possui mais de 10 anos no ensino superior na Universidade Paulista (UNIP); Faculdades Metropolitanas Unidas (FMU); Universidade Braz Cubas e FATEC-SP. Sendo professor nos cursos de Engenharia: Civil; Sanitária e Ambiental; Elétrica; Mecânica; além dos cursos de tecnologia de edifícios; gestão ambiental e arquitetura e urbanismo. Foi coordenador geral do curso de engenharia civil na FMU durante a gestão de 2015-2016. Tem como linha de pesquisa o estudo contínuo de novas tecnologias de tratamento de resíduos sólidos e líquidos para depuração e conservação do meio ambiente, atuando como pesquisador colaborador na USP e UNICAMP.

Endereço para acessar este CV: <http://lattes.cnpq.br/0010807076892082>

## ÍNDICE REMISSIVO

### A

Avaliação ambiental 1, 2, 3, 8, 11, 12, 13

### C

Contaminação 21, 22, 26, 51

### D

Descarbonização 36, 37

### E

Ecologia 50, 91, 94

EDAR 78, 81, 84, 86, 87, 88, 89

Engenharia 14, 21, 23, 34, 36, 50, 64, 93, 98, 108

Envolvimento dos cidadãos 15

Escassez de água 36, 53

Esgoto 21, 26, 28, 29, 52, 53, 54, 55, 59, 60, 63, 64, 91, 92, 93, 95, 98, 100, 107

Estado químico 6, 78, 79, 83

Estado y potencial ecológico 78

Experimental study 65

### G

Gestão 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13

### M

Meio ambiente 50, 51, 52, 63, 91, 108

### N

Natureza em Zonas Urbanas 36

Normas de calidad ambiental 78, 80, 81, 83, 84, 86, 89

### P

Pegada Hídrica 14, 15, 16, 17, 18, 19

Planeamento 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12

Poupança de Água 15, 17, 19

## R

Recursos hídricos 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 20, 50, 51, 91

Redutores de Caudal 14, 15, 19

Reuso 21, 30, 34, 53, 54, 63, 91, 94, 107

## S

Saneamento 15, 21, 23, 35, 50, 51, 52, 58, 64, 92

## T

Tejo 1, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 13

Tratamento 17, 21, 22, 23, 25, 26, 27, 28, 29, 34, 35, 50, 52, 53, 54, 56, 57, 58, 59, 62, 63, 64, 91, 92, 93, 94, 95, 96, 98, 99, 107, 108

Turbulent flow 65, 66, 68, 70, 73, 76, 77

## V

Vegetated corridor 65, 66, 71

Vertido 78, 85, 86, 87, 88, 89