4th IWA-YWP SPAIN NATIONAL CONFERENCE

2024 BILBAO Inspiring Tomorrow's Water Leaders Today

29-31 OCT

BILBAO

BOOK OF ABSTRACTS

IWA the international water association YOUNG WATER PROFESSIONALS SPAIN

ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE EMPRESAS GESTORAS DE LOS SERVICIOS DE AGUA URBANA

Aeas Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento

"BBUP" Uraren Gela Aula del Agua "CABB"

URA AGUA

Bilbao Bizkaia Ur Partzuergoa
Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia

BOOK OF ABSTRACTS
IWA Young Water Professionals Spain
Conference 2024
Editor: Rebecca Serna García

De los textos: sus autores
De los dibujos y gráficos: sus autores

ISBN
978-84-09-67729-0

COMMITTEES

Organizing Committee

Maitane Diez (chair)	SEIPA	María del Rosario Rodero	U. Valladolid, ISP
Rebecca Serna García (co-chair)	U. Valladolid, ISP	Marina Jiménez	Aqualia
Abril Prats	U. de València	Miriam Carolina Pérez	Acciona
		Núria Zamorano López	Acciona
Alicia Ayuso	AGA-AEAS	Patricia Ruiz	AINIA
Ana Escalona Corral	Acciona	Pilar Sánchez	ICN2
Belén Ramos	AGA-AEAS	Rafael Bergillos	U. Politècnica de València
Blanca Torres	Sener	Rosa Jennifer Buena	Canal de Isabel II
Carlos Tomé	Canal de Isabel II	Rosario Arnau	Hydrens
Carmen Espartal	Global Omnium	Stéphanie Aparicio	Global Omnium
César Hidalgo	Bombas Grundfos	Tamara Guijarro	Sorigué
Daniel Herrero	BOSLAN	Zoe Barreno	Aqualia
David Cuesta	Ansareo	Gorka Ruiz	Aula del Agua “CABB”
Elena de la Torre	Gestagua	Íñigo Fernández	Aquambiente
Jaume Cotolí	Global Omnium	Ander Farre	SEIPA
Jesús Godifredo	AINIA	Jesús Mateos	Canal de Isabel II
Laura González	Canal de Isabel II	Jorge Pulido	Xylem

Scientific Committee

Rebecca Serna García	U. Valladolid, ISP	Núria Roigé	AGBAR
Silvia Greses Huerta	U. de València	Antonio Bolinches	Bombas Grundfos
Mercedes Llamas Redondo	Repsol	Jorge Rodríguez Chueca	U. Politécnica de Madrid
Núria Zamorano López	ACCIONA	Jakub Sochor	U. Técnica Checa, Praga
Miguel Valbuena	Sener	María Belén Carboneras	Captoplastic
Leonardo Bayas Jiménez	U. de Catania	Yadira Rodriguez	U. Valladolid, ISP
Aina Soler Jofra	ACCIONA	Celia Ortega Flores	Canal de Isabel II
Andres Felipe Torres	U. Valladolid, ISP	Najib Boubakri	IIAMA, UPV
Rosario Arnau	HYDRENS	Rubén Hervás Martínez	Global Omnium
Oriol Casabella i Font	U. de Girona	Enrique Romero Frasca	AQUALIA
Darío de Frutos Subtil	Spiral	Alba Pedrouso Fuentes	U. Santiago de Compostela
Ana García	Bombas Grundfos	Rodrigo Guerrero	U. Complutense de Madrid
Jose Luis Marín Delgado	AQUALIA	Carmen Espartal	Global Omnium
Natalia Alegria	UPV/EHU	Rodolfo Palomo	U. Valladolid, ISP
David J. Vicente González	CIMNE	Enrique Escrig Torres	Global Omnium
Sara Cantera Ruiz	U. Valladolid, ISP	Javier Rozas Martínez	Global Omnium
Raquel Lebrero	U. Valladolid, ISP	Cinthia E. Padilla	U. de Girona
Pilar Sánchez Peña	ICN2	Eva Fernández Palacios	YWP-Spain
Jesús Godifredo	AINIA	Jaume Cotolí	Global Omnium
Albert Galizia	U. de Girona	Jordi Carrillo Abad	U. de València
Andrea Paindelli	Veolia, AGBAR	Rafael Bergillos	U. Politècnica de Valencia
Miguel Roldán Albaladejo	HYDRENS	Antonio Bolinches	Bombas Grundfos
		Jesús Quintana Terriza	U. Politécnica de Madrid

ORGANIZING:

the international water association

YOUNG WATER PROFESSIONALS SPAIN

ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE EMPRESAS GESTORAS DE LOS SERVICIOS DE AGUA URBANA

Aeas
Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento

"BBUP" Uraren Gela
Aula del Agua "CABB"

Universidad del País Vasco
Euskal Herriko Unibertsitatea

BILBOKO INGENIARITZA ESKOLA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE BILBAO

URA
AGUA

Bilbao Bizkaia Ur Partzuergoa
Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia

Welcome to 4th IWA-YWP Spain National Conference 2024

The Organizing and Scientific Committees were thrilled to warmly welcome you to the 4th IWA-YWP Spain National Conference 2024, held from October 29 to 31, in Bilbao, Spain.

The YWP Spanish Chapter, established during the 13th IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies in Jerez de la Frontera (2016), has grown remarkably since its inception. The chapter's founding Steering Committee, led by Marina Arnaldos Orts, initiated a dynamic wave of activities that positioned it as a key reference point in the Spanish water sector. The inaugural IWA-YWP Spain Conference, hosted in Bilbao in 2017, marked a major milestone by significantly increasing membership and receiving the iAgua Award for Best Association of 2017. Building on this success, the second and third IWA-YWP Spain Conferences, held in Madrid (2019) and Valencia (2022), further solidified the chapter's prominence. Today, the YWP Spanish Chapter boasts a making the 4th IWA-YWP Spain National Conference a success. Your contributions continue to shape the future of water research and innovation.

The 2024 conference aimed to spotlight cutting-edge advancements in water research while fostering the growth of the next generation of water leaders. Over three exciting days, attendees enjoyed 10 keynote addresses from leading experts, 42 oral presentations, 15 micro-presentations, 45 posters, 4 engaging workshops, and 7 insightful roundtables. This diverse program offered an unparalleled platform for sharing ideas, networking, and collaborative learning.

We extend our deepest gratitude to all participants for joining us in Bilbao and making the 4th IWA-YWP Spain National Conference a success. Your contributions continue to shape the future of water research and innovation

Maitane Diez
Organizing Committee Chair

Rebecca Serna García
Scientific Program Chair

Case of study **Nro. 2**

Evaluation of chemical and microbial risk of drinking water for the optimisation of AOP to prevent DBPs formation:

L. Ferràndez-Galceran[1,2*], A.Cabrera-Codony[1], D. Abert[1] , P. Agustí[2] , H. Monclús[1]**

[1]LEQUIA, Institute of the Environment, Universitat de Girona, C/Maria Aurèlia Capmany 69, 17003 Girona, Catalonia, Spain. * First autor e-mail: [laura.ferrandez@udg.edu]
[2] Fisersa de serveis, C/d'Alemanya 5, 17600, Figueres, Catalonia, Spain.
** Corresponding author: [hector.monclus@udg.edu]

Keywords: natural organic matter; disinfection by-products; ozone

Abstract: The presence of natural organic matter (NOM) is the main cause for disinfection byproducts (DBP) formation, upon final chlorination. In this context, drinking water managers must maximize NOM removal and optimize chlorine dosage. In this study, water samples from surface reservoir and lab-scale treatment were combined with various unit operation and Advanced Oxidation Processes (AOPs) combinations. The impact of the experiments on the structure of the Natural Organic Matter (NOM) was evaluated as well as the formation of biodegradable compounds and the disinfection by-products (DBP) formation.

Introduction

The global deterioration of water quality within the climate change context leads to the increasing occurrence of chemical and microbial risks for human health (Richardson, 2014). Thus, many countries are treating water to remove the natural organic matter (NOM), which is a precursor of disinfection by-products (DBPs) formation when using chlorine as disinfecting agent in drinking water treatment plants (DWTPs) around the world. Aiming at reducing the formation DPBs formation potential, DWTPs must i) optimize the NOM removal and ii) optimize the chlorine dosage. In this context, the use of technologies based on advanced oxidation processes (AOP) is growing interest in drinking water applications (Guo et al., 2022). We investigated the changes on the NOM structure and reactivity caused by ozone, coagulation-flocculation and activated carbon filtration that affect biodegradability and microbial re-growth as well as their role as DBP precursors.

Material and Methods

Ozonation tests: Ozone was generated by a laboratory generator (COM-AD-01 IP Esaltia) from oxygen (SEP 10 Esaltia) with effective ozone production in the feed gas of 2,7 g O_3/h. **Coagulation-Flocculation-Sedimentation**: For a set of experiments using a six-paddle programmable jar tester from Phipps & Bird (7790-910, Richmond, VA, USA), the aluminum polychloride (PAC) was used. The conditions applied were: i) quickly mixing (200 rpm) for 5 min, ii) slow stirring mode (50 rpm) for 20 min and iii) sedimentation with retention time of 40 min. **Activated carbon**: The main textural characteristics of ACs, were obtained by means of high-resolution adsorption–desorption equilibrium isotherms of various gases (N_2 at 77 K and CO_2 at 273 K) measured in volumetric analyzers (3Flex from Micromeritics, and Autosorb 6B from Quantachrome). The specific surface area (S_{BET}) and pore size distribution were determined. The contact time of the ACs was 24h. **Chlorination**: Sodium hypochlorite 10% solution was used to treat the samples at 1 mg L^{-1} as free chlorine. The chemical

contact time evaluated was 24 and 48h. Ascorbic acid was added to quench residual free chlorine. **Analytical procedures:** UV-Absorbance, turbidity and Fluorescense parameters were measured with Cary 3500 UV-Vis from Agilent, TU5200 from Hach and Cary Eclipse Fluorescense spectrometer from Agilent. A quartz cell with a 1-cm pathlength was used for UV-Absorbance and fluorescense analysis. Fluorescense parameters were as follow: excitation 220-450 nm (5 steps), emission 250-580 nm (5 steps) and 5 nm slit width and 0,0025 s integration time. **DBP analysis**: Volatile DBP were determined in headspace by a gas chromatograph coupled to a mass spectrometry detector (7980B series GC-MSD, Agilent Technologies). **AOC analysis**: AOC analysis was conducted using Kooij's method (1982) with Pseudomonas fluorescens P17 and Spirillum NOX strains. Stock cultures were prepared by cultivating single colonies from R2A agar plates. Water samples were pasteurized, inoculated with the stock cultures, and incubated for 5 days at 23°C. Finally, the heterotrophic plate counting (HPC) method was used to perform colony enumeration.

Results and Discussion

Process optimization: spend of O3, PAC and AC reduction: A set of experiments were performed with samples collected at Figueres DWTP. Briefly, raw water samples were ozonized at a range of O3 doses from 0 to 5 ppm. Thereafter samples were coagulated with PAC and flocculated to determine the minimal PAC dose required. Once the optimal O3 and PAC dose were selected, a set of activated carbons were tested. To evaluate the efficiency of the overall steps, samples were finally chlorinated.

Effects of treatment train on NOM removal: The efficiency of each treatment unit separately was evaluated by means of the abetment of turbidity, UV254 and Fluorescense Excitation-Emision analysis. As observed in Table 1, the main reduction in the UV254 absorbance and turbidity takes places after AC adsorption in combined use with ozone and coagulation-flocculation units. At the same time, Table 1 depicts the outcomes of fluorescense reduction, observing the high reductions in humic, fulvic and protein fractions after the coagulation-flocculation and activated carbon treatment combination.

Chemical risk: Effects of treatment on THMs formation: Following the assessment of organic matter reduction, the treated samples underwent chlorination to evaluate the formation potential of trihalomethanes (THM-FP) after 24 hours. The distribution of the four most prevalent types of THMs across different unit operations within the treatment plant is depicted in Figure 1. Notably, $CHCl_3$ emerged as the predominant compound across all analysed samples. A positive correlation between the extent of treatment applied and the achieved reductions in PF-THM suggests a strong association between precursor natural organic matter and THM formation.

Microbial risk: Effects of treatment on AOC formation: The analysis of assimilable organic carbon (AOC) provides insights into the biostability of water samples, indicating the potential for microbial growth and the need for further chlorination. AOC levels were measured for water samples collected at the Figueres DWTP. In the raw water sample, the average of P17 was 477 CFU/mL, indicating a relatively high level of microorganisms present in the untreated water. After ozonation, a reduction in the average to 312 CFU/mL was observed, suggesting that ozonation effectively reduces microbial populations in the water. Following the activated carbon (AC) filtration step, there was a substantial reduction in the average to 92 CFU/mL,

indicating that AC filtration is effective in removing remaining microorganisms from the water.

Figures and Tables

Table 1. Turbidity, UV254 and fluorescense reductions after various combined treatments.

Sample treatment	Reagent dose	Reduction (%)				
		Turbidity	UV254	Humic fraction	Fulvic fraction	Protein fraction
Ozonation I	5 ppm O3	15,83	20,08	58,33	7,88	49,78
Ozonation II	2,5 ppm O3	25,19	12,05	51,44	0,00	0,00
Post coagulation-flocculation	30 ppm PAX	41,58	1,20	12,99	0,00	0,00
Post ozonzation I + Coagulation-flocculation	5 ppm O3 + 30 ppm PAX	64,33	8,43	67,62	0,00	0,00
Post ozonzation II + Coagulation-flocculation	2,5 ppm O3 + 30 ppm PAX	50,25	10,84	53,79	0,00	0,00
Post coagulation-flocculation + AC-1	30 ppm PAX + 1g/L AC-1	73,87	37,42	**85,37**	**60,29**	**77,07**
Post coagulation-flocculation + AC-2	31 ppm PAX + 1g/L AC-2	74,18	48,60	**86,37**	**78,67**	**82,43**
Post ozonzation I + Coagulation-flocculation + AC-1	5 ppm O3 + 30 ppm PAX + 1g/L AC-1	**77,53**	**33,33**	62,91	12,00	0,00
Post ozonzation I + Coagulation-flocculation + AC-2	5 ppm O3 + 30 ppm PAX + 1g/L AC-2	**78,23**	**43,32**	89,27	63,44	72,40
Post ozonzation II + Coagulation-flocculation + AC-1	2,5 ppm O3 + 30 ppm PAX + 1g/L AC-1	**77,51**	**30,72**	78,58	39,94	47,43
Post ozonzation II + Coagulation-flocculation + AC-2	2,5 ppm O3 + 30 ppm PAX + 1g/L AC-2	**78,33**	**41,50**	77,42	49,95	68,03

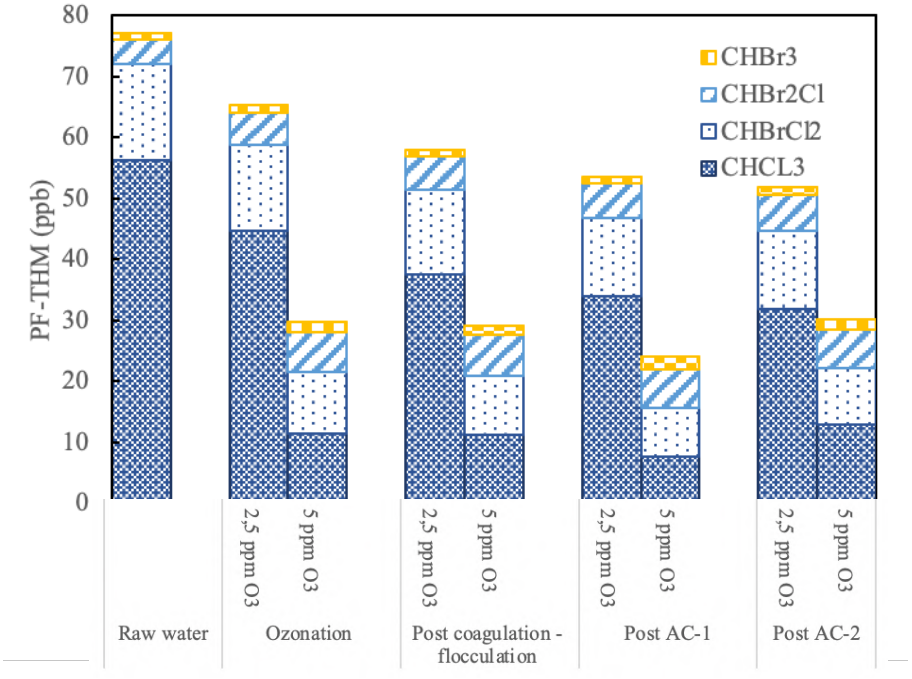


Figure 1. Potential formation of THMs after 24 hours of chlorine contact for various unit operations. The x-axis represents the different unit operations at two applied doses of ozone (2,5 and 5 ppm O3), while the y-axis represents concentrations of the four different types of trihalomethanes.

References

Guo, K., Wu, Z., Chen, C., Fang, J. (2022). UV/Chlorine Process: An Efficient Advanced Oxidation Process with Multiple Radicals and Functions in Water Treatment. *Accounts of Chemical Research*, *55*(3), 286-297.

Richardson, S. D., Ternes, T. A. (2014). Water analysis: Emerging contaminants and current issues. *Anal. Chem. 2014,* 86, 2813−2848.

Van Der Kooij D, Visser A, Hijnen W (1982) Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water. *J Am Water Works Assoc* 74:540.

Scientific abstract **Nro. 3**

Predictive Modelling for Drinking Water Microbial Safety

David Abert[1], Ester Aguilera[2], Fernando Valero[3], Pere Emiliano[3], José Javier Rodríguez[3], Santiago González[3], Hèctor Monclús[1]

[1]Laboratory of Chemical and Environmental Engineering (LEQUIA), Institute of the Environment, Universitat de Girona, Maria Aurèlia Capmany 69, E-17003, Girona, Catalonia, Spain.

[2]AMPHOS 21, Carrer Veneçuela 103, 08019 Barcelona

[3]Ens d'Abastament d'Aigua Ter-Llobregat, Sant Marti de l'Erm, 2, 08970, Sant Joan Despí, Catalonia, Spain.

*Corresponding author: *david.abert@udg.edu*

Keywords: Drinking Water Treatment, Microbial Risk, Predictive Modelling

Abstract: Anthropogenic activities and extreme weather events can increase microbiological faecal contamination in surface water. The presence of these pathogens in drinking water can lead to potential health risks for humans. To avoid this, drinking water treatment managers need to monitor the presence of this microbial contamination and adjust the treatment process to ensure the production of safe drinking water. This study presents a combination of machine learning techniques to develop a predictive model to predict the concentration of faecal indicator bacteria (FIB) in drinking water catchment.

Introduction

The intensification of human activities along with extreme climate events, such as heavy rainfalls, can lead to peak microbial contamination events in surface water bodies (Prunell et al., 2020). Conventional techniques for quantifying microbial contamination level may involve several days (Owens et al., 2020). Drinking water treatment systems which uses this same water, needs to monitor in real time the presence of these pathogens to ensure a safety management. In this study, an XGBoost machine learning model is developed to predict the concentration faecal indicator bacteria in a drinking water catchment .

Material and Methods

This study uses a comprehensive dataset comprising chemical water quality parameters and meteorological data, as explanatory variables for predicting concentration of *Escherichia coli* in water catchment. XGBoost algorithm was chosen for its ability to handle non-linear relationships and its high capability for regression tasks.

To ensure the reliability of predictions, a 90% confidence interval was computed using Conformal Prediction machine learning framework. Furthermore, SHAP values were calculated to interpret the XGBoost model, providing insights of the contribution of the used features towards the FIB concentration predictions.

Results and Discussion

XGBoost model have shown a good accuracy predicting the concentration of *E. coli* in water, surpassing traditional modelling approaches. The integration of conformal prediction provided a reliable measure of the model's uncertainty, enhancing the confidence in its forecasts (Figure 1).

SHAP values calculations (Figure 2), revealed the most significant predictors for this specific FIB, offering insights of how meteorological events affects on faecal contamination.

Conclusions

The developed algorithm allows to predict the concentration of faecal indicator bacteria in drinking water catchments. The use of XGBoost model allows to catch complex relations between explanatory variables and the FIB concentrations. SHAP values allowed to interpret and understand the contribution of quality and meteorological variables over the peak FIB concentration events.The confidence of this predictive model was enhanced by computing confidence intervals based on conformal predictions, which is a statistically robust methodology.

References

Owens, C.E.L., Angles, M.L., Cox, P.T., Byleveld, P.M., Osborne, N.J., Rahman, B., 2020. Implementation of quantitative microbial risk assessment (QMRA) for public drinking water supplies: Systematic review. Water Res. 174, 115614. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115614

Purnell, S., Halliday, A., Newman, F., Sinclair, C., Ebdon, J., 2020. Pathogen infection risk to recreational water users, associated with surface waters impacted by de facto and indirect potable reuse activities. Sci. Total Environ. 722, 137799. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137799

Figures and Tables

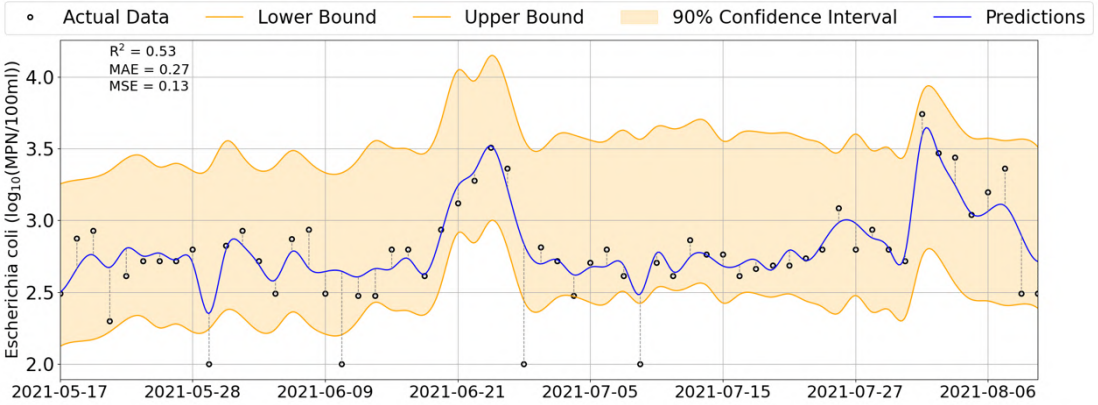


Figure 1 Prediction results and 90% confidence interval of Escherichia coli in a DWTP catchment for three months.

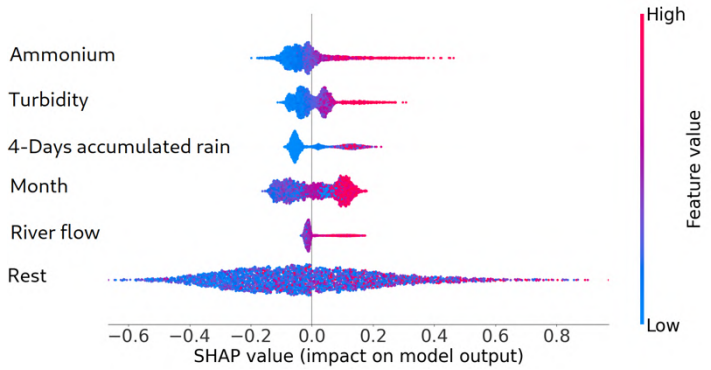


Figure 2 SHAP value analysis of the impact of individual variables on model prediction.

Scientific abstract **Nro. 4**

Engineers caring about the urban hydrosocial cycle: social simulations in the water domain

Pol Vidal Lamolla[1,2*], Manel Poch[1]

[1]LEQUIA, Institute of the Environment, University of Girona, Campus Montilivi, Carrer Maria Aurèlia Capmany 69, E-17004, Girona, Catalonia, Spain

[2]Aigües de Barcelona, Empresa Metropolitana de Gestió del Cicle Integral de l'Aigua, General Batet 1-7, 08028, Barcelona, Spain

*Corresponding author: *pol.vidal@udg.edu*

Keywords: hydrosocial cycle; urban water management; social simulations

Abstract: Urban water management needs to consider the social dimension to make right decisions. Social simulations through agent-based models offer a convenient framework for that. Several examples of policy assessment are depicted, including tariff switch, tariff and behavioural nudge combination, econometric analysis or satisfaction improvement. Suggestions for the improvement of the inclusion of the social dimension are later raised.

Introduction

It is not unusual to find technical solutions aiming to improve or ensure water supply to fail due to the lack of social acceptance. Water reuse may be one of the most paradigmatic cases (Duong and Saphores, 2015). In this sense, Popartan et al. (2023) discuss about the need of considering the human and socio-political perspective into the urban hydrosocial cycle (Linton and Buds, 2014).

Social simulations —performed through agent-based models (ABM)—, which suppose a convenient tool for urban water management (Galán et al., 2009), are also an excellent framework to explore this issue. Specifically for policy assessment in urban water management (Perelló-Moragues, 2020).

This paper aims to provide examples of policy assessment with social simulations in the water domain and outlining the main findings. As well as indicating challenges and future research to be addressed in this field.

Material and Methods

ABM rely on artificial autonomous entities (agents) to represent behaviours and interactions between themselves and their environment. Thus, ABM can be modelled to represent water users and their behaviours in the urban environment. Later simulating how certain policies and decisions can have an impact on their behaviours and which emerging phenomenon affecting the whole environment may occur.

Several case studies have been addressed using ABM to perform social simulations using the NetLogo (Wilensky, 1999) environment. NetLogo offers a user-friendly environment for users who don't necessarily need to be experts in programming. Besides, several extensions available provide a wide range of possibilities. Such as coupling geographic information system (GIS) —see, for instance, Figure 1— or machine learning (ML) models, which offer notable improvements (Platas-López et al., 2023).

Results and Discussion

Results from different applications can be found summarised in Table 1. Up to now, social simulations with ABM have proven to be useful to assess customer behaviour in response to pricing demand-side management (DSM) policies (TOUT in La Seu d'Urgell); combination of pricing and non-pricing DSM policies (IBT and nudge in La Seu d'Urgell); and econometric measure estimation (demand price-elasticity in Santiago de Chile).

Subsequent research is addressing customer satisfaction in the Barcelona Metropolitan Area. Being this topic more related with subjective perception, assistance from more complex ML models is thought to play an important role.

Conclusions

Social simulations are a convenient framework to link technical aspects from water management with social perspectives in the urban hydrosocial cycle. Considering the relationship between both individual and collective behaviours with the urban environment, allows for an exhaustive analysis of the system and policy assessment before their implementation.

More robust results could be achieved by deepening into various aspects of the social dimension, for instance, reasoning and motivations explaining differences in behaviours and linking them with socio-economic variables. For this purpose, surveys and focus groups offer a promising opportunity to shed light on these aspects.

References

Duong, K., & Saphores, J. M. (2015). Obstacles to wastewater reuse: an overview. *WIREs Water*, **2**(3), 199–214. https://doi.org/10.1002/wat2.1074

Galán, J. M., López-Paredes, A., & del Olmo, R. (2009). An agent-based model for domestic water management in Valladolid metropolitan area. *Water Resources Research*, **45**(5). https://doi.org/10.1029/2007WR006536

Linton, J., & Budds, J. (2014). The hydrosocial cycle: Defining and mobilizing a relational-dialectical approach to water. *Geoforum*, **57**, 170–180. https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.10.008

Perello-Moragues, A. (2020). A value-based approach to agent-based simulation for policy assessment: an exploration in the water domain [PhD dissertation]. https://digital.csic.es/handle/10261/235635

Platas-López, A., Guerra-Hernández, A., Quiroz-Castellanos, M., & Cruz-Ramirez, N. (2023). A survey on agent-based modelling assisted by machine learning. *Expert Systems*. https://doi.org/10.1111/exsy.13325

Popartan LA, Poch M, Pueyo-Ros J and Rodriguez-Roda I. (2023) The urban hydrosocial cycle: why should engineers care? [version 1; peer review: 2 approved with reservations]. *Open Res Europe*, **3**:174 (https://doi.org/10.12688/openreseurope.16223.1)

Vidal Lamolla, P., Popartan, A., Perello-Moragues, T., Noriega, P., Saurí, D., Poch, M., & Molinos-Senante, M. (2022). Agent-based modelling to simulate the socio-economic effects of implementing time-of-use tariffs for domestic water. *Sustainable Cities and Society*, **86**. https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.104118

Vidal-Lamolla, P., Molinos-Senante, M., Oliva-Felipe, L., Alvarez-Napagao, S., Cortés, U., Martínez-Gomariz, E., Noriega, P., Olsson, G., & Poch, M. (2024). Assessing urban water demand-side management policies before their implementation: An agent-based model approach. *Sustainable Cities and Society*, **107**, 105435. https://doi.org/10.1016/j.scs.2024.105435

Wilensky, U. (1999). NetLogo. Center for Connected Learning and Computer-Based Modeling, Northwestern University, Evanston, IL. http://ccl.northwestern.edu/netlogo/.

Figures and Tables

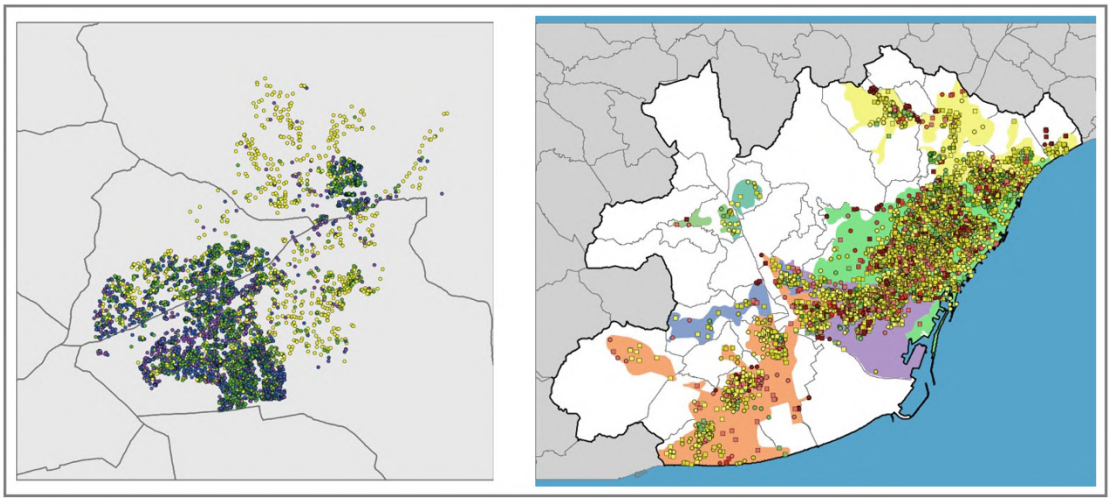


Figure 1 Two examples of models' interfaces where NetLogo GIS extension was used to distribute agents in the corresponding maps of three communes from Santiago de Chile (left) and the Barcelona Metropolitan Area (right).

Table 1 Case studies where water users' response has been assessed relying on ABM.

Case study	To assess	Main result	Published
La Seu d'Urgell	Time-of-use tariffs	Savings up to 17.2%	Vidal Lamolla et al. 2022
La Seu d'Urgell	Increasing block tariffs and nudges	Savings from 8.1% to 15.6%	Vidal Lamolla et al. 2024
Santiago de Chile	Domestic demand price elasticity	Mean elasticity of –0.0250	Currently under review
Barcelona Metropolitan Area	Customer satisfaction	Currently on course	Not yet

Case of study **Nro. 5**

LEAKMAN: A HOLISTIC LEAKAGE MANAGEMENT SYSTEM FOR WATER EFFICIENCY

Bruno Durá[1] *

[1]Sector Expert, Danish Ministry of Foreign Affairs

*Corresponding author: *Brudur@um.dk*

Keywords: Waterloss, efficiency, new technologies

Abstract: The LEAKman solution was developed by nine Danish partners representing technology providers, consultants, water utilities and the Technical University of Denmark. Each of the partners are leaders within their field of expertise, delivering world-class products and knowledge for leakage management. A unique feature about LEAKman is that the partners work collectively to deliver one single holistic solution for Non-Revenue Water management. This is a 360-degree approach combining technology, knowledge and experience from all partners. The goal is to develop the best state-of-the-art leakage management solution.

Introduction

According to the United Nations, water consumption is projected to increase globally by up to 30% by 2050, while, at same time, climate change will be impacting the availability of water resources. Moreover, in the EU, an average of 26% of water is lost in the distribution systems. Prioritizing water loss reduction in these systems is crucial to meet the rising demand in a sustainable manner.

LeakMan (www.leakagemanagement.net), a state-of-the-art project in Denmark, implemented a holistic leakage management system to lower water losses to 5% and below. Collaborating with the Technical University of Denmark, Greater Copenhagen Utility (HOFOR), NOVAFOS, and private partners (Grundfos, Kamstrup, AVK, Leif Koch, and Schneider Electric), LeakMan showcased the effectiveness of combining cutting-edge technologies for leakage management.

The presentation highlights the project's objectives, implemented technologies, and the achieved results, demonstrating the potential for effective water loss reduction worldwide. The Danish Ministry of Environment generously supported the LeakMan project, positioning it as a valuable approach to tackle the challenges of increasing water demand, while preserving precious water resources.

The project, successfully concluded in 2022, is now being implemented at full scale in the utilities. The utility of Greater Copenhagen, which covers a vast network of more than 3,000 km of water mains across eight municipalities, faces the challenge of aging infrastructure, since 60% of its pipes were laid before World War II. The Danish Regulator has also imposed a strict water loss target of 10%, leading to fines against utilities that exceed this threshold. The LeakMan project serves as a crucial step towards meeting and surpassing these efficiency goals.

Case of study **Nro. 6**

ASSET MANAGEMENT AT GREATER COPENHAGEN UTILITY (HOFOR)

Bruno Durá[1] *

[1]Sector Expert, Danish Ministry of Foreign Affairs

*Corresponding author: *Brudur@um.dk*

Keywords: Digitalisation, Asset Management, Investment Planning

Abstract: In Denmark, utilities face increasing regulatory pressure to improve efficiency. Tariff approval relies on economic benchmarks, driving a need for enhanced effectiveness. Asset management has emerged as a key strategy to achieve efficiency gains. The Danish Association of Water Utilities has developed guidelines for adoption, with larger utilities like Greater Copenhagen gaining international recognition for implementing asset management according to ISO 55001. This presentation will outline the implementation of asset management in Greater Copenhagen, covering guidelines from the Danish Association of Water Utilities and demonstrating practical applications in planning infrastructure rehabilitation using machine learning and financial analysis.

Introduction

Asset Management is at its very core a process to optimize the value from assets and prioritise between various investment opportunities. Should we build a new water treatment facility, or should we construct a pipeline to another more remote source?

The input can be of very different nature. Not just financial input is required, but also impact on environment, safety of service, and reputation of the utility company can be included.

As mentioned in the summary, the Danish sector has adopted Asset Management as a structured approach. This is due to regulation, and a desire to deliver quality services as cheaply as possible.

A pioneer in the area in Denmark has been the Greater Copenhagen Utility, which has works strategically with implementing asset management throughout the whole organisation based on the ISO 55001 standard. The Association of Danish Water Utilities (DANVA), has furthermore published a guideline with 23 recommendations for better management of Assets

This presentation will go into depth with what has been done to implement Asset Management, and what guidelines are employed in the Danish sector.

Furthermore, two examples of how the process looks and what digital tools can be employed both for the drinking water system and for the sewer system.

Generally, Asset Management can be said to cover the topics below:

- Improve Asset Performance
- Improve Asset Value
- Effectively Manage Risk
- Enhance Business Growth
- Reliable Decision Making

- Grow Stakeholder Confidence

These should be assessed when following the asset lifecycle, which include

1. Planning
2. Acquisition
3. Operation
4. Maintenance
5. Decommissioning

Results

Figure 2 illustrates the model process for how the utility deals with Asset Management in the ideal state.

The utility will continuously keep an overview of risks to the company based on consequence and probability. The risks are association to individual assets in a risk register. The highest risks need investments to lower them to acceptable levels. A team is assembled representing all relevant parts of the business to come up with different potential solutions. These solutions are then weighted and all costs of the lifetime of the asset is evaluated. This includes the ongoing operational costs related to operating the asset. Based on this the best solution is decided and the utility can proceed to the process of designing and constructing the asset, rehabilitating it, or implementing the new operational procedure.

To deal specifically with pipe rehabilitation, the utility of Greater Copenhagen has developed a digital model to evaluate risks based on costs, impact on waterloss, and impact on environment to pinpoint the pipes most at risk. This results in a 10-year investment plan with according budget to reach a certain risk level and/or desired level of waterloss.

The tool incorporates all the data in the asset registry, and the implementation illustrated the importance of mapping assets, as well as spotlight new data needed. The data is used in financial analysis and in machine learning algorithms prediction the risk of failure and bursts on the pipe.

Figure 3 illustrates a result from the model, where all sewer pipes in Copenhagen have a calculated risk-score, and this combined with the financial analysis results in the projects of rehabilitation for the following 3 years.

Figures and Tables

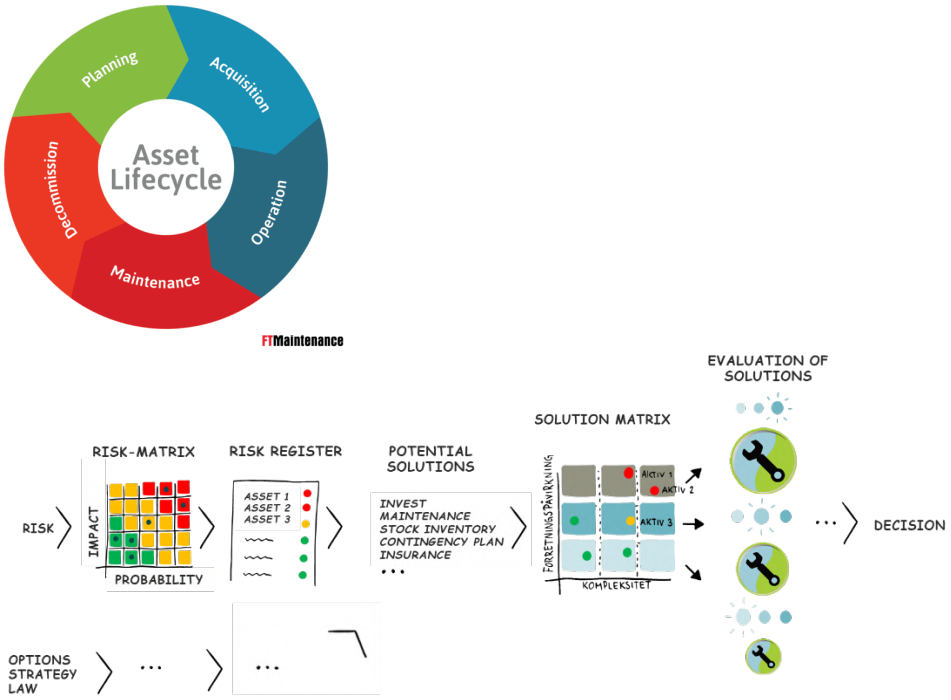


Figure 2 Process of Asset Management based on risk assessment for the business as a whole in HOFOR.

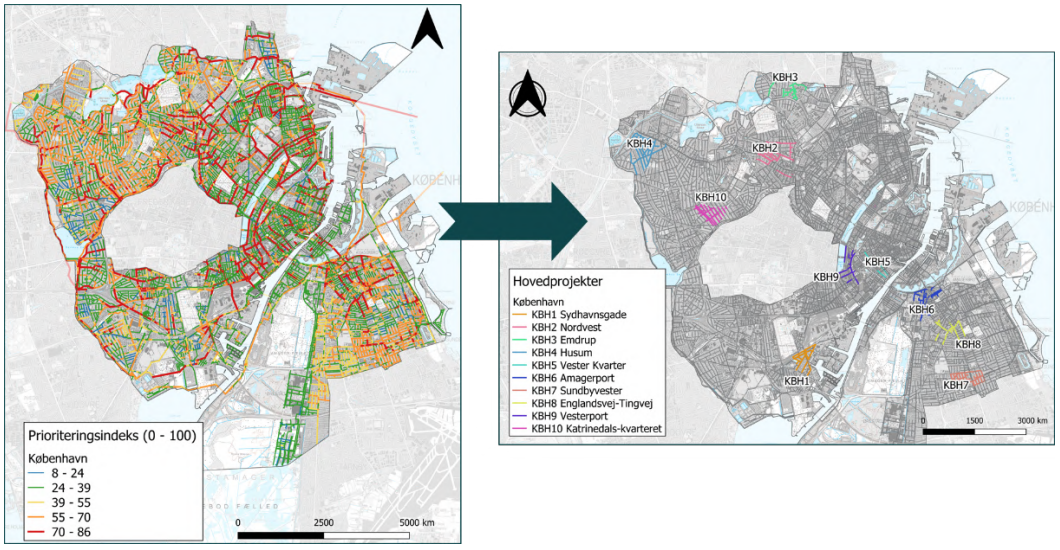


Figure 3 The map on the left illustrates the risk of eahc pipe in the copenhagen municipality, and the right map illustrates the projects sleceted for the following 3 years to be implemented.

Case of study **Nro. 7**

Strategies for reducing disinfection byproducts formation at Llobregat Drinking Water Treatment Plant in Barcelona

Pere Emiliano[1,2*], Meritxell Valentí-Quiroga[2], María J. Martín[2] and Fernando Valero[1]

[1]Ens d'Abastament d'Aigua Ter-Llobregat (ATL), Sant Martí de l'Erm 2, 08970 St. Joan Despí, Barcelona, Spain
[2]LEQUIA. Institute of the Environment, Universitat de Girona, Maria Aurèlia Capmany, 69, 17003 Girona, Spain
*Corresponding author: *pemiliano@atl.cat*

Keywords: Disinfection byproducts; drinking water; size exclusion chromatography

Abstract: ATL is the public entity responsible for supplying drinking water to Barcelona and its metropolitan area. Focused on Llobregat drinking water treatment plant (DWTP) and applying high-performance exclusion chromatography, the study assesses how disinfection byproducts (DBPs) precursors behave throughout the current treatment process, as well as the potential application of ion exchange resins (IEX). The main results evidence that natural organic matter (NOM) fractions responsible for trihalomethanes (THMs) formation is homogeneously removed throughout the treatment. Additionally, the overall reactivity of the analysed waters is not solely ruled by humic substances, but rather other fractions and bromide assume an important role.

Introduction

The management of disinfection by-products (DBPs) is a major concern in drinking water systems due to their toxicity, which represents significant chemical risks to human health. ATL is the public-run company responsible for treating and supplying drinking water to over 5 million people in Barcelona and its metropolitan area. Over the last 30 years, ATL water processes have adapted in response to water resources variations, legislative amendments, and the emergence of novel analytical techniques. At present, the severe and prolonged drought period has prompted the need to plan several additional actions to ensure water availability, including the capacity and treatment adjustment at the Llobregat drinking water treatment plant (DWTP).

The presentation will outline the primary implemented strategies in order to minimize the formation of trihalomethanes (THMs). Focusing on the most recent strategy, the research aims at investigating the performance of ion exchange resin (IEX) processes both at the laboratory and at pilot scale, and its combination with the existing industrial processes. Furthermore, it will delve into the identification and characterization of DBPs precursors, exploring their interrelation with THMs formation potentials (THM-FP) through the application of advanced NOM characterization methodologies.

Material and Methods

After Llobregat DWTP conventional treatment (Figure 1), part of the granular activated carbon (GAC) filtered water is treated by reversal electrodialysis (EDR) membranes aiming to reduce salinity. Additionally, IEX pilot plant has treated raw water using the Lanxess s5128 resin. Operational conditions have established at 20 mL/L of resin concentration and contact time of 28 minutes, with NaCl used for resin regeneration. Beside sampling points shown in Figure 1, two additional samples have been collected: e) IEX pilot plant product water, and f) fresh resin lab-scale jar-test experiments under equivalent conditions to those pilot plant. A high-performance size exclusion chromatography coupled to diode array (HPSEC-DAD-OCD) system has used to study the NOM fractionation through the UV and DOC detection during the whole sweep

from 190 to 600 nm. THM-FP tests have conducted at 25ºC and 72 hours, forcing the chlorination and maintaining a continuous excess of free chlorine.

Results and Discussion

Conventional treatment focuses on reducing the organic content (≈60%), whereas the EDR process aims to remove ionic compounds (>70%). However, EDR also produced notable reductions in DOC (33%) and UV254 (50%). Regarding IEX processes, better performance is obtained at lab-scale using fresh resin compared to the IEX PP.

The humic fraction is the most prevalent whilst biopolymers are unaffected by IEX processes (Figure 2). Moreover, fresh resin removes both humic (65%) and building blocks (38%) fractions, but IEX PP mainly impact on humic substances (38%). The clarification stage chiefly removes humic substances, whereas the resultant type of NOM in GAC-filtered water is influenced by the carbon conditions.

The THM-FP of the EDR product water has decreased by approximately 88% after the entire treatment process (Figure 3a). In contrast, the IEX PP has accounted for a 26% THM-FP decrease, whereas fresh resin has achieved a 60% reduction. Broadly, the difference in THM concentrations between samples from IEX PP and those from conventional treatment are levelled when assessing yield (Figure 3b), thus, the NOM responsible for THMs formation is homogeneously removed throughout the treatment. The overall reactivity of the samples is not exclusively ruled by humic substances, other NOM fractions and Br- assume an important role. Samples with greater THM-FP result in a more balanced speciation. When organic content decreases, Br^- presence tends to produce brominated species (GAC sample). However, in samples with lower Br^- concentration, as in EDR and fresh resin, chlorinated species become predominant.

Conclusions

The optimization of drinking water processes in terms of DBPs formation can be reached through the use of HPSEC-DAD-OCD techniques. The intrinsic properties of NOM and the presence of inorganic content in various types of process waters seem to be the most relevant factors in THM-FP. While humic substances significantly influence THM formation, they are not the exclusive contributors. The current treatment at the Llobregat DWTP effectively removes THM precursors, mainly through GAC filters and EDR. However, incorporating IEX processes could further enhance NOM removal, and potentially reduce reagent consumption in the clarification process.

References

Birkmann, J., Pasel, C., Luckas, M. & Bathen, D. (2018) *UV spectroscopic properties of principal inorganic ionic species in natural waters*. Water Pract. Technol. 13, 879–892.

Golea, D.M., Upton, A., Jarvis, P., Moore, G., Sutherland, S., Parsons, S.A. & Judd, S.J. (2017) *THM and HAA formation from NOM in raw and treated surface waters*. Water Res. 112, 226-235

Sillanpää, M. (2014). *Natural Organic Matter in Water: Characterization and Treatment Methods*. Butterworth-Heinemann.

Valenti-Quiroga, M., Daunis-i-Estadella, P., Emiliano, P., Valero, F., Martin, M.J. (2022) *NOM fractionation by HPSEC-DAD-OCD for predicting trihalomethane disinfection by-product formation potential in full-scale drinking water treatment plants*. Water Res. 227, 119314

Figures and Tables

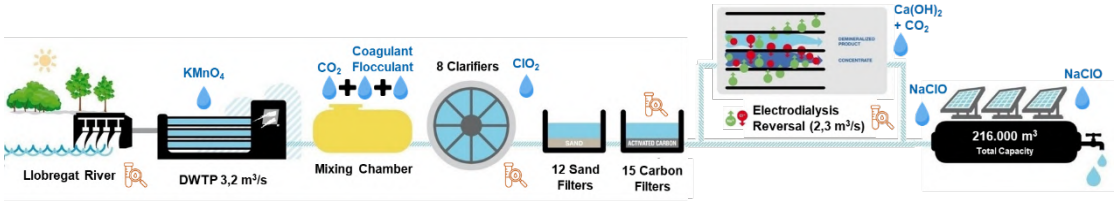


Figure 1 Llobregat DWTP treatment train. Collected samples: a) raw water, b) Clarified water c) GAC filtered water, d) EDR product water.

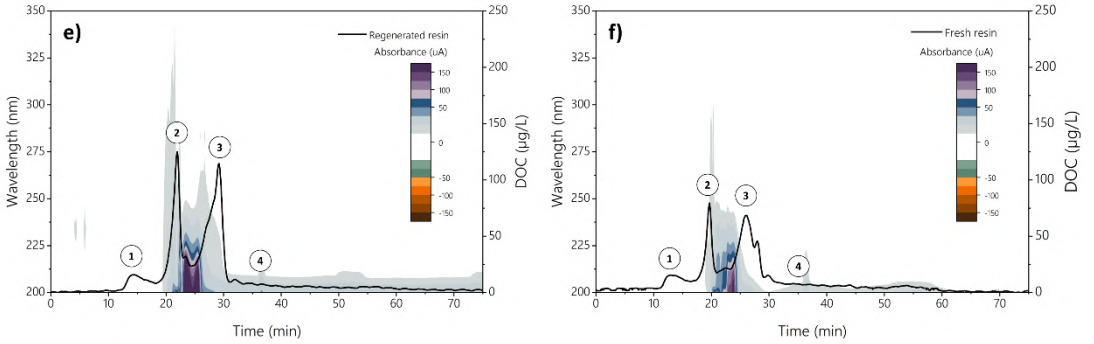


Figure 2 Comparison of overlapped chromatograms of DOC and UV complete spectroscopic signals in samples e) pilot plant IEX and f) fresh resin. Eluted fractions: 1) biopolymers, 2) humic substances, 3) building blocks, 4) low molecular weight substances.

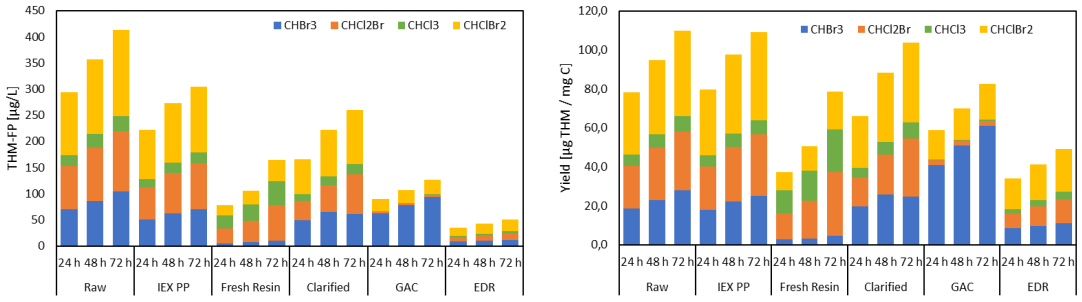


Figure 3 THM-FP at 25ºC (3a) and yields (3b) of analysed samples as function of reaction time.

Scientific abstract **Nro. 8**

Giving four lives to osmotic membranes with innovative recycling processes (Osmo4Lives)

Bianca Zappulla[1*], Raquel Garcia Pacheco[1], Hèctor Monclús[1] and Gaëtan Blandin[1]

[1]LEQUiA, Institute of the Environment, University of Girona, Spain

*Corresponding author: *bianca.zappulla@udg.edu*

Keywords: Gravity-driven membrane; Reverse osmosis membranes; Recycling.

Abstract: Membrane processes are key elements for water reuse and desalination, and for the last one, reverse osmosis (RO) is the fastest growing technique taking the lead position. The aim of this work is to boost membrane technology towards the circular economy and eradicate the single use that membranes currently have. End-of-life (EOL) RO membrane have been converted into ultrafiltration-like (UF-like) or nanofiltration-like (NF-like) membranes and have been tested in gravity-driven membrane (GDM) system. This work validates the usage of converted membrane in a GMD system to treat the secondary effluent of an urban wastewater treatment (WWTP) facility in Girona, Spain.

Introduction

Water scarcity push towards increased number of desalination plants which suppose an exponential increase of end-of-life (EOL) reverse osmosis (RO) membranes. Given the steadily increase of membrane usage and the necessity to move towards a circular economy, there is a crucial need to recycle EOL discarded membranes. With an expected lifetime of 5-10 years, the RO membranes are frequently replaced and disposed on landfills or incinerated. The interest on membrane recycling has been growing in the last 20 years. Within the field of membrane recycling research, two broad areas have been targeted: i) indirect recycling, whereby RO membrane modules are dismantled and ii) direct recycling, via which the EOL spiral-wound configuration is maintained, and the membrane polyamide (PA) layer is the only modified element in comparison to the recycled product.

The aim of this research is to implement an 8” spiral wound EOL RO membrane converted into UF-like and NF-like membranes in a gravity-driven membrane (GDM) system as a tertiary wastewater treatment. The experimental setup was in the wastewater treatment plant of Quart, Girona (Catalonia, Spain) as a tertiary treatment and operated for 6 weeks.

Material and Methods

Spiral wound EOL RO membranes have been converted into NF-like and UF-like membranes using a free chlorine solution during a defined period and dose (García-Pacheco *et al*, 2015). Membranes were assessed in two configurations as shown in Figure 1: UF as external and submerged on the feed tank and, NF as external configuration.

The converted modules were filtering in intermittent mode which consists of cycles of filtration of around 23h and 72h, followed by a relaxing time (10 min) and flushing (5 min), for 3 weeks. After this period of time, the membranes were cleaned with a free chlorine solution of 500 ppm and reinstalled for 3 weeks more.

The permeability was evaluated before and after flushing and normalized at 20ºC

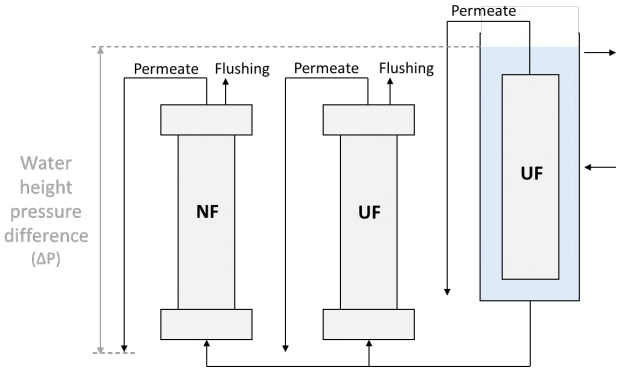


Figure 1 Scheme of the system implemented.

Results and Discussion

Results showed that recycled module are capable to filter without energy requirement obtaining a permeate water fulfilling the requirements of the Spanish law of reused water (Real Decreto 1620/2007).

The average values of permeability achieved for the UF-external membrane were 10,2 LMH/bar, diminishing to around 8,5 LMH/bar after chemical cleaning. Conversely, for the UF-submerged the values were 3,8 LMH/bar and 3,4 LMH/bar respectively. However, analysing the results of UF-like membranes, flux decrease occurred during the filtration (10 days) and partial recovery of initial flux was obtained with chemical cleaning and remain stable for the last weeks of experimentation. For the NF-external, the average permeability of both cycles was around 2,5 LMH/bar. However, this membrane some days was not able to filter during all day but recovers the initial permeability after applying the flushing sequence. This fact confirms that NF-like membranes can be implemented in GDM systems but requiring a daily flushing.

pH and conductivity analyses revealed negligible changes between the feed and permeate samples. Regarding turbidity values, all the permeates complied with the Real Decreto 1620/2007 directive for water reuse with values below 10 NTU.

To facilitate microbiological analysis, samples of both, permeate and feed, underwent Escherichia coli (E. coli) and coliforms analyses. Subsequently, Logarithmic Removal Value (LRV) were computed to assess the efficacy of contaminant removal by the membranes. On average, the UF-like membranes present a LRV value of approximately 2 after conversion and around 4 post chemical cleaning. The NF-like membrane present better results achieving a LRV of 5 after conversion and 4,5 post-cleaning.

Conclusions

This study demonstrated the potential of integrating UF-like and NF-like membranes, repurposed from EOL RO membranes, within GDM systems to obtain reused water that fullfill requirements of spanish directive (Real Decreto 1620/2007) for water reuse.

The UF-external presented the most promising overall performance with consistent filtration throughout all day and turbidity rejection rate of 94,6% (pre-chemical cleaning) and 56% (post-chemical cleaning), alongside E. coli LRV of 2,7 (increasing to 4,9 post-chemical cleaning) and coliforms LRV of 2 before and after chemical cleaning. The installation of NF membranes in GDM systems represents a relatively novel or less-studied approach and, the utilization of recycled NF-like membranes represents a particularly innovative application.

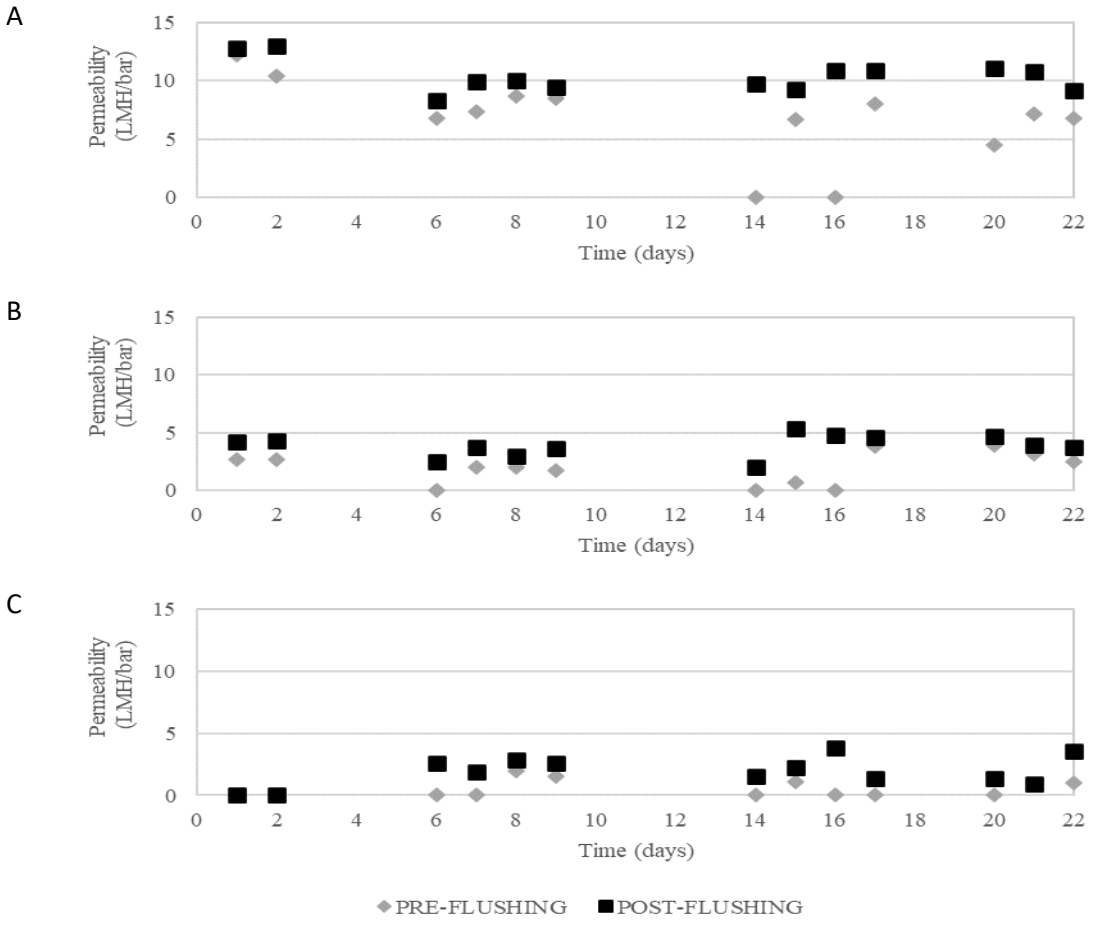


Figure 2 Permeability pre- and post-flushing for each membrane (A- UF external, B- UF submerged and C- NF external) during the two cycles: after conversion and after cleaning.

References

BOE-A-2007-21092 Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. (n.d.). Retrieved February 21, 2024, from https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2007-21092

García-Pacheco R *et al.* (2015). *Transformation of end-of-life RO membranes into NF and UF membranes: Evaluation of membrane performance*. Journal of Membrane Science 495, 305–315. https://doi.org/10.1016/j.memsci.2015.08.025

García-Pacheco R *et al.* (2021). *Novel housing designs for nanofiltration and ultrafiltration gravity-driven recycled membrane-based systems*. Science of The Total Environment 767, 144181. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144181

Pronk W *et al*. (2019). *Gravity-driven membrane filtration for water and wastewater treatment: A review*. Water Research, 149, 553–565. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.062

Senán-Salinas J *et al.* (2022). *Life Cycle Assessment application for emerging membrane recycling technologies: From reverse osmosis into forward osmosis*. Resources, Conservation and Recycling, 179, 106075. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.106075

Scientific abstract **Nro. 9**

Validación del potencial redox en la dosificación de peróxido en ozonización para tratamiento de aguas.

Hannah Berzal[1], Jonatan García[2], Ana Urkiaga[3], Santos Paunero[4]

[1,2]CATABB, Centro Avanzado de Tratamiento de Aguas Bilbao Bizkaia, España

[3]Gaiker Centro Tecnológico, Zamudio, España

[4]CABB, Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, España

*Autor correspondiente: *hannahbso92@gmail.com*

Palabras clave: Potencial redox; Ozono; Peróxido de hidrógeno.

Resumen: En esta investigación dirigida a validar el valor del potencial redox en la dosificación de peróxido de hidrógeno durante la ozonización en el tratamiento de aguas, se ha evaluado la validez cuantitativa de la medición tanto en la fase de preoxidación como en la ozonización intermedia. Para ello, se ha experimentado con diversas combinaciones de dosis de peróxido de hidrógeno para distintas configuraciones de agua bruta en el CATABB (propiedad del Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia), y se han obtenido conclusiones para una posible futura explotación efectiva del proceso.

Introducción

El objetivo de este estudio es evaluar si la determinación del Potencial de Oxido-Reducción (ORP) puede proporcionar una medida cuantitativa precisa de la concentración de peróxido que hay en el agua en un proceso en el que hay varios oxidantes (ozono y peróxido de hidrógeno), ya que actualmente las sondas existentes en continuo presentan limitaciones significativas en términos de costes, mantenimiento y duración.

La combinación de ozono con peróxido de hidrógeno es de gran interés para el proceso de saneamiento de aguas, ya que este último acelera la descomposición del ozono favoreciendo la formación de radicales hidroxilo [•OH], cuyo potencial de oxidación es de 2,8V (TopOzono, s.f.), mayor al de ambos desinfectantes individualmente.

Materiales y métodos

Se ha realizado un ensayo en planta, en el que se ha dosificado 1 ppm de ozono tanto en la etapa de preoxidación como en la de oxidación intermedia, y se han medido los valores ORP a la salida de ambas etapas. Las cantidades de ozono y peróxido se han ajustado según relaciones molares de 3:1, 2:1, 1:1, y se han probado todas de forma individual. Para cada relación molar, se han medido el ozono y el peróxido residuales en las salidas de preoxidación y oxidación intermedia con los kits específicos para ello, así como las absorbancias mediante espectrofotometría. Se ha analizado el ozono presente en el agua y se ha comprobado como este no interfiere en el análisis de peróxido con los kits.

Resultados y Discusión

En los ensayos con diferentes relaciones molares de ozono y peróxido (cuyas dosificaciones se especifican en la Tabla 1), se ha medido el valor redox en las etapas de preoxidación y oxidación intermedia, y se ha observado una consistencia para los

valores de las relaciones 1:1 y 2:1. La relación 3:1 muestra una variabilidad diaria más amplia, por lo que se ha asumido que no es estable para este sistema.

Por último, en el resumen de resultados (Tabla 2), se ha observado una variación mínima en los valores medios de ORP a la salida de preoxidación para todas las relaciones molares. Además, el nivel de ozono residual se mantiene constante, mientras que las cantidades de peróxido aumentan con dosificaciones más bajas. Por otro lado, a la salida de ozonización intermedia sí se aprecian diferencias significativas al cambiar la relación molar. En este caso, el ozono residual aumenta al aumentar la relación y el peróxido residual permanece prácticamente constante. Los valores de absorbancia muestran consistencia en ambas etapas.

Conclusiones

La relación molar óptima tras considerar todos los valores se establece como 1:1 para la etapa de preoxidación. Al comparar las relaciones de dosificación 1:1 y 2:1 durante esa etapa, se observa que la media de ozono residual se mantiene constante en ambos casos, registrando 0,06 ppm. Sin embargo, en cuanto al peróxido residual, aunque su proporción es menor en la relación 2:1, representa un notable 57% de la dosificación total, mientras que en la relación 1:1 es del el 40%.

Durante la etapa de oxidación intermedia, la media de ozono residual asciende a 0,29 ppm en la relación 1:1 y a 0,37 ppm en la relación 2:1. En cuanto al peróxido residual, se observa que en la relación 1:1 alcanza los 0,62 ppm, representando un 31% de la dosificación total, mientras que en la relación 2:1 se sitúa en 0,37 ppm, equivalente al 37% de la dosificación total, lo que indica que la diferencia entre ambas relaciones es mínima.

En la etapa de preoxidación, donde el ozono residual se mantiene constante en todos los casos a 0,06 ppm, parece haber una tendencia inversa entre la presencia de peróxido de hidrógeno y los valores de Potencial de Oxido-Reducción, mientras que la presencia de ozono parece tener el efecto contrario, aumentando el valor ORP. Esta observación plantea una dificultad, ya que la presencia simultánea de ambos oxidantes podría dificultar la identificación precisa de su contribución individual al valor ORP.

Sin embargo, se ha concluido que la predicción del peróxido residual en la oxidación intermedia sería viable conociendo el valor ORP y la relación molar específica utilizada. La diferencia de hasta 100 mV al cambiar de relación molar proporciona una base para esta predicción, que es el objetivo del estudio. No obstante, se requeriría de más ensayos experimentales para validar estas observaciones y comprender mejor la dinámica redox en el proceso de tratamiento del agua.

Referencias

Forero, J. E. (2005). *Aplicación de procesos de oxidación avanzada como tratamiento de fenol en aguas residuales industriales de refinería.* Ecopetrol S.A. - ICP Instituto Colombiano del Petróleo, A.A. 4185 Bucaramanga, Santander, Colombia.

Valls, J.L. (2019, octubre). *Potencial REDOX de oxidación-reducción (ORP) para la bioseguridad de nuestras granjas.* aviNews España.

Nutrofeed. (s.f.). Potencial Redox para la desinfección del agua de bebida. Recuperado de https://nutrofeed.es/potencial-redox-para-la-desinfeccion-del-agua-de-bebida/

TopOzono. (s.f.). Potencial Redox. Recuperado de https://topozono.com/ozono/potencial-redox/

Figuras y Tablas

Relación molar	O_3 (ppm)	H_2O_2 (ppm)
1:1	1	2
2:1	1	1,01
3:1	1	0,67

Tabla 2 Resumen de valores medios para cada configuración molar en las etapas de preoxidación y ozonización intermedia.

Punto de muestra/ Relación molar	ORP (mV)	O_3 residual (ppm)	O_3 residual (%)	H_2O_2 residual (ppm)	H_2O_2 residual (%)	ABS 254	ABS 272	ABS 280
Salida preoxidación								
O3 + H2O2 (1:1)	275	0,06	6	0,81	40	0,068	0,055	0,050
O3 + H2O2 (2:1)	299	0,06	6	0,58	57	0,069	0,056	0,051
O3 + H2O2 (3:1)	341	0,06	6	0,49	73	0,066	0,053	0,048
Salida oz.intermedia								
O3 + H2O2 (1:1)	597	0,29	29	0,62	31	0,014	0,009	0,007
O3 + H2O2 (2:1)	702	0,37	37	0,37	37	0,013	0,009	0,007
O3 + H2O2 (3:1)	793	0,42	42	0,22	34	0,016	0,011	0,009

Scientific abstract **Nro. 11**

Análisis y propuesta para el diseño de una instalación de agua saturada de cal para cumplir con el índice de Langelier.

Javier Troncoso Benítez[1].

[1]Departamento de Ingeniería, FCC Aqualia, España.

Keywords: Langelier, Saturador, Hidróxido cálcico.
Abstract: El presente abstract surge de la necesidad de optimizar la instalación de hidróxido cálcico de una ETAP, para la obtención de agua saturada, cumpliendo con los valores óptimos regulados por la legislación vigente.

Para la consecución de estos objetivos se procede:

1. Análisis de la problemática existente.
2. Diseño y dimensionamiento de una nueva instalación que cumpla con los requisitos exigidos por la normativa higiénico-sanitaria.
3. Modelado y renderizado en 3D del conjunto saturador mediante Revit.

Introducción

Los tratamientos de corrección de pH, consisten en ajustar éste a un valor definido.

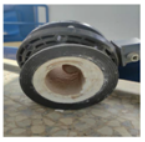
Esta etapa resulta necesaria en el tratamiento de agua potable, por las siguientes consideraciones:

- Protección de la salud del consumidor.
- Eliminación del riesgo de disolución de metales tóxicos, como el plomo y el cobre.
- Dificultades de mantenimiento de un residual de cloro en los sistemas.
- Protección de los sistemas de distribución, contra la corrosión, que provoca fugas y roturas, ocasionando a su vez la intrusión de aguas contaminadas.
- Protección contra las incrustaciones que originan aumentos de pérdida de carga y de los costes suplementarios de energía y bloqueo de órganos hidráulicos (válvulas).

Existe un valor de pH que corresponde al equilibrio entre el agua y el carbonato de calcio, a este valor se le denomina **pH de equilibrio o pH Langelier o ph de "saturación".**

RD. 3/2023 de 10 Enero: El agua en ningún momento podrá ser ni agresiva ni incrustante. El resultado de calcular el Índice de Langelier debería estar comprendido entre +/- 0, 5. Los valores paramétricos de los indicadores de calidad del agua establecen que el Ph debe de estar comprendido entre 6,5 y 9,5.

ANÁLISIS DE LA PROBLEMÁTICA EXISTENTE EN UNA INSTALACION DE TRATAMIENTO AGUA POTABLE (ETAP).

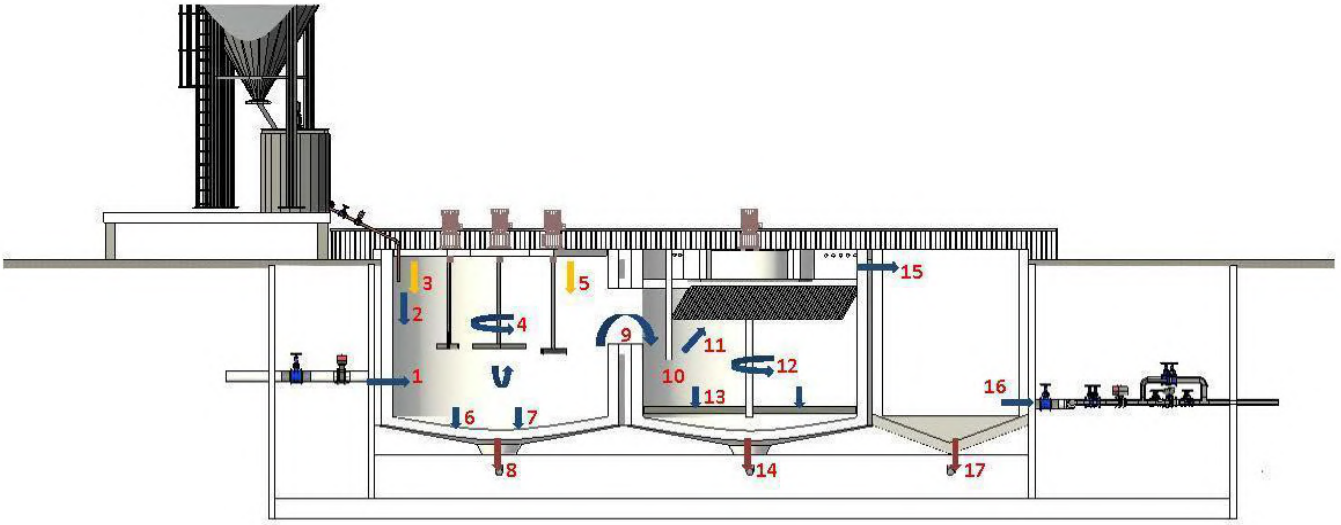
		SATURADOR		
ALMACENAMIENTO	**PREPARACION LECHADA**	**CAMARA DE MEZCLA**	**DECANTACION CLARIFICACION**	**CONDUCCIONES PUNTOS DOSIFICACION**
El apelmazamiento de la cal en los silos provoca bóvedas en el interior del mismo produciendo una merma en los kilos que debían aportar los tornillos dosificadores a las respectivas cubas.	Asegurar la concentración de cal en la misma, resultaba difícil, debido a la inestabilidad del aporte de cal. En el interior de las cubas se producen incrustaciones y sedimentos de cal, debido a insolubles que causan atascos en la tubería de salida de las cubas hacia la aspiración de las bombas de trasiego. **TRASIEDO DE LECHADA.** – Bombas: El carácter abrasivo de la cal provoca un gran deterioro por desgaste, tanto, en la camisa como en el rodete de la bomba, que unido a las incrustaciones en la aspiración como en la impulsión de la misma van ocasionando una pérdida de caudal. – Tuberías de trasiego y accesorios Sedimentación e incrustaciones	– Gran acumulación de cal no disuelta suficientemente, que llega a atascar el paso hacia el decantador. – La cámara es de forma rectangular con fondo troncocónico, presentando zonas muertas que facilitan la acumulación de sedimentos. 	La superficie lamelar se presenta en su mayor parte obstruida por la sedimentación de la cal cuya consecuencia es: o Reducción de la superficie de decantación o Episodios de turbidez.	La sedimentación de cal no disuelta, generada en estas conducciones, provoca episodios de turbidez que tienen una gran afectación en la entrada de agua tratada al depósito de cabecera. Por otra parte, la gran incrustación que se produce ocasiona una gran reducción en la sección de la tubería, incidiendo considerablemente en la dosificación. Las pérdidas de carga causan en los elementos y accesorios de las conducciones (válvulas, caudalímetros, detectores de flujo) una gran merma en el caudal de aporte de agua saturada al punto de dosificación. 

CUADRO RESUMEN DE PROPUESTA DE MEJORAS DE LA INSTALACIÓN.

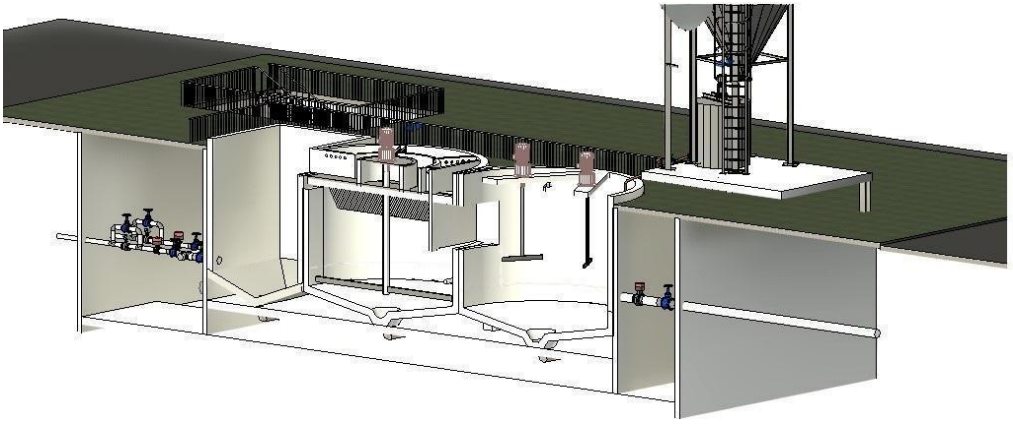
		SATURADOR			
ALMACENAMIENTO	**PREPARACION LECHADA**	**CAMARA DE MEZCLA**	**DECANTACION CLARIFICACION**	**CAMARA AGUA SATURADA**	**CONDUCCIONES PUNTOS DOSIFICACION**
SILOS METALICOS: • *DIMENSIONAMIENTO:* En función de: Kg/días consumidos (media anual). Autonomía 10 días. Determinar nº silos. • *EQUIPAMIENTO:* Tubo de carga Filtro de mangas Detectores de nivel Válvula presión-sobrepresión Célula de carga (control pesada) Sistema Rompebóvedas Sistema de fluidificación Sistema Dosificador Sensor de atasco	**DOS CUBAS CILÍNDRICAS:** (mantener continuidad proceso) Situadas debajo de los silos. (evitar trasiegos). Situar el conjunto SILOS+CUBAS lo más cerca posible de la CAMARA DE MEZCLA. • *DIMENSIONAMIENTO:* • *EQUIPAMIENTO:* Boya nivel máx.-min. Controlador de nivel. Alimentación de agua con válvula automática Preparación automática a nivel constante. Salida a cámara de mezcla dotada de válvula de aislamiento y válvula de regulación. Limpieza automática con agua por electroválvula	DIMENSIONAMIENTO: En función de: m^3 agua por kg de cal, para la máxima disolución. • *EQUIPAMIENTO:* Agitador. Sistema de extracción de sedimentos: – *Válvula PIC* **Procedimiento de DESHIDRATADO: para separar insolubles.** Conductivimetro	DIMENSIONAMIENTO: Estudio dimensionamiento Velocidad de decantación. • *EQUIPAMIENTO:* Decantador lamelar con rasquetas de fondo. Niveles a distintas alturas para control lecho de fangos Eliminación de fangos por purgas mediante válvulas PIC. y redirección a sistema DESHIDRATADO. Recirculación de fangos a cámara de mezcla por bombas	DIMENSIONAMIENTO: En función m^3 de agua saturada necesarios para mantener las consignas de PH. (media mensual-anual). • *EQUIPAMIENTO:* Control de nivel Boya máx./min. Conductivimetro. Sistema de extracción de sedimentos.	POR GRAVEDAD: Tres puntos de dosificación (Canal agua filtrada L1 y canal agua filtrada L2 y obra de llegada). DIMENSIONADO: En función: Del agua de aporte en m^3 /hora necesarios. Cotas de altura, para determinar la velocidad, Diámetro de la tubería. • *EQUIPAMIENTO* Válvula aislamiento Válvula de regulación Caudalímetro electromagnético Dotar a la tubería de sistema de limpieza.

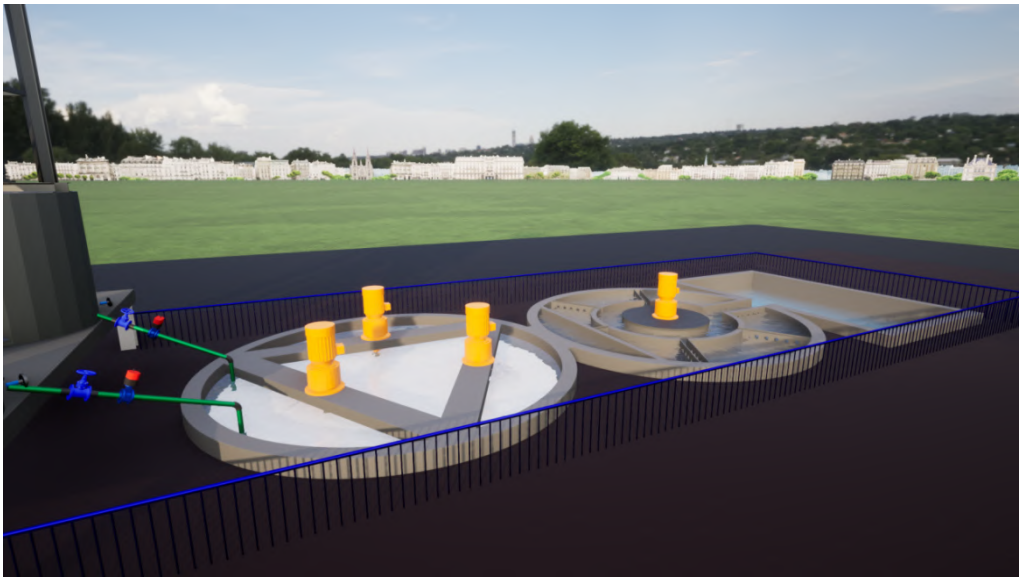
PROPUESTA DE DISEÑO DE UNA NUEVA INSTALACIÓN.

- **Representación esquemática del proceso.**



- 1. Entrada de agua de alimentación.
- 2. Lechada de cal.
- 3. Recirculación de sedimentos del reactor.
- 4. Agitación.
- 5. Recirculación de sedimentos del decantador.
- 6. y 7 Zona de acumulación de sedimentos.
- 8, 14 y 17 Extracción de fangos mediante válvula PIC.
- 9. Paso fluido de reactor a decantador.
- 10. Muro deflector (ralentizador de la velocidad del fluido para favorecer la decantación).
- 11. Zona de clarificación/decantación.
- 12. Rasqueta de fondo.
- 13. Zona de acumulación de sedimentos.
- 15. Canales radiales y central para recogida de agua clarificada.
- 16. Toma de agua saturada hacia los puntos de dosificación.





Conclusiones

El objetivo para cualquier agua a la salida de una Estación de Tratamiento es estar cercana al **equilibrio**, es decir ni agresiva ni incrustante.

Referencias.

Degremont. *Manual Técnico del Agua.*
RD 3/2023 de 10 de Enero. Criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano.
Norma EN UNE 12518:2014. Productos químicos utilizados en el tratamiento del agua destinada al consumo humano. Cal.
Lavín Gutiérrez, & De las Heras Bueno. *Los sedimentadores lamelares en el tratamiento de aguas residuales.*
UNE EN 12201-2. Sistemas de canalización en materiales plásticos para conducción de agua y saneamiento con presión. Polietileno (PE). Parte 1: Generalidades.

Discussion piece **Nro. 12**

Biomímesis en el campo del agua (NBS)

Enrique L. de los Mozos - IGNIS H_2O, Valencia

Resumen: La biomímesis es un enfoque que busca imitar los procesos que se observan en la naturaleza y aplicarlos al desarrollo y avance de la sociedad en todos sus ámbitos. Uno de los pilares del sistema natural de este planeta, e innegablemente de la vida y de la sociedad, es el agua. Por eso resulta tan interesante aplicar los procesos de la naturaleza al sector del agua (almacenamiento, depuración, transporte, etc.).

Discusión

Estoy seguro de que alguna vez ha oído frases como: *"No hay mejor invento que el botijo"*, *"Ni plástico ni cartón, el pan se guarda en la talega"*… Y es que hay inventos que son tan sencillos como efectivos, aprovechando procesos que se dan de manera natural como la condensación, la aireación, la caída de las hojas, etc. Esta es la reflexión que trae este artículo: ¿Cuáles son la talega o el botijo del sector del agua?

La naturaleza se trata de un sistema complejo e interconectado que, aunque se separe en disciplinas para su estudio, es un todo indivisible y que fija las "reglas del juego" de nuestro planeta. Por eso, si todo se envuelve dentro de ella, ¿qué mejor manera de enfocar el desarrollo y la tecnología que imitando los propios procesos naturales? He aquí donde entra la biomímesis y las soluciones basadas en la naturaleza (NBS).

En la actualidad del ciclo del agua, los sistemas, procesos y tecnologías más conocidos e implementados están basados en espacios de hormigón, consumo de químicos, gasto eléctrico, equipos industriales, etc. Si bien aprovechan procesos que se observan en la naturaleza, como la digestión anaerobia de la materia orgánica, son fuertemente dependientes de materiales, equipos y condiciones antrópicas.

En este artículo se pretende abrir debate sobre la "naturalización" del sector del agua. ¿Qué tan sostenible es el actual ciclo integral? ¿Qué tecnologías NBS existen? ¿Qué casos de éxito se han dado? ¿Cuáles son sus ventajas y desventajas? ¿Qué más se puede calcar del ciclo de la naturaleza?

La biomímesis dentro de nuestro sector pasa por replicar los procesos que se dan naturalmente en el perfil del suelo, en el consumo de agua y nutrientes de la masa vegetal, en la bioquímica de la microbiota del rizoma o en la descomposición de la materia en turberas, entre otros ejemplos. Así el ambiente nos brinda cantidad de alternativas y lecciones.

Algunas de estas lecciones, ahora conocidas como NBS, se vienen aplicando desde hace mucho tiempo. Estos son los casos de las dehesas extremeñas, como sistema de agrosilvicultura que aprovecha un mismo espacio para ganadería, cinegética, productos forestales, paisaje…, o del cultivo tradicional de *wasabi* en Japón, que mediante la gestión del suelo permite retener más agua, previniendo inundaciones aguas abajo.

Las NBS buscan la integración de la ingeniería y la ecología, la combinación de infraestructura verde y gris. Pasa desde una intervención cero de la infraestructura en el ecosistema (i.e., conservación), por una intervención parcial (i.e., agroecología) hasta una intrusiva pero inclusiva (i.e., restauración mediante infraestructuras grises).

Dentro de ella se encuentran cantidad de ejemplos, como:

- Parques urbanos inundables.
- Aceras permeables.
- Depuración con algas.

- Jardines verticales.
- Tejados verdes.
- Renaturalización de cauces.
- Biofiltros.
- Depuración con humedales.

Gracias a estas soluciones aplicadas a los distintos ámbitos del agua, se puede lograr:

- Menor caudal pico y entrada en carga de la red.
- Mayor retención de agua, mitigando inundaciones.
- Captura de CO_2 y reducción de temperatura.
- Mejora del paisaje.
- Fomento de biodiversidad.
- Ajuste a condiciones locales y pequeñas comunidades.

El avance hacia una sociedad sostenible y una economía circular pasa por la integración de infraestructuras cada vez más verdes y azules. Y es ahí donde pueden jugar un papel crucial la biomímesis y las alternativas de NBS.

Referencias

NBS for agricultural water management and food security (FAO); NBS for wastewater treatment (IWA); Proyecto UNaLab; Proyecto IntExt; Empresa Biotonomy; Empresa Singular Green.

Scientific abstract **Nro. 13**

CFD-AI approach of tank liquid amalgamation

Alejandro González Barberá[1*], Jaume Luis Gómez[1], Raúl Martínez Cuenca[1] and Sergio Chiva Vicent [1]

[1]Department of Mechanical Engineering and Construction, Jaume I University, Spain.

*Corresponding author: gonzalal@uji.es

Keywords: AI; CFD; Optimization

Abstract: This study integrates Computational Fluid Dynamics (CFD) simulations with Artificial Intelligence (AI) to optimise the placement of a momentum source within a 3D water tank for optimal liquid amalgamation. Leveraging a balanced dataset generated through randomised simulations, we employ a Neural Network (NN) to predict converged timesteps based on momentum source parameters. The NN architecture incorporates Dense and Convolutional layers to predict velocity fields. This will enhance an efficient search of the optimal placement. Results demonstrate rapid inference times and promising advancements in liquid amalgamation optimization, showcasing the potential of AI-driven workflows in CFD simulations and fluid mechanics field.

Introduction

In an era propelled by advancements in computational resources, the convergence of next-generation CFD and the expansive domain of applied AI presents an opportunity for scientific exploration. CFD simulations encompass a suite of numerical methods and algorithms designed to emulate physical phenomena, in our case fluid flows. Conversely, AI comprises a diverse array of algorithms and methodologies that enable machines to replicate human intelligence.

Notably, recent literature underscores the incremental interest in AI, exemplified by works like R. Vinuesa [1], which explore diverse AI approaches. In this context, our paper introduces a novel paradigm that synergizes CFD simulations with AI within the framework of a 3D water tank geometry. The primary objective is to determine the optimal position of a momentum source to maximise water tank mixing. Traditional CFD simulations alone would be impractical due to their time-intensive nature, but leveraging AI enables rapid exploration of thousands of trials within minutes, enhancing a more practical approach to fluid dynamics analysis.

Material and Methods

The investigated geometry replicates a 3D water tank measuring 8m in width, 12m in length, and 5m in height, featuring a momentum source to induce fluid mixing amalgamation. This geometry is a faithful representation of a real-world tank facility within our research group, serving as a validation platform for CFD results. Figure 1 provides a visual representation of the actual water tank and the momentum source.

To achieve the primary objective of determining the optimal placement of the momentum source within the 3D geometry for maximal liquid amalgamation, we initiate the process by preparing and executing a series of cases. These cases involve randomly positioning both the momentum source and its direction to ensure a balanced dataset. Each simulation comprises an average of 2000 iterations and spans a duration of approximately two hours. In Figure 2 we can see a converge state simulation cut in the z-axis where the momentum source is placed.

Subsequently, we integrate AI into the workflow, employing a NN due to its adeptness in handling high-dimensional problems. The NN's inputs consist of six variables—namely, the x, y, z positions, and the x, y, z directions of the momentum source—while the outputs correspond to the converged timestep of each simulation. The NN architecture, depicted in Figure 3, comprises Dense layers to capture the overarching shapes of the velocity field, followed by convolutional layers acting as a decoder to encapsulate these shapes and introduce the spatial context. Note that in our case training one NN per velocity component results in better performance in comparison to training all three dimensions together.

Once trained, the NN enables rapid inference of new cases, accomplishing this task in milliseconds. For evaluating liquid amalgamation, we adopt specific metrics, leveraging Optuna[2] a software toolkit renowned for its efficiency in parameter optimization.

Results

The NN predictions for velocity fields were evaluated against ground truth data obtained from CFD simulations. Three separate models were trained for each velocity component. Figure 4 illustrates the NN's prediction of the X-component velocity field at the level of the momentum source, juxtaposed with the true ground data from CFD simulations. Similarly, Figure 5 showcases the NN's prediction of the Y-component velocity field. Notably, predictions for the Z-component exhibit comparable accuracy. Notice that the dataset values are normalised for a better NN performance and so are the plotted figures.

Furthermore, preparations for optimising the momentum source's position to achieve maximum liquid amalgamation are underway. While preliminary results exist, they are not presented here due to ongoing refinement and lack of space. Clearer and more comprehensive results are expected closer to the conference date.

Conclusions and future work

This study presents an approach merging CFD with AI to optimise momentum source placement for maximum liquid amalgamation within a geometry. Validation via CFD showcases promising results, indicating effective utilisation of the proposed methodology.

Future work endeavours will entail validating results in the real-world water tank. Additionally, extending the approach to diverse geometries. As well as integrating multiple use geometries within the same problem but with different ratios which will enhance the NN’s generalisation capabilities facilitating broader applicability and improved performance.

References

[1] Ricardo Vinuesa and Steven L. Brunton. Enhancing computational fluid dynamics with machine learning. Nature Computational Science, 2(6):358–366, June 2022.

[2] Takuya Akiba, Shotaro Sano, Toshihiko Yanase, Takeru Ohta, and Masanori Koyama. 2019. Optuna: A Next-generation Hyperparameter Optimization Framework. In KDD.

Figures and Tables

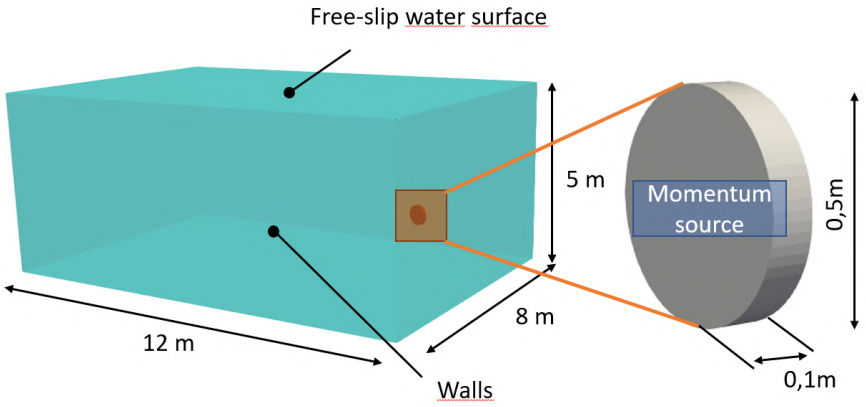


Figure 1. Water tank in which the problem is based.

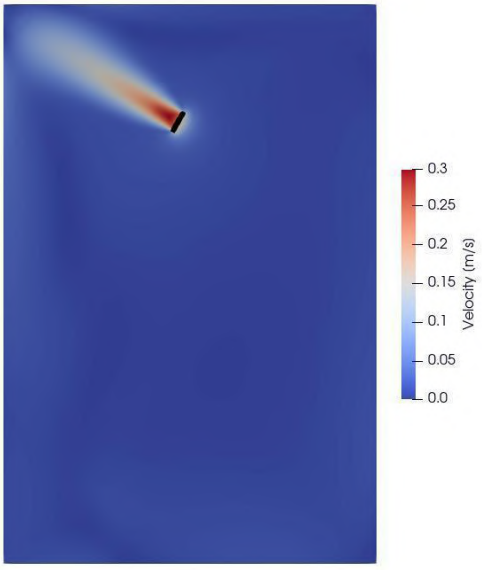


Figure 2. Velocity field module example of an already converged steady-state solution.

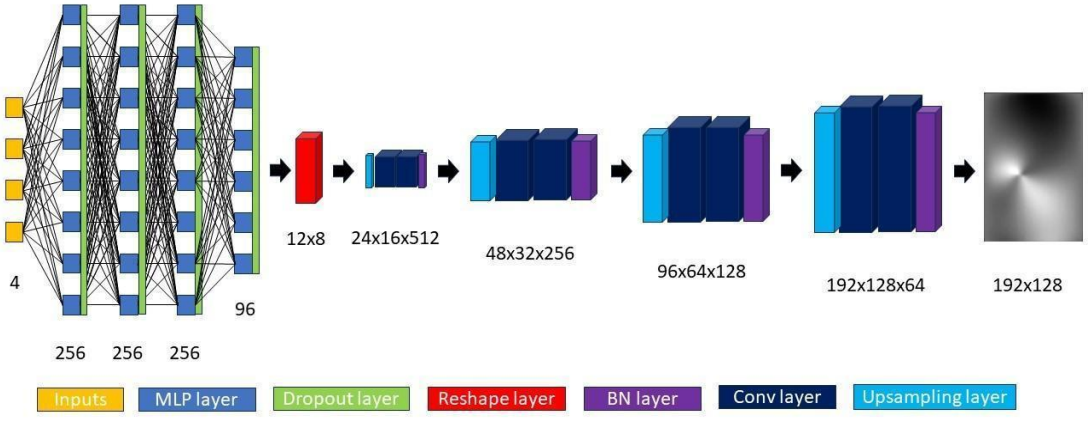


Figure 3. Neural Network architecture - Hybrid model with Dense and Convolutional layers.

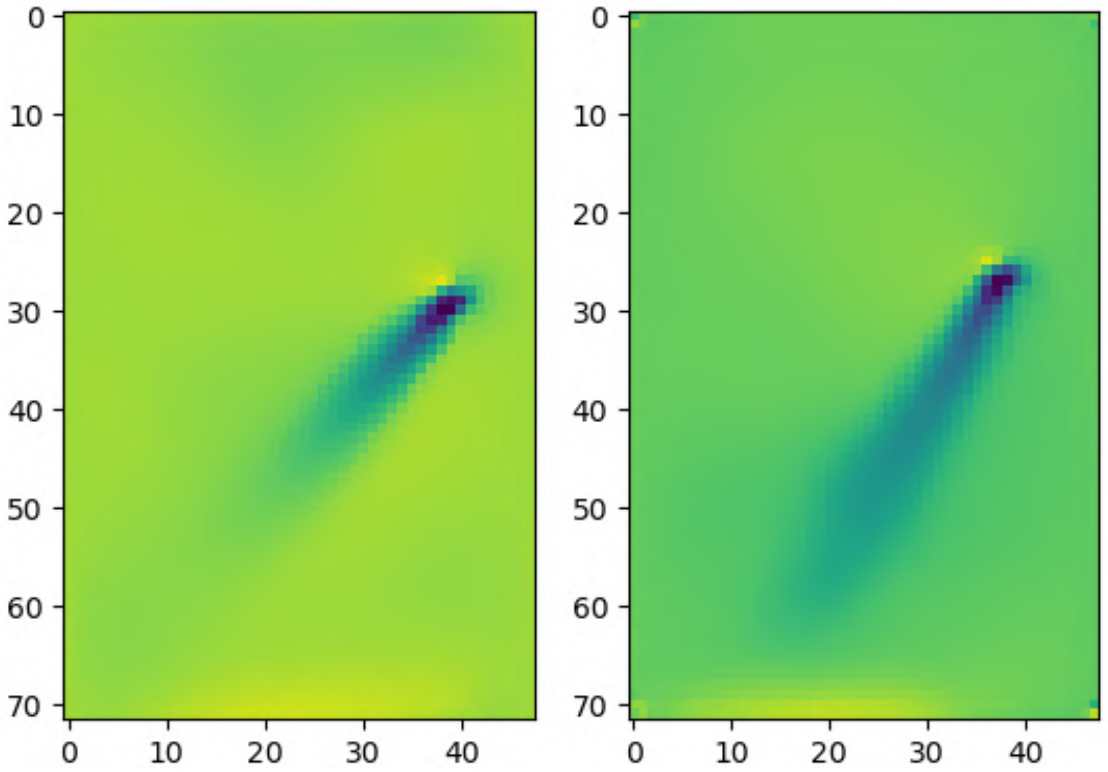


Figure 4. Velocity field in X-component decomposed in 72 x 48 pixels (Ground truth vs predicted).

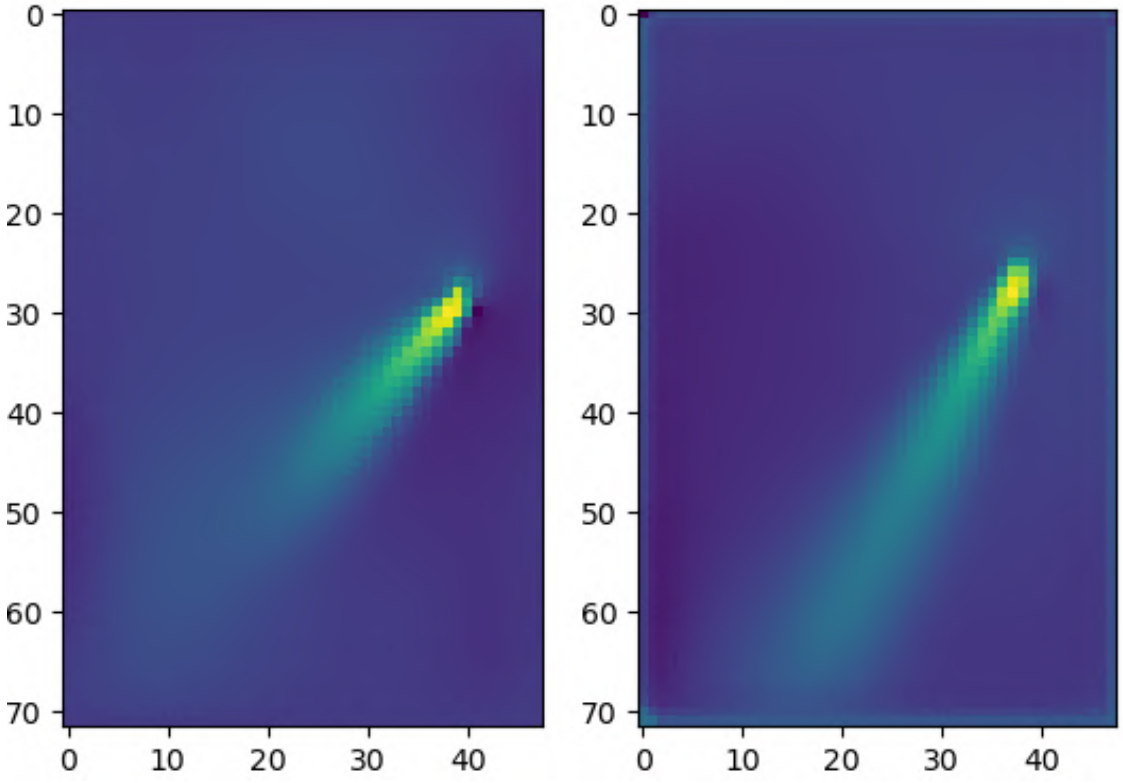


Figure 5. Velocity field in Y-component decomposed in 72 x 48 pixels (Ground truth vs predicted).

Scientific abstract **Nro. 14**

LIFE REPTES: BIOHIDRÓGENO RENOVABLE MEDIANTE CO-FERMENTACIÓN DE RESIDUOS LIGNOCELULÓSICOS Y LODOS DE EDAR

Jesús Godifredo[1*], Miguel Ángel Leal[1], Alfredo Rodrigo[1], Tamara Guijarro[2], Esteban Flores[2], Pablo Roda[3], Ana Fernández[3], Mª Pilar Pérez[4], Plàcid Madramany[4] y Ángel Madrid[4]

[1] AINIA, c/ Benjamín Franklin, 5-11, 46980 Paterna, Valencia

[2] Depuración de Aguas del Mediterráneo, Av Benjamin Franklin, 21, 46980 Paterna, Valencia

[3] Genia Bioenergy, Avinguda Ronda Nazaret, 9 Bajo, 46024, Valencia

[4] Consorci de la Ribera, C/ Taronger, 116, 46600, Alzira, Valencia

*Corresponding author: *jgodifredo@ainia.es*

Keywords: Biohidrógeno, Biogás, Valorización lodos

Abstract: El Proyecto LIFE REPTES con la colaboración de sus socios (AINIA, DAM, GENIA Bioenergy, y Consorci de la Ribera), tiene como objetivo la valorización energética de la paja de arroz mediante su co-digestión en dos etapas con lodos de depuradora urbana. En una planta demostrativa con capacidad de tratamiento de 91 ton de paja al año se están optimizando los parámetros de operación para la obtención de una corriente de biohidrógeno al 20-30% de H_2 y un incremento del 30% en la producción de biogás. Estos avances posicionan al LIFE REPTES como un proyecto clave para la sostenibilidad energética de las EDARs.

Introducción

Anualmente se queman enormes cantidades de paja de arroz en los arrozales situados en las proximidades del Parque Natural de la Albufera (Valencia, España), lo que supone unas masivas emisiones gases efecto invernadero (GEI) y material particulado que afectan a la calidad de vida de las poblaciones circundantes con un importante impacto ambiental. El proyecto LIFE REPTES permitirá valorizar la paja del arroz, junto con los lodos de depuradora, mediante la producción de biocombustibles renovables gaseosos (biohidrógeno y biogás).

Como aspectos diferenciadores de este proyecto cabe señalar la fermentación oscura (FO) para producir biohidrógeno y la metodología innovadora de pretratamiento de la paja de arroz antes de la FO. Además, el proyecto demostrará el potencial de las corrientes fermentadas de la paja de arroz como cosustrato de los lodos en la digestión anaerobia en las EDAR. El proyecto permitirá, no sólo mejorar el bienestar de los ciudadanos de los alrededores de las zonas de cultivo al evitar las emisiones de material particulado, sino también crear un nuevo modelo de negocio rentable y bioenergéticamente eficiente basado en la valorización de biorresiduos.

Materiales y métodos

LIFE REPTES utiliza un enfoque innovador para aprovechar la paja de arroz como cosustrato, junto con el lodo de depuradora, en la fermentación oscura y posterior digestión anaerobia. Esta separación optimiza la etapa limitante del proceso de digestión (hidrólisis) durante la fermentación oscura, recuperando el biohidrógeno producido, y proporcionando una corriente rica en ácidos grasos volátiles a la etapa de digestión anaerobia para la producción de biogás. Para optimizar el proceso es crucial

aplicar un pretratamiento de extrusión a la paja de arroz y de higienización del lodo de la depuradora para desactivar las bacterias metanogénicas. En la figura 1 se muestra el esquema de la planta demostrativa instalada. Tiene una capacidad de tratamiento de 0,3 t de paja y 1,2 t de lodo diaria y se encuentra instalada en la EDAR de Pinedo (Valencia).

Previamente al escalado en la planta demostrativa se han llevado a cabo un conjunto de ensayos en laboratorio (reactor de 30L) para el ajuste de parámetros operativos, modificando la proporción de paja y lodo y el tiempo residencia hidráulico, con el fin de maximizar la producción de H_2 en esta etapa y mejorar el sustrato para la etapa posterior de digestión anaerobia.

Resultados y discusión

Los resultados de los ensayos en laboratorio para el ajuste de los parámetros operativos se muestran en la Tabla 1. Se observa una producción de H_2 de hasta el 40% en la FO con una elevada producción de ácidos grasos volátiles que posteriormente servirán como sustrato para las bacterias metanogénicas en la segunda etapa del proceso enfocada a la producción de biometano.

Los balances energéticos y de huella de carbono iniciales, basados en los datos obtenidos hasta la fecha y asumiendo una corriente de gas del FO con 30% de H_2, indican que en la planta demostrativa se llegará a obtener 7.483 m^3 de H_2/año, es decir, 22.423 kWh/año. Los resultados sugieren una mejora del 20% en la producción de biogás en la digestión anaerobia, alcanzado una producción adicional de 45.604,2 m^3 de biogás, lo cual se traduciría en un aporte energético extra de 110.544 kWh/año.

Teniendo en cuenta que la EDAR Pinedo tiene el potencial para tratar 15.000 toneladas anuales de paja de arroz, encontramos que si implementamos el modelo REPTES a escala industrial se obtendría un incremento de producción energética total de 21,82 GWh/anual de energía renovable. El desglose de las aportaciones se muestra en la Tabla 2. Implementar esta estrategia de gestión de la paja en la Albufera supondría evitar la emisión de 9.000 t de CO_{2eq}/año por su quema, a la vez que se lograría reducir la huella de carbono de la EDAR en 8.200 t de CO_{2eq}/año.

Conclusiones

Los avances alcanzados en el LIFE REPTES ofrecen una nueva oportunidad para la sostenibilidad energética de las EDARs, ofreciendo soluciones concretas para la gestión de residuos agrícolas y promoviendo la generación de energía limpia de manera eficiente y sostenible a la vez que se da solución a problemas ambientales derivados de la gestión actual de la paja del arroz.

Figuras y tablas

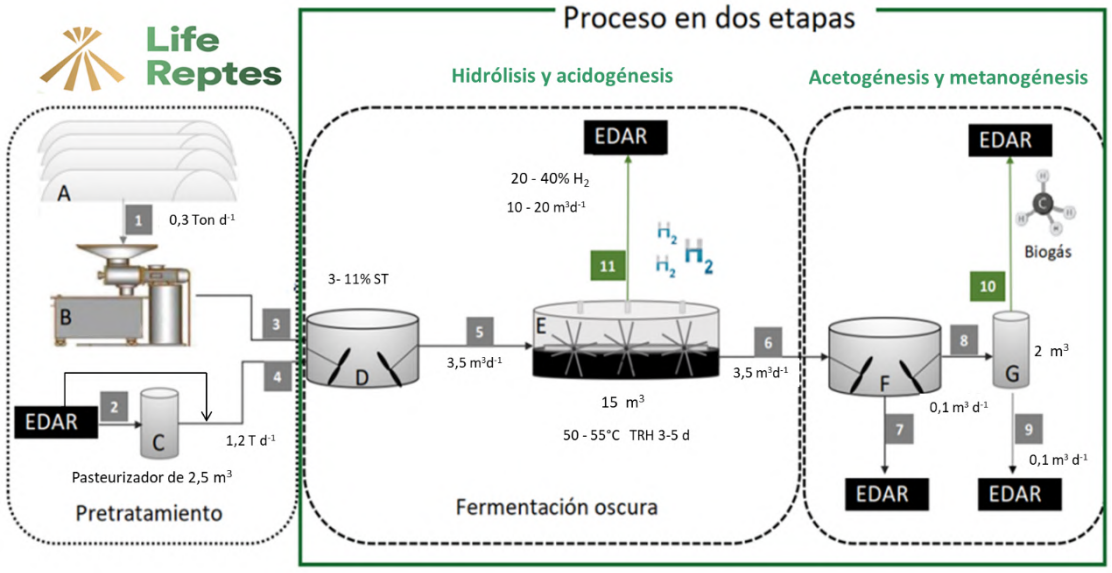


Figura 1. Flujograma del proceso LIFE REPTES (A – Ensilado; B –Bioextrusora; C – Pasteurizador; D – Tanque pre-mezcla; E – Fermentador Oscuro; F – Tanque mezcla; G – Digestor anaerobio)

Tabla 2: Composición del gas y ácidos grasos volátiles (AGVs) en la etapa de optimización de la producción de biohidrógeno.

Periodo	Volumen de gas producido ($NL \cdot L^{-1} \cdot d^{-1}$)	H_2 (% máximo)	H_2 (% medio)	Ác. butírico ($mg \cdot kg^{-1}$)	% Ác. butírico respecto AGV_s totales	Ác. propiónico ($mg \cdot kg^{-1}$)	% Propiónico respecto AGV_s totales
11	0.51	15.2	27.7	1068	13.4	282	13.4
12	0.49	19.3	32.3	484	25.6	180	9.5
13	0.45	22.8	38.9	624	29.7	212	10.1
14	0.43	14.2	22.5	517	26.0	241	12.1
15	0.41	10.0	17.1	368	14.8	425	17.1
16	0.40	1.5	2.1	318	12.2	485	18.6

Tabla 3. Desglose de los resultados obtenidos en el balance energético y de huella de carbono inicial

	Fermentación oscura (H_2)	**Digestión anaerobia (Biogás)**	**Total**
Energía neta obtenida por la paja *(Kwh/año)*	3.595.640	17.889.120	21.484.760
Energía neta obtenida por lodo *(Kwh/año)*	59.927	276.336	336.263
CO2 evitados *(t CO_{2eq}/año)*	854,14	7344,6	17.198,74*

*Se han sumado las 9.000 t CO_{2eq} evitadas al no quemar la paja de arroz

Scientific Abstract **Nro. 15**

Métodos rápidos de evaluación del grado de agotamiento del carbón activado

Ibon Garavilla Anuzita[1], Jonatan García Uriarte[2], Ana Urkiaga Guinea[3], Santos Paunero Herrero[4]
[1] Ingeniería Química, UPV/EHU. Estudiante en prácticas en Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, España
[2] Aquambiente-Veolia, Bizkaia, España (CATABB)
[3] Gaiker Technology Centre, Bizkaia, España (CATABB)
[4] Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, España (CATABB)
*Autor correspondiente: garavillaibon@gmail.com

Palabras clave: Carbón activo granular, saturación del GAC, tratamiento de aguas
Keywords: Granular activated carbon, GAC exhaustion, water treatment

Resumen: Este estudio exploró la posibilidad de analizar la saturación progresiva del carbón activado granular (GAC) en plantas de tratamiento de aguas, aplicando métodos analíticos como el Índice de Yodo, el Número de Azul de Metileno o la reducción de parámetros como absorbancia 254 (UV_{254}), Carbono Orgánico Disuelto (DOC) y Demanda Química de Oxígeno (DQO) en columnas rápidas en pequeña escala (RSSCT). A través de revisiones bibliográficas se investigaron métodos innovadores, como el de Emisiones Acústicas y Termografía Infrarroja, además de, técnicas de verificación utilizando microscopía SEM y termogravimetría. Adicionalmente, para dar veracidad a este estudio, se consultó mediante encuesta a empresas sobre estos métodos y se realizó un ensayo en columnas reales en planta.

Introducción

El Centro Avanzado de Tratamiento de Aguas Bilbao Bizkaia (CATABB), propiedad del Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, está desarrollando un proyecto donde evaluar de manera rápida y precisa el agotamiento del GAC se vuelve crucial para garantizar la efectividad de los sistemas de tratamiento de agua. La búsqueda de métodos innovadores y eficientes para determinar el grado de agotamiento del GAC es un punto esencial de investigación y desarrollo en la búsqueda de soluciones en la problemática de la calidad del agua tratada y su disponibilidad. Contribuiría en la eficiencia operativa , y por tanto económica en las plantas de tratamiento de aguas, al detectar rápidamente el punto de saturación del GAC pudiéndose implementar de esta manera medidas correctivas o de reemplazo que rentabilizarían estos procesos a largo plazo.

El objetivo central de este proyecto consiste en verificar la existencia de métodos rápidos y efectivos para evaluar el agotamiento del GAC. Asimismo, se llevará a cabo una comparación detallada de diversas técnicas adaptables a diferentes plantas o situaciones.

Materiales y métodos

El Índice de Yodo (IN) está normalizado de ensayo con la norma ASTM D4607-94 y el Número de Azul de Metileno (MB) se realiza mediante el método de CEFIC. Se precisa material de laboratorio común como: estufa de 150ºC, tamiz de 150 mesh, mortero o picador, balanza, bureta de valoración de 25 ml, cuchara, embudos, filtros plegados Whatman 2V 18 Ø, matraces con tapón de 100, 250 y 1000 ml, micropipeta de 5 ml, puntas de pipeta, placa de agitación-calor, vasos de precipitados de 80, 350, 500 y 1000 ml, espectrofotómetro y varilla de vidrio. En cuanto a los reactivos, para el

Índice de Yodo se necesita: HCl al 5%, tiosulfato de sodio 0,1N, solución de yodo 0,1N y solución de almidón al 1%; mientras que para el Azul de Metileno se necesita: azul de metileno (DAB VI), agua destilada y ácido acético concentrado.

El tercer método utilizado consistió en el monitoreo de parámetros de la calidad del agua (UV_{254}, DOC, DQO, pH y turbidez) en columnas de laboratorio. Material: 1-2 columnas RSSCT de 1,50 cm de diámetro y 13 cm de longitud de lecho, que puedan tratar un caudal de aproximadamente 10 ml/min.

Para verificar realmente que el agotamiento de un GAC (y por tanto los índices IN y MB) afecta a la calidad de los parámetros de una planta de tratamiento de aguas se realizó un ensayo con los carbones de los filtros de la planta piloto de Etxebarri , (CATABB). La columna 1 está rellena del GAC "Che2" (muy agotado) y la columna 2 del "Nor2" (poco agotado). Se realizaron mediciones de Trihalometanos (THM), UV_{254} y DOC dos días consecutivos con parámetros de entrada similares.

Los GAC estudiados formaban parte de dos lotes de vírgenes, parcialmente agotados y completamente agotados: uno del CATABB y otro de la Estación de Tratamiento de Agua Potable (ETAP) de Venta Alta, Bizkaia.

Resultados y conclusiones

Se decide que los métodos más convenientes temporal y económicamente a realizar en laboratorio son el Índice de Yodo, Número de Azul de Metileno y la adsorción en columnas RSSCT. La encuesta a empresas mostró que estos eran los métodos más utilizados por las empresas gestoras de aguas y que ninguna conocía los métodos de Emisiones Acústicas o Termografía Infrarroja. Es por eso por lo que se decidió a futuro realizar una evaluación económica de todos los métodos con el fin de ver si estos podrían ser rentables.

Respecto a los resultados de los ensayos, se puede observar que los valores obtenidos en este proyecto y los obtenidos en los laboratorios del proveedor siguen la misma tendencia, con un porcentaje de desviación que es reducido para el IN y más moderado para el MB. Por tanto, es viable realizar estos métodos en un laboratorio interno.

Se concluye que ninguno de los GAC de Venta Alta está agotado. Los filtros 3 y 4 (VA 3 y VA 4) todavía se encuentran en la asíntota descendiente, mientras que los demás, se encuentran en la asíntota constante (Figuras 1 y 2).

Tanto el IN como el MB muestran la misma tendencia de agotamiento para los GAC. Para el IN, se obtiene una desviación promedio de 6,2% respecto de los datos del proveedor, concluyéndose que el porcentaje de desviación se sitúa en un rango asumible para contabilizar los experimentos. Para el MB, se obtiene una desviación promedio de 18,5% que se podría asumir dependiendo de los objetivos del estudio. Para el MB se obtiene una desviación mayor debido a que, a diferencia del IN, el método no está normalizado y existen diversos procedimientos, además de que, el propio método es susceptible a cierta subjetividad a la hora de valorar la decoloración. La correlación entre ambos métodos es buena con un coeficiente R^2=0,92 (Figura 3).

Las correlaciones con la carga de trabajo de cada filtro (medidas en días de uso, a falta de datos de caudal exacto) y el agotamiento tienden a ser aceptables con coeficientes R^2 comprendidos entre 0,63-0,78. En consecuencia se deduce que el agotamiento de un GAC no solo está relacionado con el tiempo de funcionamiento de cada filtro sino con otras posibles variables también (como la calidad del agua de alimentación, tipos de contaminantes, presencia de competidores, características del propio GAC, condiciones operativas, etc.). Es decir, R^2 no se ajusta más es porque el tiempo no es el único factor determinante (Figura 4).

Este estudio verifica la hipótesis de que un GAC menos agotado es significativamente más eficaz en eliminación de THM comparado con uno más agotado, el cual aún retiene cierta eficacia significativa. Además, se establecen buenas correlaciones con los parámetros UV_{254} y DOC. Se observa que al alcanzar el 50% de saturación del GAC se produce una bajada drástica en la calidad del agua, destacando la importancia de controlar esa variable con el fin de prevenir una desestabilización en la planta.

Referencias

Daoji, W., Chenglong, L., Zhaoliang, Z., Ning, W., Shujie, L., Hao, L. (2015). *Study on indicators for granular activated carbon screening and adsorption cycle determining*. Ji'nan, China.
European Council of Chemical Manufacturers' Federations. (1896). *Test methods for activated carbon.*
Crespo, H., Vanreppelen, K., Yperman, J., Brito, A., Carleer, R.(2016). *A Colorimetric Method for the Determination of the Exhaustion Level of Granular Activated Carbons Used in Rum Production.*
Laurent Degremont España. (2007). *Manual Técnico del Agua.* Bilbao, España.
Tello, G. A. (2018). *Caracterización de carbones activados de fabricación nacional para uso en sistemas de refrigeración solar por adsorción.* Mendoza, Argentina.
Mariño, T., Crespo, H., Yperman, J., Sanchez, A., Carleer, R., Puente, J., Reggers, G., Haeldermans, T., Thijssen, E., Samyn, P., Gryglewicz, G., Salomon, L. (2020). *Improvement of a new accoustic emission analysis techniue to determine the activated carbon saturation level: A comparative study.*
Mariño, T., Crespo, H., Yperman, J., Sanchez, A., Carleer, R., Puente, J., Adriaensens, P., Reggers, G., Czech, J., Vandamme, D., Gryglewicz, G., Salomon, L. (2021). *Infrared thermography: A new approach for the characterization and management of activated carbons applied in water treatment.*

Figuras y tablas

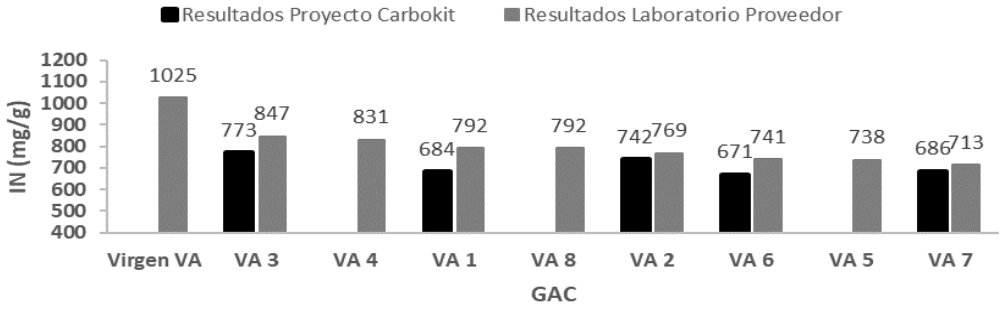


Figura 1. Valores de IN para los diferentes GAC de la ETAP de Venta Alta**.**

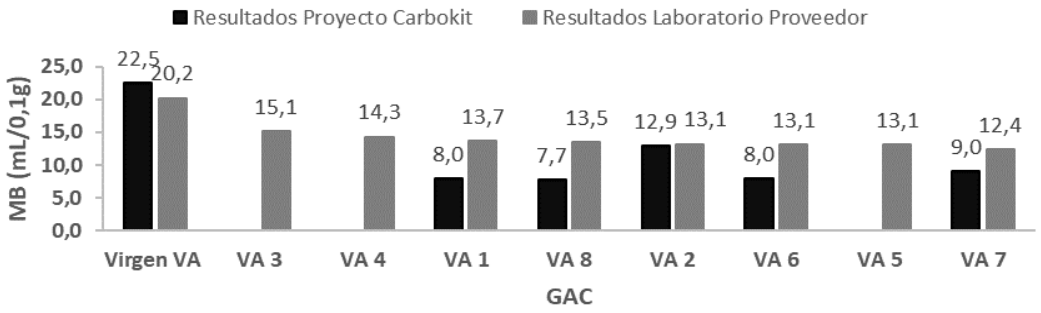


Figura 2. Valores de MB para diferentes GAC de la ETAP de Venta Alta.

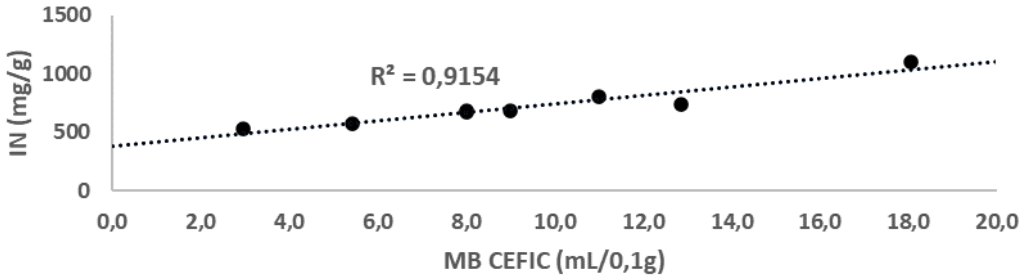


Figura 3. Correlación entre los dos métodos IN y MB.

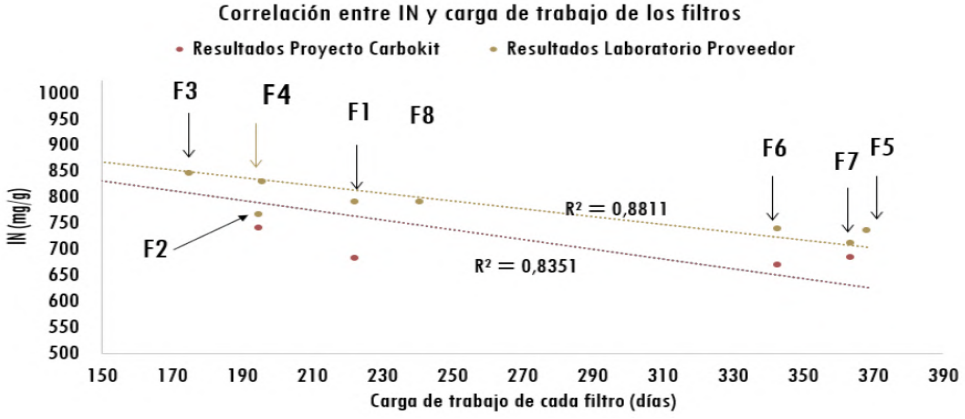


Figura 4. Correlación entre IN y carga de trabajo de cada filtro.

Scientific Abstract **Nro. 16**

Determinación de la mejor alternativa de mantenimiento del carbón activo granular utilizado en la potabilización de agua

Ambar Isabella Quiñones Cetre[1]

[1]Facultad de ciencia y tecnología, Universidad del País Vasco, España
*Ambar Isabella Quiñones Cetre: aquinones003@ikasle.ehu.eus

Palabras clave: Carbón activo; mantenimiento

Resumen: El Centro Avanzado de Tratamiento de Aguas de Bilbao Bizkaia (CATABB), propiedad del Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia (CABB), está desarrollando el proyecto denominado MAFICA I, cuyo objetivo principal la determinación de la mejor alternativa de mantenimiento de los filtros de carbón activo. Este proyecto se realiza para ayudar a la ETAP de Venta Alta del Consorcio de Aguas de Bilbao Bizkaia a continuar con su excelente labor de potabilización de aguas. En este estudio se evalúa la importancia que presenta cada parámetro de caracterización del carbón activo en sus propiedades físicas y químicas y como pueden afectar éstas a la calidad del agua potable tratada con el mismo.

Introducción

Para determinar la mejor alternativa de mantenimiento del carbón activo granular (CAG), se realizará un estudio donde se evalúe el comportamiento del mismo para diversos escenarios de conservación bajo las mismas condiciones ambientales (oscuridad; para evitar la proliferación de algas y el crecimiento microbiológico, cubierto e isotermo). En este estudio, se planean realizar dos grupos de analíticas en un laboratorio externo, Chiemivall, espaciadas un periodo de dos meses, donde, en la primera se realiza una caracterización inicial para disponer de las propiedades actuales del carbón con el que se va a trabajar y en la segunda se miden las propiedades tanto físicas como químicas de los CAG almacenados mediante tres alternativas de mantenimiento distintas. Siendo estas; almacenamiento en húmedo y sumergido en agua filtrada, ya sea realizando o no lavados periódicos cada 15 días. Adicionalmente, en los laboratorios del CATABB, se realiza paralelamente la medición de dos parámetros estrechamente relacionados con la capacidad de adsorción del CAG (índices de yodo y azul de metileno) al mismo instante que los lavados, para seguir el comportamiento del CAG en periodos de tiempo más estrechos y así determinar si se producen variaciones significativas.

Métodos y materiales

Los parámetros analizados por el laboratorio externo anteriormente mencionado se muestran en la Tabla 1, donde además se introduce la norma estandarizada seguida para la realización de las pruebas y los valores típicos que suelen tomar dichas variables. Tal y como puede observarse, todas las pruebas realizas se encuentran estandarizadas, por lo cual, únicamente se incluye la información correspondiente a la referencia de la norma, para que el lector pueda indagar o profundizar si así lo desea. El índice de yodo es un parámetro que sirve para evaluar la capacidad operativa que presenta un carbón activado, es decir, mide la cantidad de fluido que puede tratarse con un carbón determinado para obtener una calidad específica. En cuanto a azul de metileno se puede decir que índica la capacidad de adsorción de un carbón activado frente a moléculas de gran tamaño. El coeficiente de uniformidad mide la variabilidad

de tamaños que presentan las partículas del material y su impacto en la eficiencia de adsorción, la talla efectiva proporciona información sobre el tamaño promedio característico de las partículas en el carbón activo, mientras que la granulometría se centra en la medición de la distribución general de tamaños de partículas. La densidad aparente se refiere a la masa por unidad de volumen que ocupa un material granular y el área superficial índica la cantidad de superficie disponible que presenta para adsorber moléculas y contaminantes. Por otro lado, la humedad es la medida de la cantidad de agua que se encuentra retenida en la superficie del carbón y contenido de cenizas totales brinda información sobre el contenido total de inorgánico o inerte que tiene el carbón activo.

Resultados y discusión

Los resultados iniciales de la caracterización del carbón activo granular obtenidos por el laboratorio externo y la evolución del azul del metileno y el índice de yodo con el tiempo para un periodo de 30 días, como puede observarse en las Figuras 1 (a y b).

Tal y como puede observarse en las Figuras anteriores, el comportamiento del carbón activo medido con ambos índices es muy similar. La tendencia general observada es la pérdida de capacidad de adsorción con el tiempo para todos los escenarios estudiados. Cabe mencionar que el carbón activo que sufre lavados periódicos se está saturando con mayor velocidad, lo cual es coherente, dado que al ponerse en contacto agua filtrada con un contenido determinado de materia orgánica y el CAG, ésta se adsorbe sobre la superficie, ya que el CAG aún no se encuentra saturado.

La granulometría realizada para la muestra de carbón, nos indican que corresponden a granulometrías 12x40 con roturas en los granos finos y gruesos, pero estando dentro del valor máximo permitido en la norma UNE EN 12915. Respecto al contenido de humedad, éste indica que el carbón tiene un alto contenido en humedad por causa de su uso en medio acuoso. El contenido de cenizas se encuentra en el intervalo correspondiente a la normativa UNE EN 12915. El resultado del análisis de la adsorción de azul de metileno, indica que es bajo y respecto al índice de yodo, se puede mencionar que están medianamente saturados, ya que su número de yodo es superior a 500 mg/g, límite de saturación del carbón activado.

Conclusiones

Del periodo de estudio analizado, se puede concluir que el carbón inicial no se encontraba saturado a pesar de tener más de un año en funcionamiento y que las propiedades que tiene son aptas para ser empleado como medio filtrante en las operaciones de tratamiento de aguas potables. Teniendo en cuenta que el proyecto está aún en ejecución (fin estimado 31 de mayo de 2024), no se puede establecer aún una decisión clara que permita determinar la mejor alternativa de mantenimiento de CAG. Sin embargo, al tener en cuenta las recomendaciones de diferentes autores como Kira Alyona. Se espera que no resulte adecuado el almacenamiento de CAG húmedo, debido a que la suciedad se queda retenida en los poros del carbón de manera casi permanente disminuyendo su capacidad de adsorción y que el mantenimiento con lavados periódicos sea el que presente una mejor conservación de las propiedades de los filtros de carbón activo.

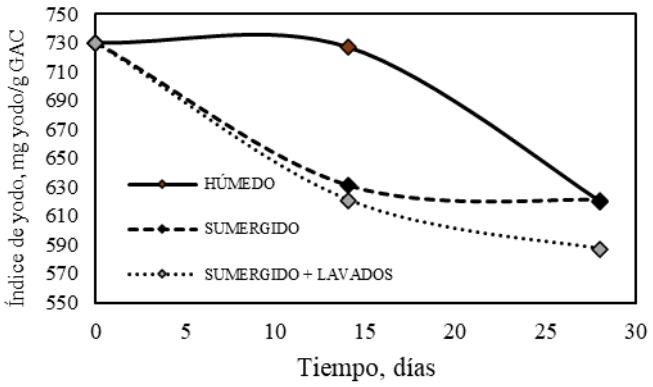
Referencias

ASTM 2854 "Método de prueba estándar para determinar la densidad aparente del carbón activado
ASTM 2862 "Método de prueba estándar para la distribución del tamaño de partícula de carbón activado granular"
ASTM 2866 "Método de prueba estándar para determinar el contenido total de cenizas de carbón activo"
ASTM 2867 "Método de prueba estándar para determinar la humedad de carbón activo"
ASTM 3838 "Método de prueba estándar para la determinación del pH de un extracto acuoso de carbón activado"
ASTM 4607 "Método de prueba estándar para determinar el número de yodo del carbón activado"
El método B.E.T." Determinación de la superficie de un sólido basado en la adsorción de N2, a baja temperatura"
Método CEFIC "Prueba de adsorción. Valor de azul de metileno"
Norma UNE-EN 12915-1:2009 "Productos químicos utilizados en el tratamiento del agua destinada al consumo humano. Carbón activo granulado"
Alyona K. (2024), Mejores prácticas para el mantenimiento y longevidad del filtro de carbón. Recuperado de: https://purechemicals.online/activated-carbon-filter-maintenance/

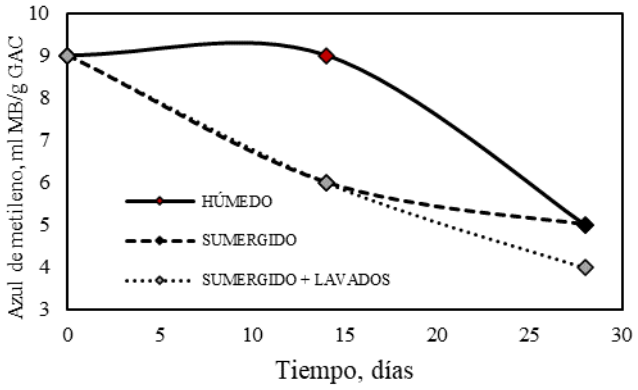
Figuras y Tablas

Tabla 1. Principales parámetros de caracterización de un carbón activado en el tratamiento de aguas.

Parámetro	Unidades	Valores típicos	Norma aplicada
Índice de yodo	mg yodo/ g CAG	500 - 1200	ASTM D-4607
Contenido cenizas totales	% base seca	3 - 15	ASTM D-2866
pH del extracto	pH	2 - 11	ASTM D-3838
Humedad	% peso	2 - 15	ASTM D-2867
Coeficiente de uniformidad	Adimensional	< 2,1	ASTM D-2862
Densidad aparente	kg/m^3	0.26 – 0.65	ASTM D-2854
Talla efectiva	mm	0.4 – 3.3	ASTM D-2862
Área superficial	m^2/g CAG	500 - 1200	ASTM D-3037
Índice de Azul de Metileno	ml azul metileno/ g CAG	------	Método CEFIC
Granulometría	U.S. Standard Sieve	8x30- 12x40	ASTM D-2862



(a)



(b)

Figura 1. Evolución de la capacidad de adsorción del carbón activo granular teniendo en cuenta **(a)** índice de yodo y **(b)** Azul de metileno para diferentes condiciones de almacenamiento en función del tiempo.

Scientific abstract **Nro. 17**

Sustainable water management by hollow fiber membrane technology

Rodrigo Guerrero [1], Loreto García-Fernández [1], Carmen García-Payo [1]

[1]Department of Structure of Matter, Thermal Physics and Electronics, Faculty of Physics, Complutense University of Madrid, Madrid, Spain.
*Corresponding author: rodguerr@ucm.es

Keywords: desalination; membrane distillation; green hollow fiber

Abstract: Green polymeric hollow fiber membranes (HFMs) were prepared, characterized and applied in desalination by membrane distillation (MD). First, rheological, thermodynamic, and kinetic studies were carried out to select the HFM preparation conditions. HFMs were prepared by nonsolvent induced phase inversion (NIPS) technology (dry-wet and wet-wet spinning configurations). The morphological and structural characterization of the membranes was performed to confirm their suitability for the MD process. Desalination MD experiments were carried out resulting in the production of ultrapure water. MD permeate flux was improved through a proper control of the MD operation parameters.

Introduction

Water scarcity is one of the main challenges to be solved nowadays. Membrane technologies represent a possible solution and MD attracts the attention of the scientific community due to its environmental benefits.

MD is a non-isothermal process whose driving force is a vapor pressure difference through a porous hydrophobic membrane (Eykens *et al.*, 2016). One of the main advantages of MD is that it is able to produce pure water even when extremely high saline solutions are treated. This overcomes the osmotic pressure limitation of reverse osmosis allowing zero liquid discharge. MD processes can be also easily combined with renewable energies, such as thermal solar energy.

Despite MD environmental benefits, sustainable membrane production is still a challenge. Polymeric membrane engineering continues using toxic solvents, that pollute water during membrane preparation. Therefore, it is crucial to pursue a greener alternative. In addition, high energy efficiency and water production are needed to implement this technology in the industry.

Material and Methods

NIPS methodology was employed to prepare polymeric HFMs using both dry-wet and wet-wet spinning configurations (Garcia-Fernandez *et al.*, 2017). The green solvents mixture was dimethyl sulfoxide (DMSO) and with triethyl phosphate (TEP) (Prat *et al.*, 2015). The copolymer was poly(vinylidene fluoride-co-hexafluoropropylene) (PVDF-HFP). The employed nonsolvents were water (w) and its mixture with tetraethylenglycol (t) used both as internal and external coagulants.

Different characterization techniques were used to analyze the viscosity, together the thermodynamic and kinetic behaviour of the polymeric solution during the NIPS process. The properties of the prepared membranes were also studied, such as the

morphological structure (Scanning Electron Microscopy, SEM), liquid entry pressure (LEP), diameters and thickness (Eykens *et al*., 2016).

MD desalination experiments were performed under different operation conditions, using the experimental set-up described by Garcia-Fernandez *et al*. (2014).

Results and Discussion

Hollow fiber membranes were successfully prepared using green solvents. The morphology of the HFMs is shown in Fig. 1. It was observed that the use of a viscous coagulant (t) induced the formation of thinner membranes and more porous surfaces. The thickness of the prepared membranes was between 80 and 160 μm, and the LEP values were higher than 2 bar. These membrane characteristics agree well with the recommendations given by Eykens *et al*. (2016) for suitable MD membranes.

The prepared HFMs were applied for water desalination by MD. Both permeate flux and salt rejection factor were summarized in Fig. 2 and Fig. 3. It can be concluded that using wet-wet spinning configurations resulted in higher permeate fluxes due to the higher porosity of the external surfaces (see Fig. 2), as observed by García-Fernández *et al*. (2017). Membranes prepared with viscous internal and external coagulants (t-t) also presented higher permeate fluxes than those of the membranes prepared with water (w-w). By increasing the circulation flow rate of the MD system, it was possible to improve the permeate flux (see Fig. 3). Finally, it is important to highlight that the quality of the produced water is excellent, with rejection factors higher than 99.9%.

Conclusions

MD technology is a suitable solution for water treatment, with multiple environmental advantages. It is possible to transform traditional membrane fabrication methodology to avoid damaging both the environment and human health. Further investigations are needed to improve membrane performance for its future industrial application.

Acknowledgements

The authors acknowledge the support of the Madrid Government (Comunidad de Madrid-Spain) under the Multiannual Agreement with University Complutense of Madrid (Research Incentive for Young PhDs, V PRICIT, Regional Programme of Research and Technological Innovation, PR27/21-060). RG acknowledges Spanish Ministry of Education for the Department Collaboration grant (22CO1/005909).

References

Prat D., Wells A., Hayler J., Sneddon H., McElroy C.R., Abou-Shehada S. and Dunn P.J. (2016). CHEM21 selection guide of classical- and less classical-solvents. *Green Chemistry,* 18, 288-296.

Eykens L., De Sitter K., Dotremont C., Pinoy L. and Van der Bruggen B. (2016). How To Optimize the Membrane Properties for Membrane Distillation: A Review. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 55 (35) 9333-9343.

García-Fernández L., García-Payo M.C. and Khayet M. (2014). Effects of mixed solvents on the structural morphology and membrane distillation performance of PVDF-HFP hollow fiber membrane. *Journal of Membrane Science,* 468, 324-338.

García-Fernández L., García-Payo M.C. and Khayet M. (2017). Mechanism of formation of hollow fiber membranes for membrane distillation: 2. Outer coagulation power effect on morphological characteristics. *Journal of Membrane Science,* 542, 469-481.

Figures and Tables

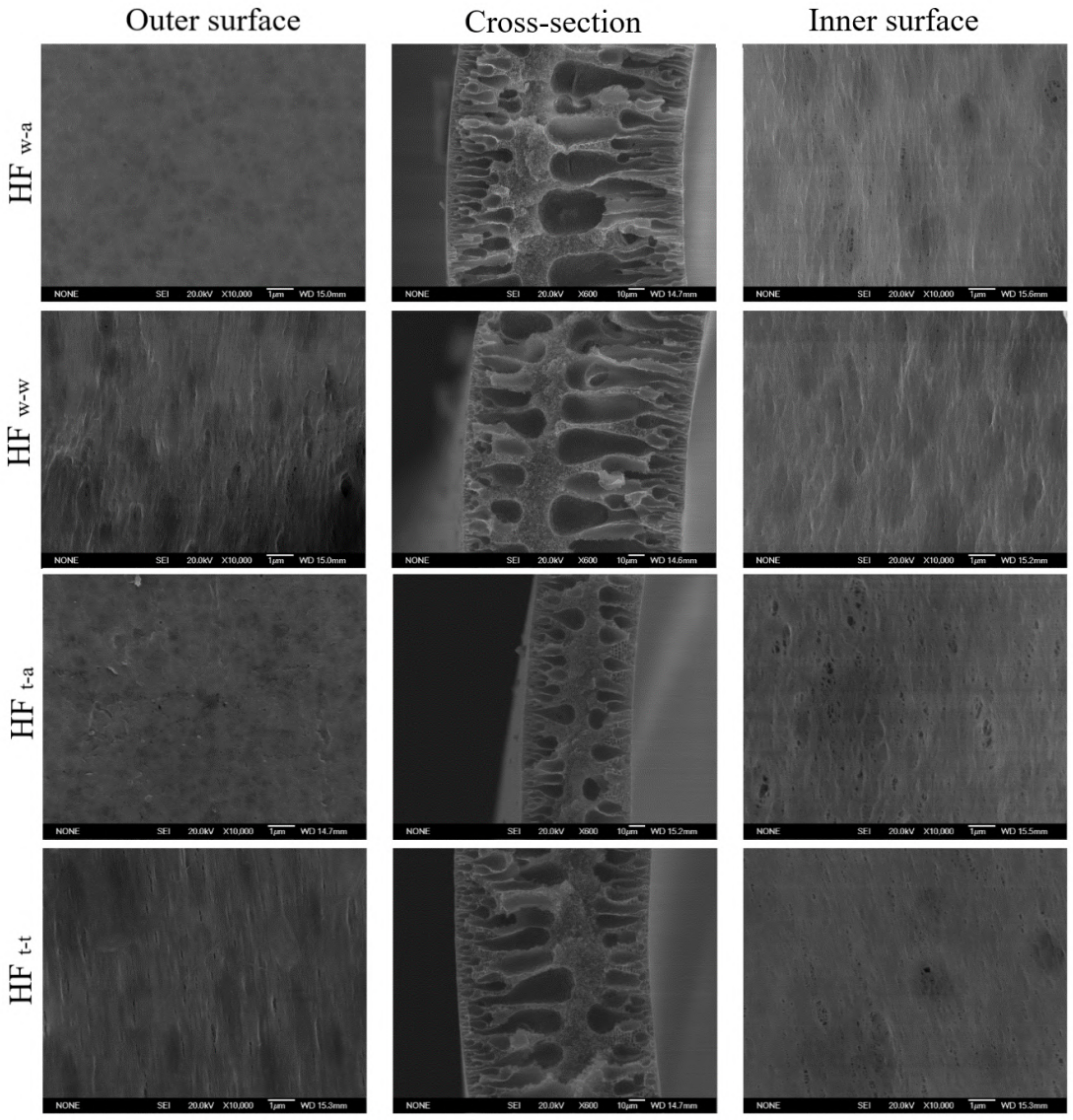


Figure 1 SEM images of the cross-sections and inner and outer surfaces of the HFMs prepared with DMSO-TEP as solvent and water (w) and aqueous mixture of tetraetilenglicol (t) as nonsolvents (simultaneous internal and external coagulants, i.e. wet-wet spinning; or just internal coagulant and air (a) at the external face, i.e. dry-wet spinning).

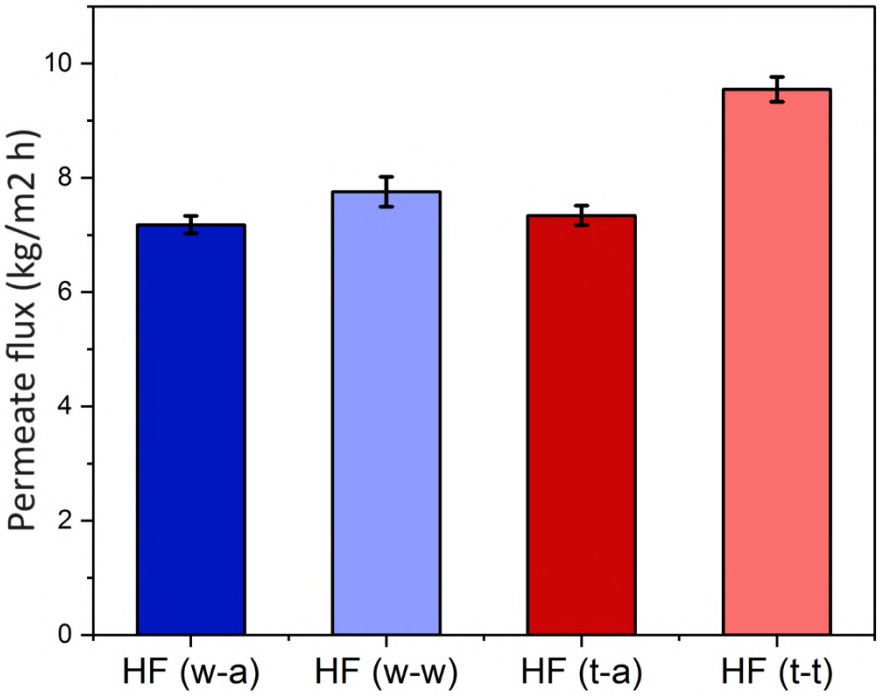


Figure 2 MD permeate flux of the HFMs prepared with DMSO-TEP as solvent and water (w) and aqueous mixture of tetraetilenglicol (t) as nonsolvents. Feed solution: distilled water. Feed temperature: 80ºC. Permeate temperature: 25ºC. Flow rate: 50 r.p.m.

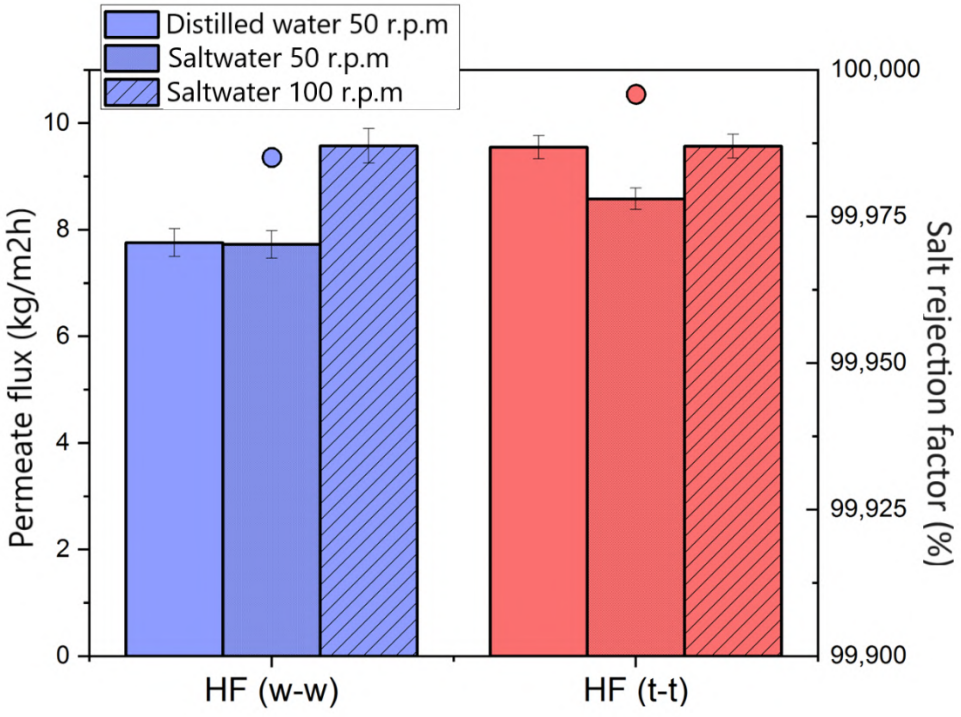


Figure 3 MD permeate flux and salt rejection factor of the HFMs prepared with DMSO-TEP as solvent and w and t as nonsolvents. Feed solution: distilled water (blue) and salty water (NaCl, 3 wt%) (red). Feed temperature: 80ºC. Permeate temperature: 25ºC. Flow rate: 50 and 100 r.p.m.

Scientific Abstract **Nro. 18**

Scaling-up a multi-step cascade photocatalytic reactor for water disinfection and decontamination

Isabel Espinoza-Pavón[1,2], Ilaria Berruti[1,2], Samira Nahim-Granados[1,2], Isabel Oller[1,2], Sixto Malato[1,2], Cristina Monteserrín[3], Haizea Zarrabe[3], Amaia Goitandia[3], and Miren Blanco[3] and María Inmaculada Polo López[1,2*]

[1]Plataforma Solar de Almería–CIEMAT, Ctra Senés km 4, 04200, Tabernas- Almería, Spain.

[2]CIESOL, Joint Centre of the University of Almería-CIEMAT, 04120, Almería, Spain.

[3]Fundación Tekniker, C/ Iñaki Goenaga 5, 20600, Eibar – Gipuzkoa, Spain

*Corresponding author: mpolo@psa.es

Keywords: *E. coli*; immobilized TiO_2; Well Water

Abstract: This study evaluates a multi-step photocatalytic reactor (MSCR) with a set of stairs coated with TiO_2 and its combination with H_2O_2 for simultaneous disinfection and decontamination of well water at two pilot scales (5 L and 50 L total capacity). A good photocatalytic performance with same tendency was observed at both scales. The feasible reusability was observed after around 2 months of testing by achieving ∑CECs removal rates > 80% and 1.47 Log Reduction Value (LRV) of *Escherichia coli* after 240 min (413 kJ/m^2). A single addition of H_2O_2 (50 mg/L) enhanced the photocatalytic disinfection allowing 5.5 LRV after 105 min (228 kJ/m^2).

Introduction

Water crisis, droughts, water pollution, inequitable access to water and sanitation, and the spread of waterborne diseases represent serious environmental and public health problems. The H2020 ENERGICA project, funded by the European Commission (GA 101037428), was conceived to prove the viability of applying different technologies to overcome problems within the water-food-energy framework in developing countries. In water purification context, heterogeneous photocatalysis, a well-studied Advanced Oxidation Process, has been proposed as an easy-to-operate and affordable technology (Malato *et al.*, 2009). However, scaling-up is still challenging since several parameters need to be addressed, such as, type of catalyst implementation, flow rate, time of exposure, physicochemical and biological parameters of the water matrix, etc. The aim of this study is the design, development, scaling-up, and assessment of a solar-photocatalytic multi-step cascade reactor coupled with a set of immobilized TiO_2 steps for the treatment of well water at two different pilot scales. The well-known photocatalytic enhancement strategy of adding low concentration of H_2O_2 was also evaluated at both scales.

Material and Methods

All the assays were carried out at pilot scale with two MSCR (5 and 50 L of volume capacity, respectively) under natural sunlight (Figure 1). Well water, obtained from a deep well of 200 m located at Plataforma Solar de Almería (PSA), was selected as a model of natural surface water. MSCRs were constructed based on previous findings (Guillard *et al.*, 2003). The reactors consist of AISI 316L stainless-steel staircases (1.5x1.0x0.8 and 1.6x1.6x3.0 m), illuminated areas of 0.4672 - 4.000 m^2, irradiated volumes of 1.6 - 10.4 L, and flow rates of 340 - 500 L/h, respectively and fixed at 37° (local latitude). The immobilization of TiO_2 was carried out by coating stainless-steel steps with solutions of TiO_2 200 g/L by Tekniker (Gipuzkoa, Spain) (Monteserrín *et al.*, 2024). Well water was spiked with a mix of CECs and the bacterium *E. coli* to

assess the simultaneous decontamination and disinfection capacity of the photocatalytic MSCR. *E. coli* was monitored by plate counting with a Detection Limit (DL= 2 CFU/mL). Three CECs (imidacloprid, sulfamethoxazole and trimethoprim) were monitored by UPLC with an UV/DAD following a previously described methodology (Berruti *et al.*, 2022). The combination with H_2O_2 (50 mg/L), was also evaluated in both reactors. H_2O_2 concentration was measured by spectrophotometry at 410 nm according to DIN 38402H15.

Results and Discussion

Figures 2a and 2b show the *E. coli* inactivation and CECs degradation profiles at 5L-MSCR, respectively. In general, the presence of immobilized TiO_2 determined faster disinfection and decontamination removal kinetics in comparison with its absence. The photocatalytic treatment allowed 2.2 LRV of *E. coli* after 180 min (424 kJ/m^2), and > 80% of CECs were attained after 105 min. Reusing the catalyst after around 2 months of use keeps the photocatalytic capacity allowing almost similar kinetics, proving its reusability. The strategy of adding H_2O_2 (50 mg/L) showed a clear impact on the enhancement of the disinfection photocatalytic process, where *E. coli* reached DL after 45 min (79 kJ/m^2) while the tendency of CECs remained similar to the absence of H_2O_2.

At 50L-MSCR scale, the disinfection (Figure 2c) and decontamination (Figure 2d) trends were similar to 5L-MSCR. The photocatalytic inactivation of *E. coli* was enhanced by the addition of H_2O_2, reaching > 5 LRV after 90 min of treatment. Regarding ∑CECS, results did not shown differences with and without the presence of H_2O_2, reaching in all cases > 80% removal after 90 min.

Conclusions

The efficiency of a novel photocatalytic reactor coupled with immobilized TiO_2 was tested for simultaneous disinfection and CECs removal in well water at two pilot scales. The photocatalytic treatment showed very good performance for CECs removal (> 80%), while for disinfection, a single addition of H_2O_2 (50 mg/L) was need to reach > 5 LRV.

References

Berruti, I., Polo-López, M. I., Oller, I., Flores, J., Marin, M. L and Bosca, F. (2022). Sulfate radical anion: Laser flash photolysis study and application in water disinfection and decontamination. *Applied Catalysis B: Environmental*, **315**, 121519.

Guillard, Ch., Disdier, J., Monnet, C., Dussaud, J., Malato, S., Blanco, J., Maldonado M.I. and Herrmann, J. M. (2003). Solar efficiency of a new deposited titania photocatalyst: chlorophenol, pesticide and dye removal applications. *Applied Catalysis B: Environmental*, **46**(2), 319-332.

Malato S., Fernández-Ibáñez P., Maldonado M.I., Blanco, J. and Gernjak W. (2009). Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: recent overview and trends. *Catalysis today*, **147**(1), 1-59.

Monteserín, C., Blanco, M., Juarros, A., Goitandia, A. M., Zarrabe, H., Azpitarte I., Aranzabe E., Espinoza-Pavón I., Nahim-Granados S., Berruti I., Polo-López, M. I. (2024). Solar-assisted stainless-steel TiO_2-based coatings for water disinfection and decontamination. *Catalysis Today*, **434**, 114673.

Figures and Tables

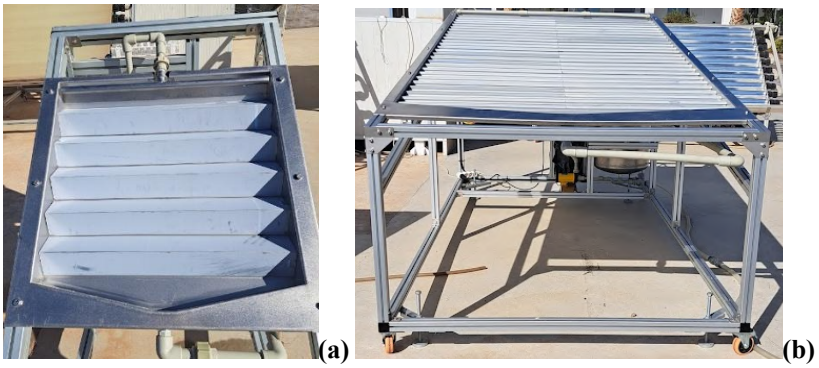


Figure 1 Multi-scale photocatalytic prototypes **(a)** 5L-MSCR **(b)** 50L-MSCR.

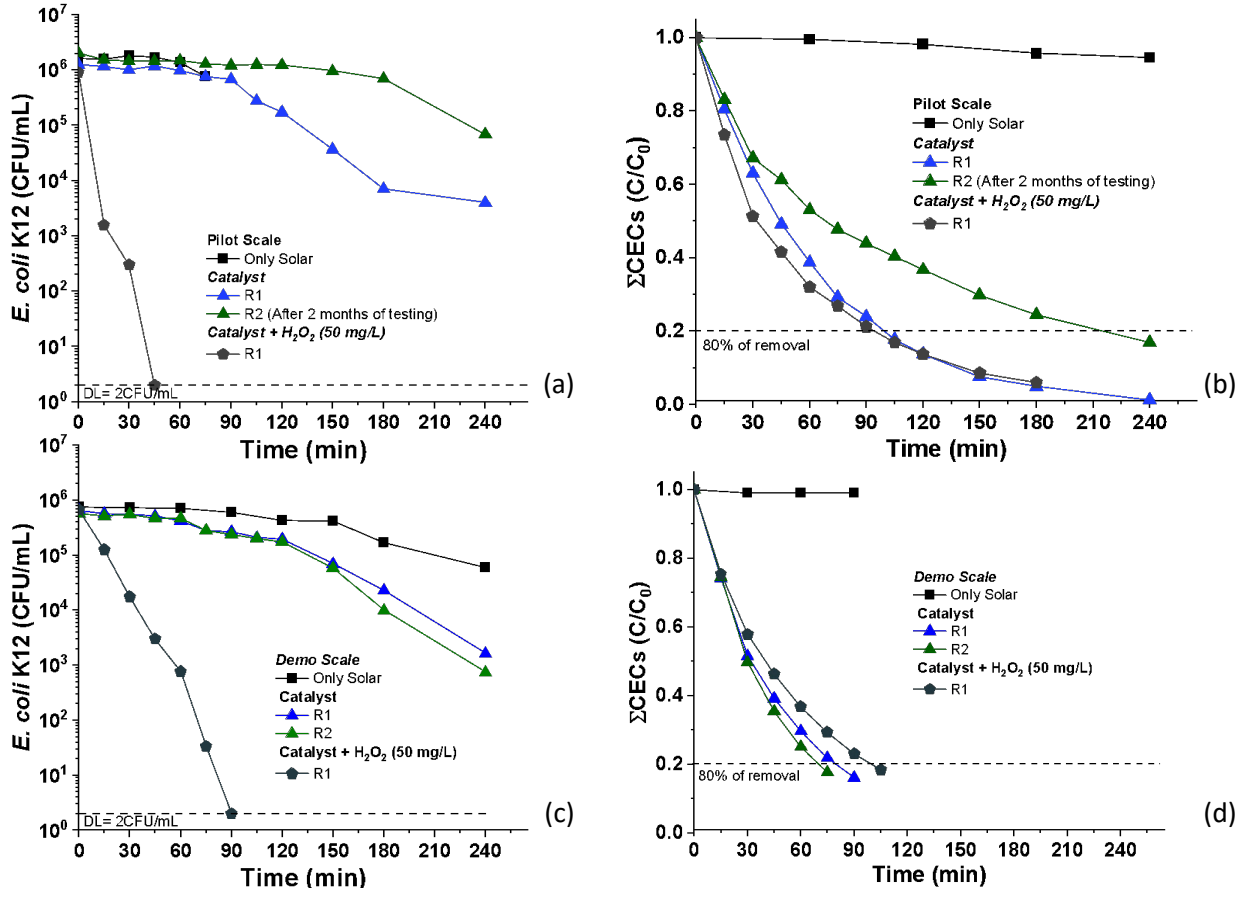


Figure 2 Inactivation profiles of *E. coli* and ∑CECs degradation under solar radiation at pilot scale (a-b) and demo scale (c-d).

Case of study **Nro. 19**

intoDBP: HERRAMIENTAS PARA CONTROLAR LA MATERIA ORGÁNICA Y SUBPRODUCTOS DE LA DESINFECCIÓN

Eduardo Arozamena[1], Felipe González[2], David Martín[3], Jose Antonio Moraleda[4], Lydia Saez[5], Patricia Gómez[6], Maria José Farré[7], Nuria Claramunt[8], Jordi Raich[9], Domenico Santoro[10], Paolo Roccaro[11] y Carlos Tomé[12*]

[1]Coordinador Tratamiento de Aguas, Canal de Isabel II S.A. M.P.

[2]Jefe de Área Tratamiento Aguas Guadarrama, Canal de Isabel II S.A. M.P.

[3]Responsable Área Tratamiento Aguas Guadarrama, Canal de Isabel II S.A. M.P.

[4]Responsable Área Fomento Innovación, Canal de Isabel II S.A. M.P.

[5]Jefa de Área Fomento Innovación, Canal de Isabel II S.A. M.P.

[6]Titulada Superior Área Fomento Innovación, Canal de Isabel II S.A. M.P.

[7]Investigadora Científica, Instituto Catalán de Investigación del Agua (ICRA).

[8]Gestora de Proyectos Instituto Catalán de Investigación del Agua (ICRA).

[9]CEO, S::CAN Iberia Sistemas de Medición.

[10]Profesor Adjunto de Investigación, Universidad de Ontario Occidental.

[11]Profesor de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad de Catania.

[12*]Responsable Área Tratamiento Aguas Guadarrama, Canal de Isabel II S.A. M.P.

*Corresponding author: ctome@canal.madrid

Keywords: monocloramina; DBP; desinfección

Introducción

De acuerdo con el RD 03/2023, el agua considerada como “de consumo” ha de ser salubre y ha de estar limpia, es decir, ha de estar libre de microorganismos patógenos y contaminantes.

La eficacia del cloro como desinfectante principal es indiscutible, pues garantiza una correcta desinfección desde el tratamiento hasta el grifo del consumidor, pero reacciona con ciertos compuestos presentes en el agua de manera natural generándose subproductos de desinfección.

De acuerdo con la legislación actual, hemos de controlar y obtener valores de estos compuestos lo más bajos posibles, sin comprometer la desinfección.

Para aumentar el conocimiento sobre la calidad del agua potable y los subproductos de desinfección, se está llevando a cabo el proyecto “intoDBP” dentro del programa HORIZON EUROPE de investigación e innovación de la Unión Europea. En este proyecto, liderado por el Instituto Catalán de Investigación del Agua, colaboran 16 entidades de 10 países y se compone de 7 Grupos de Trabajo aplicados a 4 Casos de Estudio, en localizaciones donde existe un impulso decidido para limitar la presencia de subproductos de desinfección o que bien utilizan desinfectante secundario distinto al cloro libre. Estas son:

- Caso 1: Se lleva a cabo en la ciudad de Limassol, Chipre. Centra sus esfuerzos en la ETAP, optimizando los procesos existentes para disminuir la formación de subproductos, y en su red de distribución, donde se llevará a cabo una

monitorización exhaustiva. Se desarrollará una herramienta que simule la formación de subproductos de desinfección en las redes de distribución utilizando mediciones de sensores en campo y mediciones de laboratorio.

- Caso 2: Se desarrolla en la ETAP de Ter, ubicada en la provincia de Barcelona. Se lleva a cabo una optimización y mejora de procesos de la ETAP para lograr una minimización de subproductos de la desinfección y precursores de éstos, así como una modelización de la materia orgánica en la cuenca para predecir los efectos del cambio climático en el agua de captación.
- Caso 3: Se lleva a cabo en la ETAP de Valmayor, gestionada por Canal de Isabel II, que utiliza monocloramina como desinfectante secundario.

Este caso de estudio se centra en la optimización de la generación de la monocloramina para minimizar la posible formación de subproductos de la desinfección. Para ello, se realizará un diseño de un sistema de mezcla del cloro y amoniaco y se lleva a cabo una sensorización y monitorización del proceso de generación que, unido a un complejo proceso de *machine learning*, será capaz de generar alertas tempranas, incluso nos permitirá actuar para corregir la situación en caso necesario.

- Caso 4: Se lleva a cabo en el Condado de Mayo (Irlanda), donde las captaciones superficiales contienen precursores debido a la dominancia de turba en las cuencas. Se focaliza en analizar 3 importantes captaciones para analizar la materia orgánica disuelta, generar modelos de simulación y herramientas de alerta temprana para ayudar en la toma de decisiones.

Esta comunicación se centrará en el Caso de Estudio 3 llevado a cabo en la ETAP de Valmayor, gestionada por Canal de Isabel II. Entre los subproductos de desinfección más relevantes en un escenario de desinfección con cloraminas existe la posibilidad de formación de N-nitrosaminas, en concreto la N-nitrosodimetilamina (NDMA), si la formación de monocloramina no está controlada. En la recientemente promulgada legislación sobre agua potable (Real Decreto 3/2023), el NDMA se aborda de la siguiente manera: "Ante un nivel por encima de 2 mg/L (de cloro combinado), cuando la autoridad competente lo considere necesario el operador deberá determinar NDMA (CAS: 62-75-9)". Sin embargo, otros países han implementado regulaciones respecto al NDMA en el agua potable desde hace más de una década.

Materiales y Métodos

En el caso de estudio 3 se utilizarán las siguientes herramientas:

- Sistema de optimización de mezcla de reactivos.
- Sensores espectrométricos en línea.
- Algoritmos de “machine learning”.

Resultados

Canal de Isabel II, en sus continuos esfuerzos para garantizar un agua de excelente calidad, hace años que estudia la formación de subproductos de desinfección asociados a las cloraminas como, por ejemplo, el NDMA. Una de las medidas más efectivas para controlar dicha formación es la minimización de la dicloramina durante la desinfección que se puede controlar optimizando la mezcla de los reactivos y las condiciones de la

reacción. El proyecto intoDBP tiene como objetivo desarrollar una tecnología de dosificación simultánea de productos químicos bajo un alto gradiente de velocidad y condiciones óptimas de transferencia de masa. Esto resulta en una mejora significativa de la dispersión química de los reactivos en el agua en masa, y una reacción casi instantánea entre los productos químicos altamente reactivos utilizados en el proceso, lo que lleva a una formación de monocloramina mejorada. Este sistema se controla con sensores espectrométricos y algoritmos de *machine learning*.

Conclusiones

intoDBP está desarrollando estrategias para minimizar la formación de subproductos de la desinfección. Concretamente en el caso de estudio 3, dichas estrategias se centran en la vía de la optimización de la generación de la monocloramina.

Referencias

De Laat J, Boudiaf N, Dossier-Berne F. 2010. Effect of dissolved oxygen on the photodecomposition of monochloramine and dichloramine in aqueous solution by UV irradiation at 253.7 nm. Water Res.; 2010; 44(10); pp 3261-9.

Reconocimientos

Este proyecto ha recibido financiación del programa de investigación e innovación Horizon Europe de la Unión Europea en virtud del acuerdo de subvención nº 101081728, proyecto intoDBP. Sin embargo, los puntos de vista y opiniones expresados son únicamente los del autor(es) y no reflejan necesariamente los de la Unión Europea. Ni la Unión Europea ni la autoridad otorgante pueden ser considerados responsables de ellos.

Funded by the
European Union

Case of study **Nro. 20**

Case study: Flood Risk Assessment for Burundi.

Juan David Guerrero [1*], Ana Crespo Saenz [1]

[1]Water department (Infrastructures) of IDOM Consulting, Engineering, Architecture, S.A.U., Madrid, Spain

*Corresponding author: *juan.guerrero@idom.com*

Keywords: flood risk; hydraulics; hydrology

Abstract: This document summarises the procedure for a flood risk assessment for critical points of the country of Burundi as a case of study of a European Union financed project for a developing country and the findings in it. The results of the hydrological and hydraulic study show the flood risk for riverine and torrential floods in several locations of the country, and the associated risk within for human settlements.

Introduction

The International Organization for Migration (IOM) in Burundi has been funded by the European Union (EU) to conduct a Multi Hazard Risk Assessment and Risk Mapping exercise. The project focuses on the assessment and mapping of the major hazards in Burundi – specifically torrential rains, flooding, earthquakes, violent winds, and landslides – and aims at understanding their potential impacts on lives, properties, infrastructures, available services, livelihoods, and the environment of communities.

During the period 1990-2018, flooding is the predominant hazard in Burundi in terms of overall impact, generating around 45% of the overall economic losses (International Organization for Migration (IOM), 2022). IDOM, along with other parties, has been selected to conduct part of the flood risk assessment of five hotspots in the country and conduct the hydrological and hydraulic analyses for the current situation and the climate change projection.

Material and Methods

Flood hazard assessment consists of two key processes. Firstly, a hydrologic study examines the catchment area's characteristics. Secondly, a hydraulic modelling exercise predicts the behavior of various discharge rates associated with different return periods within the downstream river sector. This modelling helps anticipate potential flood events.

The hydrological analysis aims to assess historical records and monitor hydrometeorological extreme events to understand flood occurrences, intensity, and evolution in the study areas (Chow, et al., 1988) (Vargas, et al., 2017). Its objectives include determining a representative rainfall pattern for the basin, developing a hydrological model using open-source software (HEC Suite) to generate flow hydrographs for various return periods (2-, 10-, 50-, 100-, and 500-years), and utilizing these results to study the hydraulic behaviour of hotspots within the areas under examination.

The inputs for the hydrological analysis model are divided in four groups, firstly, the basin model where all the elements of the catchment area and the physical parameters must be defined, as it is shown in the Table 1. The second input concerns the

meteorological model, meaning the precipitation method to be used, setting up one model for each return period. The third are the time-series data in the actual rain considered in the model, meaning to say the hyetograph. Finally, the fourth group entails the time span and time interval of the simulation.

After completing the hydrological analysis, the hydraulic study defines water levels and flow velocities for each rainfall event associated with a specific return period. Using IBER, an open software for hydraulic simulations, the model incorporates input data such as Digital Terrain Model (DTM) data, Manning's coefficient, and initial and boundary flow conditions. The analysis considers fluvial flooding, caused by prolonged rainfall exceeding river capacity, and torrential flooding, resulting from heavy rainfall independent of river overflow (Basri, et al., 2022). Also, the model considers the hydraulic structures such as bridges/culverts, inline structures, etc. that influencing flow dynamics. With those inputs is possible to run the model to obtain the results of the hydraulic analysis.

Results and Discussion

The results of the hydrological study are the hydrographs, the precipitation volumes, and more important, the peak discharges in the basins. The latter is the one that defines the maximum flow during the event for the different scenarios in the return periods, the HMS model and hydrological results can be seen in the Figure 1. Those results are the ones used as initial conditions for the hydraulic model.

The hydraulic model produces outputs in raster format for both current conditions and climate change projections. These raster files depict flooded areas, allowing for a comparison with urban areas to identify high-risk zones for human safety. Additionally, the depth data from the raster files enables a study of the susceptibility of different areas to riverine or torrential floods, as it is observed in Figure 2.

Conclusions

From the results of the hydrological and hydraulic studies, several conclusions can be drawn:

• The hydrological and hydraulic studies enabled the estimation of flood-prone zones for hotspots in Burundi, providing valuable insights for flood risk assessment.

• As the meteorological study, carried out by a partner other than IDOM, could be not calibrated. The results obtained from the hydrological study imply the error assumed in the rainfall data and that, should be taking into account when studing the flood sheets.

• During the analysis of torrential rains, certain limitations were encountered. Inconsistencies were observed, especially in models with lower rain intensities. These discrepancies are likely attributed to the precision limitations of the DTMs and the computing capacity necessary for dense urban area models. The maximum water depth and velocity maps can give an idea of the flood prone areas, however, an exact representation of the hydraulic behaviour of the areas under study may require a more precise DTM.

References

Basri, H., Syakur, S., Azmeri, A. & Fatimah, E., 2022. *Floods and their problems: Land uses and soil types perspectives.* s.l.:IOP Conference Series: Earth and Environmental Science..
Chow, V. T., 1959. *Open Channel Hydraulics.* New York: McGraw-Hill.

Chow, V. T., Maidment, D. R. & Mays, L. W., 1988. *Applied Hydrology.* New York: McGraw-Hillnew.
International Organization for Migration (IOM), 2022. *DTM Burundi — Natural Disasters Overview (January 2018 - March 2022).* IOM, Burundi: s.n.
United Nations Office for Outer Space Affairs, s.f. *Recommended Practice: Flood Hazard Assessment.* [En línea]
Available at: https://www.un-spider.org/advisory-support/recommended-practices/recommended-practice-exposure-mapping
Vargas, N. et al., 2017. *Guía metodológica para la elaboración de mapas de inundación,* Bogotá: Centro Nacional de Modelación IDEAM.

Figures and Tables

Table 1 Physical parameters needed for the hydrological modelling.

Identification	Max. Elevation (m)	Min. Elevation (m)	Slope (%)	Slope (m/m)	Slope (m/km)	Length (Km)	Area (km2)
Sub-basin1	1796.00	1302.00	3.93	0.039	39.275	12.58	50.86
Sub-basin2	1622.00	1054.00	4.48	0.045	44.763	12.69	37.00
Sub-basin3	1699.00	972.00	4.18	0.042	41.837	17.38	44.34
Sub-basin4	972.00	862.00	0.93	0.009	9.298	11.83	17.43

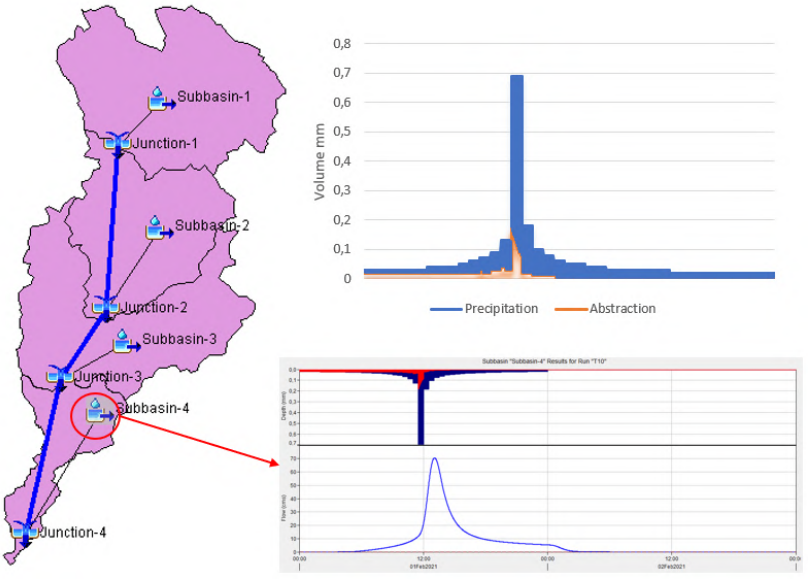


Figure 1 Hydrological HMS Model and Results.

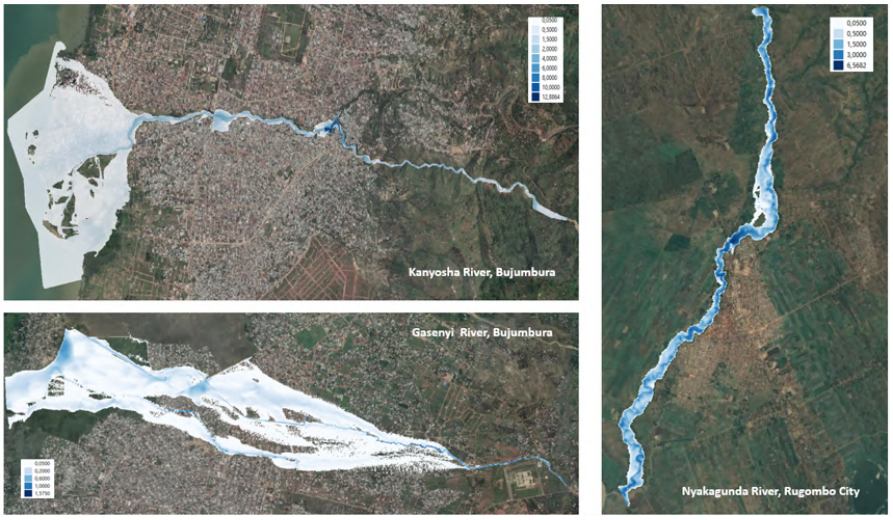


Figure 2 Hydraulic model results in rater forma

Scientific abstract **Nro. 22**

Operational performance of a pilot ultrafiltration unit for the treatment of ultra-concentrated brines

Paula Serrano-Tarí[1,2*], Giuseppe Scelfo[3], Andrea Cipollina[3], Ana Ruiz Delgado[1], Isabel Oller[1]

[1]Plataforma Solar de Almería-CIEMAT, Spain

[2]CIESOL, Join Centre of the University of Almería-CIEMAT, Spain

[3]Department of Engineering, Università degli Studi di Palermo, Italy

*Corresponding author: pserrano@psa.es

Keywords: bittern; fouling; membranes

Abstract: Sea salt production facilities, such as saltworks evaporative ponds, often lead to the formation of bitterns, potential "alternative mines" of valuable minerals. These require preliminary purification processes, such as membrane filtration, before they can be fully exploited. This study investigates the influence of operating conditions on the ultrafiltration performance, aimed at removing organic matter and large particles from bittern. An interesting behaviour was observed when analysing the operation at different pressures between 2 and 3.5 bar in ultrafiltration tests. Optimal results in terms of fouling control and permeate flux were achieved at 3 bar.

Introduction

Water and raw materials scarcity is a challenge in our society due to the exponential growth of the human population. Nowadays, the most popular technology for water supply is reverse osmosis (RO), which also brings large amounts of brine to be disposed (Khan et al., 2021). A possible approach for brine disposal is the use of evaporative basins where the brine is concentrated in bittern, allowing the harvesting of food-grade salt and an exhausted waste solution with a concentration 10 times higher than the RO retentate. This is an important source of valuable minerals (Mg, K, Br, Li) recoverable through different integrated approaches, often requiring a first purification step using Ultrafiltration (UF) (www.searcualrmine.eu). Currently, the primary challenge in achieving optimal membrane performance lies in mitigating membrane fouling phenomena (Gruskevica et al., 2021).

The aim of this study was to demonstrate the peculiar behaviour of UF when processing bitterns and determine the optimal pressure value applied in the process in terms of fouling control and permeate flux maximisation for this type of feed solution.

Materials and Methods

A volume of 100 L of real bittern from the Trapani saltworks in Italy was treated in various UF tests at pressures ranging from 2 to 3.5 bar. The same test was conducted using the permeate obtained from a previous test, in this case at 2 bar of pressure.

Tests were carried out in a UF pilot unit (Sepra, Italy) equipped with two variable speed auxiliary feed pumps (Schimth and Lowara). To regulate the working pressure of the unit, an external power supply regulated the supply voltage to the auxiliary pump. Two ceramic membranes with a total area of 0.7 m^2 were used to block organic matter and particles exceeding 300KDa effectively. Pressure monitoring was performed by two gauges. The retentate was returned to the feed tank, while the permeate was directed to a buffer tank, to feeds the subsequent units of the integrated process for minerals recovery. During the experiments, the permeate flow rate, conductivity, temperature

and pressure (on both the permeate and retentate sides) were measured.

Results and Discussion

A significant difference in permeate flux was observed in the tests conducted with bittern at different operating pressures (Fig. 1A). An initial drop occurred due to the rapid initial fouling phenomena, quickly leading to a stable flux value, accompanied by a continuous temperature rise (Fig. 1B) due to energy dissipation in the recirculation pump. The higher temperature led to a viscosity decrease, facilitating the permeation of bittern through the membrane pores. In fact, the stabilization of the permeate flux observed can be ascribed to the two counteracting phenomena of fouling increase and viscosity decrease with time.

Interestingly, when the pressure increased from 2 to 3 bar, a corresponding increase in flow rate was observed, due to the larger driving force through the membrane. However, when the pressure was increased up to 3.5 bar, fouling become dominant and the permeate flux decreased significantly.

The second comparison highlights the different behavior when treating the obtained permeate in a second UF step (Fig. 2A), applying a pressure of 3 bar, which was found to be the optimum value in previous tests. Also in this case, a drop in the permeate flux was observed, likely due to fouling phenomena, but much less pronounced than in the case of bittern filtration. Moreover, after about 30 minutes of operation, the flow rate rose again, likely due to the increasing temperature (Fig. 2B) and decreasing viscosity, which appears to be the dominant effect in this case, where organic fouling does not contribute significantly due to the absence of particles in the feed solution.

Conclusions

Optimal operating conditions in UF of seawater bitterns are crucial for optimizing treatment time, thereby affecting electricity consumption and membrane fouling. In this study, the influence of feed nature and operating pressure on the performance of a pilot UF unit was analyzed, identifying an optimal value of applied pressure of 3 bar. Counteracting effects of membrane fouling phenomena and viscosity decrease (due to temperature rise) were observed, leading to a stable flux for the real bittern processing.

A higher permeability was observed in the case of permeate re-processing, where fouling phenomena were negligible compared to the dominant effect of temperature rise and viscosity decrease, resulting in an enhancement of permeation with time.

References

Gruskevica, K., & Mezule, L. (2021). Cleaning methods for ceramic ultrafiltration membranes affected by organic fouling. *Membranes*, *11*(2), 131.

Khan, M., Al-Absi, R. S., Khraisheh, M., & Al-Ghouti, M. A. (2021). A better understanding of seawater reverse osmosis brine: Characterizations, uses, and energy requirements. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, *4*, 100165.

Figures

A

B

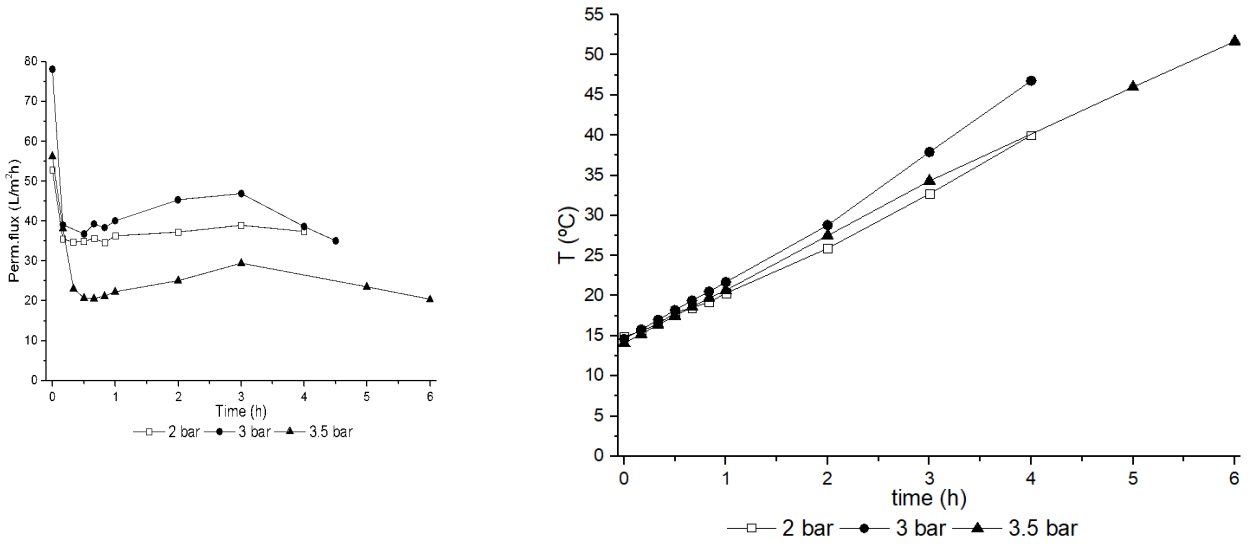


Figure 1. A) Comparison of permeate fluxes obtained during UF tests at different applied pressures (2, 3 and 3.5 bar). **B)** Temperature trend during ultrafiltration tests at different applied pressures (2, 3 and 3.5 bar).

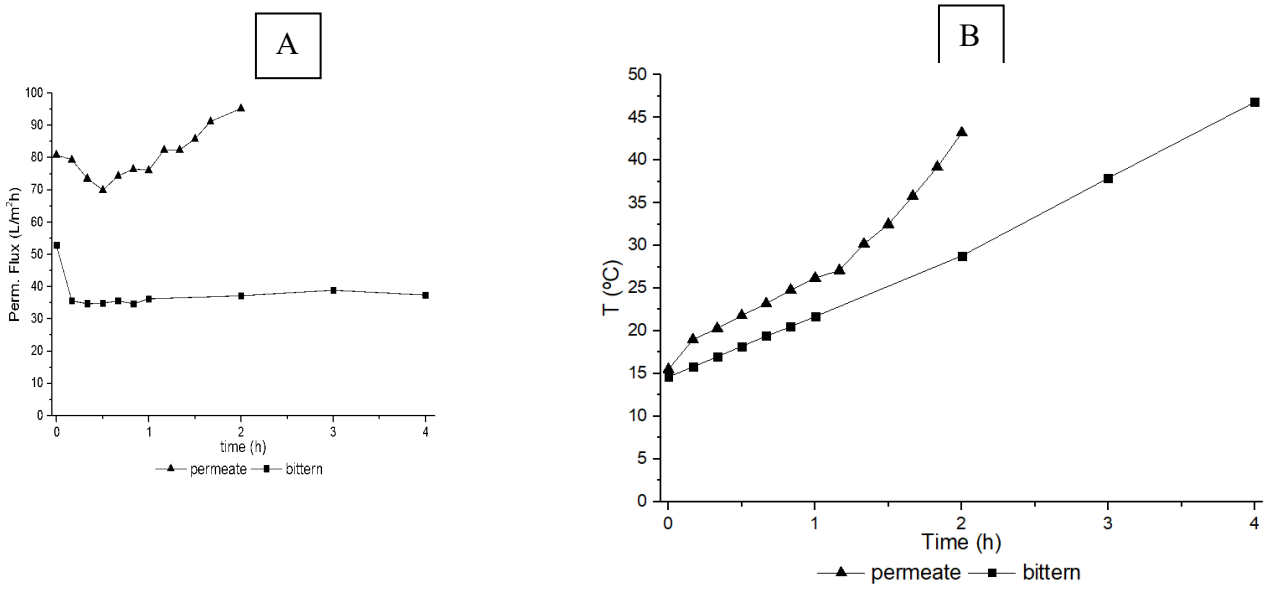


Figure 2. **A)** Comparison of permeate fluxes obtained during UF tests at 3 bar with both permeate and bittern. **B)** Temperature trend during ultrafiltration tests at 3 bar with both permeate and bittern.

Case of study **Nro. 23**

Decision support tool for WWTP operations: DARROW project

Cristina Rodríguez-García[1,2*], Saioa Arrizabalaga[1,2,3], Luis V. Varcárcel[1,2,3], Ricardo Rodríguez-Jorge[1,2], Itxaro Errandonea[1,2,3]

[1]Ceit-Basque Research and Technology Alliance (BRTA), Manuel de Lardizábal 15, 20018 Donostia – San Sebastián, Spain

[2]Universidad de Navarra, Tecnun, Manuel de Lardizábal 13, 20018 Donostia – San Sebastián, Spain

[3]Institute of Data Science and Artificial Intelligence (DATAI), Universidad de Navarra, Pamplona, Spain

*Corresponding author: crodriguez@ceit.es

Keywords: Decision Support; WWTP; Artificial Intelligence

Abstract: A wastewater treatment plant (WWTP) involves multiple complex processes that need to be operated seeking for optimal effluent quality and energy efficiency. The European project DARROW aims to promote the digitalization of wastewater treatment plants (WWTPs) across all operational phases to facilitate and improve an efficient operation of the plant while keeping the required effluent quality. This study specifically addresses a key aspect of the project, which is to integrate the knowledge gained from mechanistic models into online operations. This will enable plant operators to use this knowledge to improve overall plant performance.

Introduction

WWTPs have traditionally been modelled using mechanistic models, which employ differential equations to represent and explain the various plant processes (Gernaey et al., 2004). While these models have a rich history of enhancing WWTP operations, their complexity has increased over time to accommodate evolving processes, limiting its use to modelling experts (Duarte et al., 2023). Moreover, mechanistic models typically serve offline purposes, providing valuable insights for historical data but lacking real-time applicability. To address this limitation, numerous studies have explored data-driven models to fasten processes and capture complex process relationships. A promising approach gaining traction is the integration of hybrid models, combining mechanistic and data-driven techniques (Schneider et al., 2022).

Applying artificial intelligence (AI) methods, online models of the plant can be created to gather information that the conventional models may not capture (Newhart et al., 2019). While these tools hold significant potential for optimizing plant operations, their development may pose challenges due to the vast differences in nature of the data involved.

The European project DARROW (DAta-driven Resource Recovery frOm Wastewater) proposes a methodology to digitalize WWTPs, from the data treatment to optimized control and decision support. This study is focused on the decision support tasks, that aims to bring the mechanistic simulations to the online real-time application by u applying hybrid techniques, providing predictions of the behaviour of the plant and recommendations for the optimal operation.

Decision support system (DSS) development

As previously mentioned, hybrid models present a promising option for WWTP management support. In this project, a simplified mechanistic model based on ASM2d of the real plant has been developed. This model is then used to simulate numerous

operational scenarios of the WWTP in WEST simulation tool, encompassing both normal and abnormal conditions.

The generated dynamic simulations form a database that serves as input data for training data-driven models. These AI models are intended to learn the dynamics captured in the mechanistic models. Consequently, the output of these models can provide predictions of effluent quality for a few hours ahead in the future. Figure 1 represents the process to be followed for the DSS tool creation.

The above-described model will be used to create a web-based decision support system capable of exploring diverse operational scenarios in an interactive and user-friendly way. Through the use of optimization techniques, the DSS tool will seek the optimal operational state to achieve predefined effluent quality requirements. Additionally, the tool will consider critical parameters to be controlled within the plant, including energy consumption, as part of the objective function.

DSS tool interface

The ultimate goal of the project is to develop a tool tailored for online use by plant operators. Consequently, the development of the tool prioritizes an operator-friendly interface to obtain actionable insights for plant operation. Figure 2 illustrates the current proposal for the main screen of the tool, which integrates three distinct models: one dedicated to secondary treatment, one to anaerobic digestion, and one for the whole plant. Each model offers capabilities for effluent quality predictions or process recommendations.

Figure 3 and Figure 4 depict examples of input windows for both functionalities. In both cases, operators can load general information about the current and past states of the plant. Additionally, in the right window, operators can set desired setpoints for plant operation in the effluent prediction mode. Conversely, when using the setpoints recommendation function, operators can input the desired effluent quality.

Conclusion

The integration of hybrid models combining mechanistic models with AI methods holds significant promise for improving WWTP operations. This project aims to develop a DSS tool that leverages both techniques to enable operators to make informed decisions about plant operation. The resulting tool will be accessible for online use, allowing operators to explore various what-if scenarios and optimize plant performance accordingly.

References

Duarte, M. Salomé, Gilberto Martins, Pedro Oliveira, Bruno Fernandes, Eugénio C. Ferreira, M. Madalena Alves, Frederico Lopes, M. Alcina Pereira, and Paulo Novais. (2023). *A Review of Computational Modeling in Wastewater Treatment Processes*. ACS ES and T Water.

Gernaey, Krist V., Mark C. M. Van Loosdrecht, Mogens Henze, Morten Lind, and Sten B. Jørgensen. (2004). *Activated Sludge Wastewater Treatment Plant Modelling and Simulation: State of the Art*. Pp. 763–83 in Environmental Modelling and Software. Vol. 19.

Newhart, Kathryn B., Ryan W. Holloway, Amanda S. Hering, and Tzahi Y. Cath. (2019). *Data-Driven Performance Analyses of Wastewater Treatment Plants: A Review.* Water Research 157:498–513.

Schneider, Mariane Yvonne, Ward Quaghebeur, Sina Borzooei, Andreas Froemelt, Feiyi Li, Ramesh Saagi, Matthew J. Wade, Jun Jie Zhu, and Elena Torfs. (2022). *Hybrid Modelling of Water Resource Recovery Facilities: Status and Opportunities.* Water Science and Technology 85(9):2503–24.

Acknowledgments

This work has been Funded by the European Union's Horizon Europe research and innovation programme within the project DARROW (grant agreement Nº 101070080).

Views and opinions expressed are however those of the author(s) only and do not necessarily reflect those of the European Union or European Commission. Neither the European Union nor the granting authority can be held responsible for them.

Figures and Tables

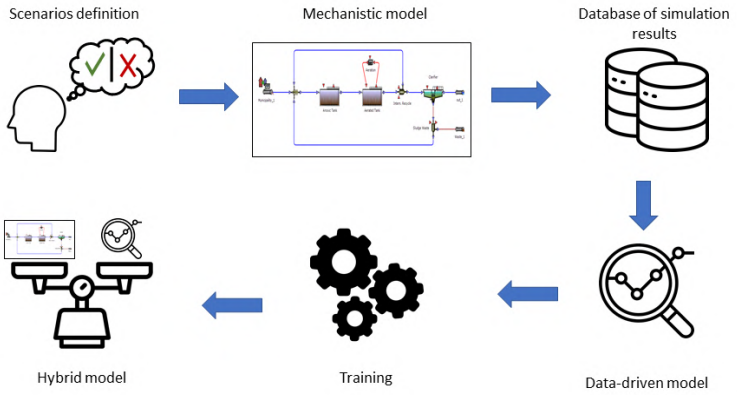


Figure 1 Schematic overview of the integration of mechanistic model results with a data-driven model.

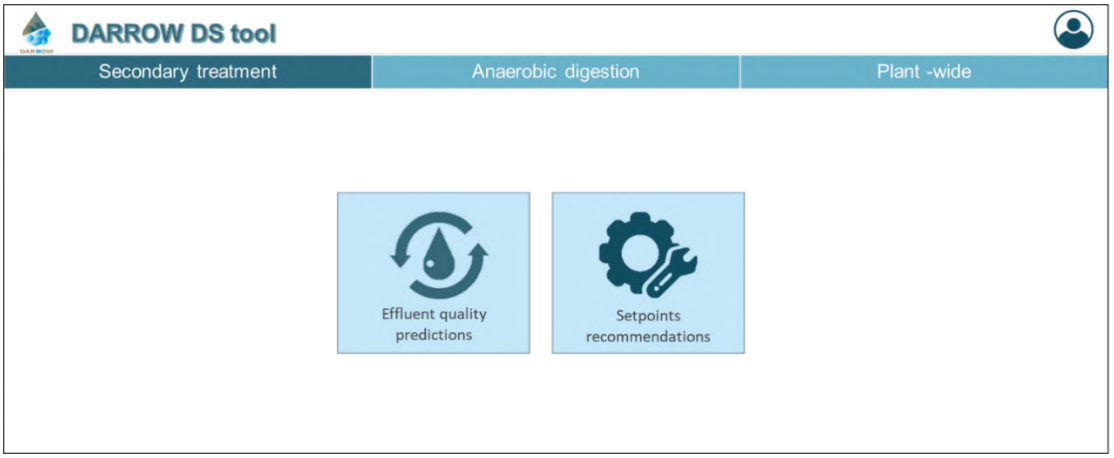


Figure 2 Current proposal for the main screen of the decision support system.

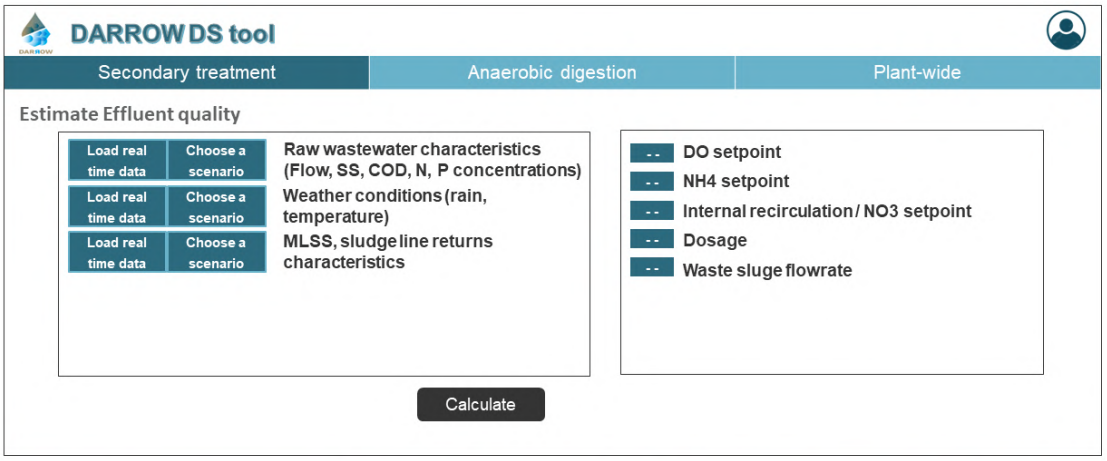


Figure 3 Current proposal for the effluent prediction input screen.

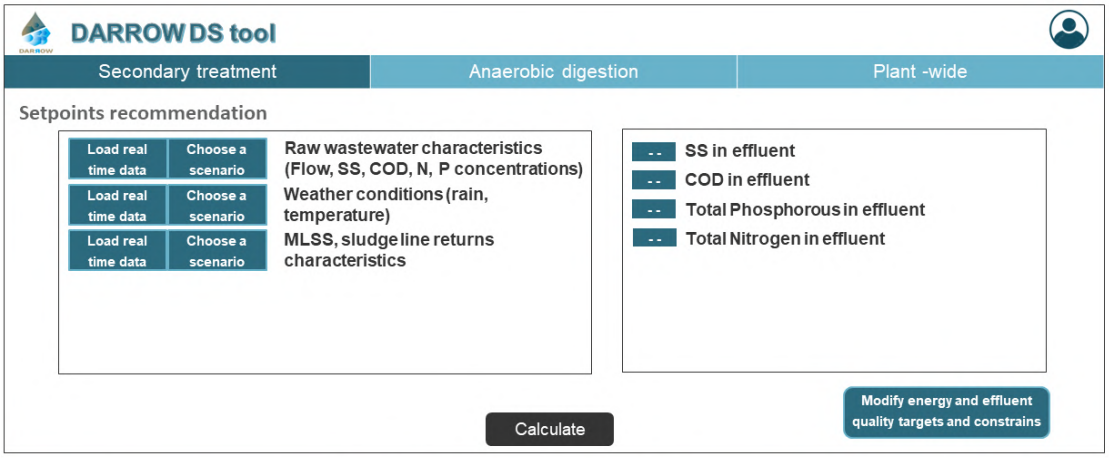


Figure 4 Current proposal for the setpoints recommendation input screen.

Case ofstudy **Nro. 24**

Maximizando la Sostenibilidad Hídrica en la Agricultura: Contribuciones del Proyecto SIRIS frente al cambio climático

Carlos Giménez-Valero*[1], Dámaris Núñez-Gómez[1], Joaquín Melgarejo-Moreno[2] and Pablo Melgarejo[1].

[1]Departamento de Producción Vegetal y Microbiología. Escuela Politécnica Superior de Orihuela (EPSO). Universidad Miguel Hernández (Alicante).
[2]Instituto Universitario del Agua y de las Ciencias Ambientales. Universidad de Alicante.
*Corresponding author: carlosgimenez78@hotmail.com

Keywords: Gestión del agua; Eficiencia hídrica; Agricultura sostenible

Abstract: El proyecto SIRIS aborda la escasez de agua en la agricultura levantina mediante técnicas avanzadas de riego y recolección de agua de lluvia. Implementado en una parcela experimental de naranjos, el estudio comparó cinco sistemas de manejo de agua, destacando las tesis con materiales como grava y zeolita por su notable reducción en el consumo de agua y alta eficiencia de recolección. Los resultados evidencian que la integración de tecnologías avanzadas en sistemas de drenaje puede mejorar significativamente la eficiencia hídrica y proporcionar soluciones sostenibles frente a la crisis hídrica.

Introducción

La escasez de agua es uno de los problemas más críticos que enfrenta la humanidad, impactando tanto el consumo humano como el regadío agrícola. Esta problemática es particularmente aguda en el Sureste de España, una región célebre por su intensa actividad agrícola y por ser un importante productor europeo e internacional de frutas y hortalizas de alta calidad. La dependencia de aportes hídricos de otras áreas exacerba no solo los desafíos de sostenibilidad ambiental, sino también los conflictos socioeconómicos asociados a la competencia por recursos limitados. Ante esta problemática, se ha desarrollado el proyecto SIRIS, una iniciativa innovadora destinada a mitigar la escasez de agua en la agricultura levantina. El proyecto implementa una técnica de riego eficiente que permite recuperar y recircular el agua no absorbida por los cultivos, conocida como lixiviados. Además, el sistema está diseñado para recolectar y almacenar agua de lluvia durante episodios de tormenta, facilitando su uso en riegos posteriores y necesarios, disociando el uso del agua agrícola del abastecimiento humano y contribuyendo a la estabilidad social en la región. Este enfoque no solo mejora la disponibilidad de agua para los cultivos, sino que también ofrece un modelo valioso para otras regiones enfrentadas a retos hídricos similares. El objetivo del trabajo es maximizar la sostenibilidad hídrica en la agricultura mediante la implementación de técnicas avanzadas de riego y recolección de agua, dada la escasez de agua en el Sureste de España.

Materiales

El estudio se realizó en una parcela experimental de 7,500 m² en la Escuela Politécnica Superior de Orihuela, Universidad Miguel Hernández (Alicante), plantada con naranjo dulce (*Citrus sinensis* L. Osbeck/*Citrus macrophylla*), variedad Navelina. Esta parcela fue dividida en cinco subparcelas de 21 árboles cada una (T0, T1, T2, T3, T4), diseñadas para evaluar diversas configuraciones de manejo de agua y suelo. La tesis T0 actuó como control con suelo desnudo sin drenaje, mientras que T1 y T2 incluyeron mallas antihierba con sistemas de drenaje entre filas y bajo filas, respectivamente. T3 y T4 también emplearon mallas antihierba, pero con sistemas de drenaje mejorados

utilizando grava y zeolita, respectivamente, para optimizar la gestión del agua. Cada subparcela posee un sistema independiente de recolección de agua, dirigido hacia una arqueta receptora para almacenamiento y reutilización. Se instaló un contador volumétrico al final de cada sistema de drenaje para medir el volumen de agua recogido. El riego se gestiona individualmente para cada subparcela mediante electroválvulas individuales, y las sondas instaladas en el suelo (60 cm de profundidad) permiten un monitoreo en tiempo real y un ajuste preciso del riego basado en la humedad del suelo. La eficiencia hídrica se evaluó controlando y monitorizando las necesidades de riego durante un año, asegurando que la humedad del suelo se mantuviera en niveles óptimos para el cultivo. También se monitoreó la recuperación de agua de lluvia y el ahorro de agua resultante.

Resultados y Discusión

Los resultados indican diferencias significativas en el consumo de agua entre las tesis, con la tesis T0 (control), mostrando consistentemente el mayor consumo de agua a lo largo del período de estudio (Tabla 1). Por el contrario, las tesis T1, T2, T3 y T4, que implementaron diferentes sistemas de manejo y drenaje del agua, demostraron una reducción considerable en el consumo de agua en comparación con la tesis control. Aunque las tesis T1, T2, T3 y T4 experimentaron reducciones similares en el consumo de agua durante los primeros meses; la tesis T3 y T4 mostraron mayores eficiencias a partir de septiembre de 2023. En particular, la tesis T3, que utilizó grava en el sistema de drenaje, y la tesis T4, que incorporó zeolita, mostraron las reducciones más notables en el consumo de agua hacia el final del período, especialmente en febrero y marzo de 2024. Los resultados obtenidos entre abril y octubre de 2023 muestran que el volumen de agua de drenaje (AD) recogida fue considerablemente superior al agua utilizada por el cultivo hasta el 30 de junio de 2023 (Figura 1). Durante este periodo, particularmente entre el 1 de abril y el 31 de octubre, el porcentaje de AD recogida en relación con la lluvia caída (AR) alcanzó un promedio del 54%, a pesar de la ausencia de lluvias significativas desde junio. La eficiencia en la recolección del AD varió significativamente entre las tesis, con porcentajes que oscilaron entre el 46,5% y el 65,2%, dependiendo de la configuración específica de cada tesis y la infraestructura de drenaje implementada. Estos resultados resaltan la capacidad del sistema de recoger una proporción sustancial de agua de lluvia, lo que sugiere un alto potencial para la mitigación del estrés hídrico mediante la recolección y reutilización eficaz del agua de lluvia en la agricultura.

Conclusiones

El proyecto SIRIS ha validado una estrategia efectiva para aumentar la eficiencia hídrica en la agricultura del Sureste español, una zona clave por su escasez de agua. Implementando técnicas avanzadas en las tesis T1 a T4, se logró una reducción notable del consumo de agua en comparación con el control (T0), y se demostró la efectividad de materiales específicos en mejorar la retención y uso del agua. El sistema de recolección de drenaje capturó hasta el 65,2% del agua de lluvia, reduciendo la dependencia de fuentes externas y apoyando la estabilidad socioeconómica de la región. Además, los sistemas introducidos promueven un uso más sostenible del agua y ofrecen un modelo replicable para otras áreas con problemas hídricos similares, destacando la importancia de integrar tecnologías avanzadas en la gestión del agua.

Este estudio forma parte del AGROALNEXT2022/013, financiado por el MCIN, NextGenerationEU (PRTR-C17.I1), y la Generalitat Valenciana.

Figuras y Tablas

Tabla 1 Consumo total de agua (en litros) por tesis durante el periodo de abril de 2023 a abril de 2024.

Fecha	Tesis estudiadas				
	T0	T1	T2	T3	T4
abr-23	85,47	85,47	85,47	85,47	85,47
may-23	427,35	256,41	256,41	256,41	256,41
jun-23	113,96	56,98	56,98	56,98	56,98
jul-23	3760,68	1794,87	1794,87	1794,87	1794,87
ago-23	3368,94	1452,99	1452,99	2037,0	1452,99
sep-23	3062,67	1253,56	1339,03	1481,48	1438,74
oct-23	2307,69	940,17	940,17	1168,09	1082,62
nov-23	2301,99	1034,18	1034,18	820,51	1025,64
dic-23	1609,68	669,515	669,515	356,12	490,02
ene-24	1418,80	797,72	797,72	284,9	327,63
feb-24	854,7	897,43	1125,35	128,20	455,84
mar-24	925,92	1096,86	1410,25	712,25	555,55
abr-24	925,92	1296,29	2108,26	897,43	1239,31
TOTAL	**21163,7965**	**11632,467**	**13071,212**	**10079,762**	**10262,098**

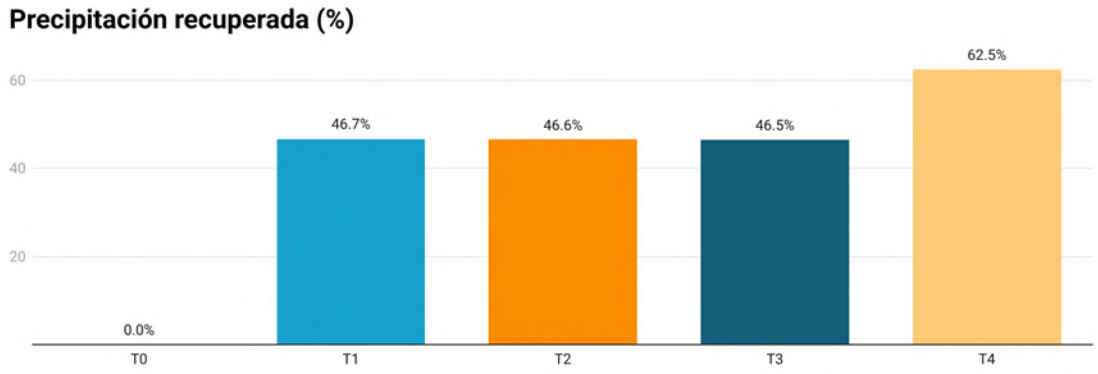


Figura 1 Porcentaje de precipitación recuperada por las tesis del sistema de drenaje SIRIS.

Discussion piece **Nro. 25**

¡Ah!, ¿que el agua importa tanto?

Ángela García-Gil[1]*

[1] Process Design, Repsol Technology Lab, 28935, Móstoles, Madrid, Spain

*Corresponding author: angela.garcia.gil@repsol.com

Abstract: El agua es una pieza clave para la viabilidad de los procesos circulares en los que los residuos son transformados de nuevo en productos. Estos procesos pueden ser altamente demandantes en agua dulce en un contexto en el que su disponibilidad cada vez es más limitada. Además, las aguas subproducidas pueden tener una composición compleja y dependiente de la variabilidad de los residuos empleados como materia prima. Ambos factores: cantidad de agua requerida y calidad de agua emitida, podrían llegar a parar la implantación de procesos circulares. Entonces ¿es necesario un desarrollo de las tecnologías de economía circular que aseguren el mínimo consumo de agua dulce y una calidad mínima de los efluentes o todo vale con tal de obtener un producto circular?

La economía circular ha venido para quedarse. Más que venir, la hemos traído para poder cubrir las necesidades de la población y que la sostenibilidad del planeta no se vea comprometida. Nos encontramos ante una sociedad cada vez más demandante en productos y energía. La manera tradicional de estrategia lineal de producción nos está llevando a un agotamiento de recursos y a una sobregeneración de residuos. Dado este panorama, no queda otra opción más que pensar en utilizar los residuos como nuevos recursos, dibujando un círculo cerrado sostenible.

El dibujo completo de ese círculo no será rápido, ni tampoco estático, pero las primeras líneas ya están trazadas. Para garantizar un desarrollo sostenible, ya es posible encontrar desarrollos de economía circular en marcha: residuos (biomasa, plásticos, combustible sólido recuperado [CSR], neumáticos…) son alimentados en procesos (gasificación, pirólisis, carbonización o licuefacción hidrotérmicas, digestión anaerobia, fermentación…) para obtener productos de valor y energía (biocombustibles, bioplásticos, hidrógeno verde...).

¿Situación actual? Desde diversos segmentos de la economía, se están realizando esfuerzos en I+D+i para averiguar cuál es la combinación tecno-económicamente viable de: tipo de residuo + tecnología + producto. A día de hoy, parece que ya se han encontrado combinaciones viables, en las que la tecnología ya queda definida y diseñada para tratar residuos y producir los productos deseados. Sin embargo, en el momento en el que se considera el proceso integral y se tiene en cuenta el tratamiento y gestión de servicios y subproductos, la viabilidad del proyecto queda comprometida. Y para sorpresa de nadie que esté leyendo este artículo, una de las causas que lo compromete es el agua. El recurso hídrico puede parar el desarrollo de estos nuevos procesos en dos vertientes: cantidad y calidad.

Por un lado, los nuevos procesos pueden ser altamente demandantes en agua mientras que la disponibilidad de agua dulce cada vez está más limitada. En épocas de escasez hídrica, la concesión de agua se otorga de manera prioritaria al abastecimiento de la población, seguido de la agricultura, luego la industria y por último el ocio. Por lo tanto, a la hora de ubicar un proceso altamente demandante en agua, y dada la crisis del cambio climático, la escasez hídrica podría considerarse como un factor determinante. Sin embargo, los residuos están repartidos por todo el territorio, por lo que en los lugares en los que existe estrés hídrico o existen altos consumos de abastecimiento o agricultura, la búsqueda de fuentes alternativas de agua – para estos procesos

industriales- se torna indispensable. Por dar algún ejemplo podría pensarse en regeneración de aguas efluentes de estaciones de tratamiento de agua urbanas, otras aguas industriales o desalado de agua de mar.

Por otro lado, las nuevas aguas generadas en estos procesos son nuevas y complejas. En la mayoría de los casos, todavía no se han validado rutas de tratamiento antes de su vertido. La industria que está transformando sus procesos para cambiar su materia prima original por residuos, está acostumbrada a tratar un tipo de efluente determinado, relativamente homogéneo y sencillo en el que el tratamiento de las aguas puede ser uno convencional (tratamiento primario físico-químico y secundario biológico) y eliminación de algún contaminante propio del tipo de industria: la industrial del refino lidia con aceites y grasas, la metalúrgica con metales, la papelera con altos caudales o la alimentaria con altas cargas orgánicas. Sin embargo, los residuos a integrar como alimentación de los nuevos procesos se caracterizan por ser muy diferentes entre ellos y muy heterogéneos. El resultado de ello es la presencia de un gran abanico de contaminantes en las aguas subproducto. Por ejemplo, alimentar residuos orgánicos da lugar a compuestos orgánicos polares en el agua que pueden crear emulsiones difícilmente separables. También en función del residuo alimentado, las aguas podrán tener altas cargas orgánicas y de nitrógeno, cloruros, pH ácidos, metales y altas conductividades.

Entonces, ante el único panorama en el que el agua sí importa tanto, ¿qué medidas debemos considerar? Por un lado, deberíamos considerar el estrés hídrico o la disponibilidad de fuentes alternativas antes de decidir la ubicación de un nuevo proceso. Por otro lado, deberíamos revisar las tecnologías ya definidas que transforman el residuo en el producto de interés y adecuarlas para que el efluente tenga una calidad mínima para que sea viable su tratamiento. Ante este panorama en el que de forma obligatoria hemos traído la economía circular, el agua debe estar presente en las decisiones de sus desarrollos, consiguiendo cerrar la sostenibilidad del proceso en todas sus vertientes.

Scientific abstract **Nro. 26**

Solución Integrada para eliminar contaminantes emergentes de los sistemas de tratamiento de agua (LIFE PRISTINE)

Miriam Pérez-Cova[1*], Aina Soler-Jofra[1], Jover Erreyes Pilozo[1], Susana Navea Vázquez[1], Carmen Repollés Ramírez[1], Mireia Marcé Escalé[1], María M. Micó Reche[1], Enrique Ferrero Polo[1]

[1]Departmento de Innovación, ACCIONA, España

*Corresponding author: *mcperezc@acciona.com*

Keywords: Contaminantes emergentes; microplásticos; agua potable.

Abstract: En el marco del proyecto europeo LIFE PRISTINE se ha llevado a cabo una exhaustiva campaña analítica de un año de duración para caracterizar el escenario de demostración de agua potable en el que se probará la Solución Integrada PRISTINE. El objetivo de esta tecnología es eliminar al menos el 80% de contaminantes emergentes del agua. Para ello, en base a los resultados obtenidos en la campaña analítica, se han seleccionado 17 contaminantes emergentes objetivo. Además, se ha desarrollado una serie de sensores virtuales que permiten estimar la concentración de los contaminantes seleccionados.

Introducción

Los contaminantes de preocupación emergente (CECs en inglés) son compuestos de naturaleza diferente que se detectan con una alta frecuencia en masas de agua. Actualmente, estos CECs comienzan a incluirse en la legislación (Directiva (2020/2184, 2020) y en el Real Decreto (3/2023, 2023)).

Debido a que la mayoría de las instalaciones convencionales de tratamiento de agua no son capaces de eliminar estos compuestos dada su persistencia, el proyecto LIFE PRISTINE (LIFE21-ENV-ES-PRISTINE-101074430) tiene como objetivo desarrollar la Solución Integrada PRISTINE para eliminar los CECs del ciclo del agua de forma eficiente y sostenible. Esta solución combina tres tecnologías: i) adsorbentes encapsulados, ii) procesos de oxidación avanzada basados en UV-LED, y iii) membranas de nanofiltración de fibra hueca. Además, incluye sensores virtuales basados en inteligencia artificial para estimar la carga de los CECs seleccionados en el influente y un sistema de soporte a la decisión que ayudará a optimizar la operación de dicha Solución.

La Solución Integrada PRISTINE se probará en dos escenarios reales, agua residual y potable. En el presente estudio, se muestran los resultados de la campaña analítica de caracterización del escenario de demostración de agua potable.

Materiales y métodos

La campaña analítica se llevó a cabo desde noviembre 2022 hasta octubre 2023, en un río del País Vasco. Se han analizado 150 compuestos (38 fármacos, 79 pesticidas, 1 toxina, 3 hormonas, 20 sustancias perfluoroalquiladas (PFAs), 6 ácidos haloacéticos, y 3 compuestos provenientes de procesos industriales). Asimismo, se han analizado microplásticos (MPs). De manera complementaria, se han medido otros parámetros fisicoquímicos. Los sensores virtuales se han desarrollado mediante algoritmo Random Forest y a partir las concentraciones de CECs y parámetros fisicoquímicos.

Resultados y Discusión

Se han detectado 26 compuestos de los 150 monitorizados (14 fármacos, 5 pesticidas, 4 PFAs, 1 hormona, y 2 compuestos procedentes de procesos industriales) en el influente (sin previo tratamiento) (Figura 1). Entre los fármacos con una frecuencia mayor del 10% (Figura 2), se han encontrado un estimulante, dos analgésicos, tres anti-inflamatorios, tres antibióticos y un antidepresivo; las concentraciones de estos compuestos han variado entre 10 y 500 ng/L. El glifosato ha resultado ser el pesticida más relevante, ya que la concentración máxima detectada (900 ng/L) ha excedido el valor máximo individual (100 ng/L), y el valor máximo de la suma de pesticidas (500 ng/L) según el Real Decreto (3/2023, 2023). Entre los PFAs analizados, cabe destacar el ácido perfluorobutanosulfónico (PFBS) debido a que el valor de concentración más alto analizado (90 ng/L), en el influente sin tratar, ha sido muy cercano al límite máximo permitido para la suma de los 20 PFAs establecidos en el Real Decreto (3/2023, 2023) (100 ng/L). Estos compuestos concuerdan con estudios previos realizados en la región (Mijangos et al., 2018). En muestras de la campaña analítica se han detectado los MPs polietileno (PE), polipropileno (PP) y tereftalato de polietileno (PET), aunque las proporciones de cada uno han variado significativamente dependiendo del mes de muestreo (Figura 3). Otros estudios previos en ríos han reportado clases similares de MPs (Dronjak et al., 2022). Respecto a los sensores virtuales, aquellos con mejores resultados han sido los basados en algoritmos Random Forest (Figura 4), ya que han mostrado una mejor precisión en la predicción de la concentración de los CECs aun considerando la baja correlación de las variables. Además, este tipo de sensores permite evitar el problema de *overfitting*.

Conclusiones

Los CECs detectados con una mayor frecuencia en el influente (sin previo tratamiento) han sido fármacos, pesticidas (glifosato), bisfenol A y PFBS, además de algunos MPs (PE, PP, PET). Estos serán los compuestos seleccionados para su eliminación con la Solución Integrada PRISTINE. Se ha desarrollado una primera versión del sensor virtual basada en algoritmos Random Forest que permitirán nutrir al sistema de soporte a la decisión para una futura optimización de la Solución Integrada.

Reconocimientos

El proyecto LIFE21-ENV-ES-LIFE PRISTINE Project (Num. 101074430) ha sido financiado por la Unión Europea en la convocatoria LIFE-2021-SAP-ENV. Las opiniones expresadas pertenecen únicamente a los autores, y no necesariamente reflejan aquellas de la UE o de CINEA, que ha concedido la financiación.

Referencias

3/2023, R. D. 2023. Real Decreto 3/2023, de 10 de enero, por el que se establecen los criterios técnico-sanitarios de la calidad del agua de consumo, su control y suministro. *In:* Ministerio de la presidencia, r. C. L. C. Y. M. D. (ed.).
2020/2184, D. U. 2020. DIRECTIVA (UE) 2020/2184 DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 16 de diciembre de 2020 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. *In:* EUROPEA, E. P. E. Y. E. C. D. L. U. (ed.).
Dronjak, L., Exposito, N., Rovira, J., Florencio, K., Emiliano, P., Corzo, B., Schuhmacher, M., Valero, F. & Sierra, J. 2022. Screening of microplastics in water and sludge lines of a drinking water treatment plant in Catalonia, Spain. *Water Research,* 225**,** 119185.
Mijangos, L., Ziarrusta, H., Ros, O., Kortazar, L., Fernández, L. A., Olivares, M., Zuloaga, O., Prieto, A. & Etxebarria, N. 2018. Occurrence of emerging pollutants in estuaries of the Basque Country: Analysis of sources and distribution, and assessment of the environmental risk. *Water Research,* 147**,** 152-163.

Figuras y Tablas

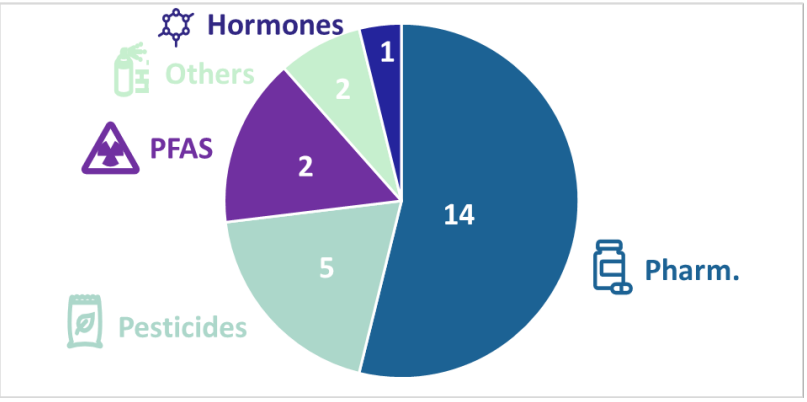


Figura 1 Número total de CECs detectados durante la campaña analítica del escenario de demostración de agua potable en el influente (agua no tratada), agrupados por tipo de CECs.

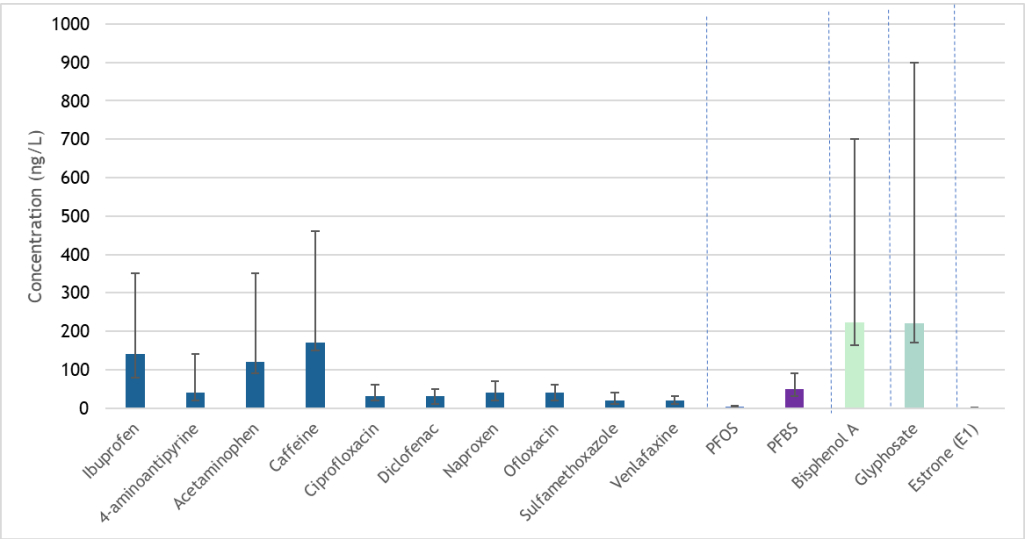


Figura 2 Concentraciones de los CECs con frecuencia de detección superior al 10% en el influente (agua no tratada). Las barras indican el valor máximo y mínimo detectados para cada compuesto.

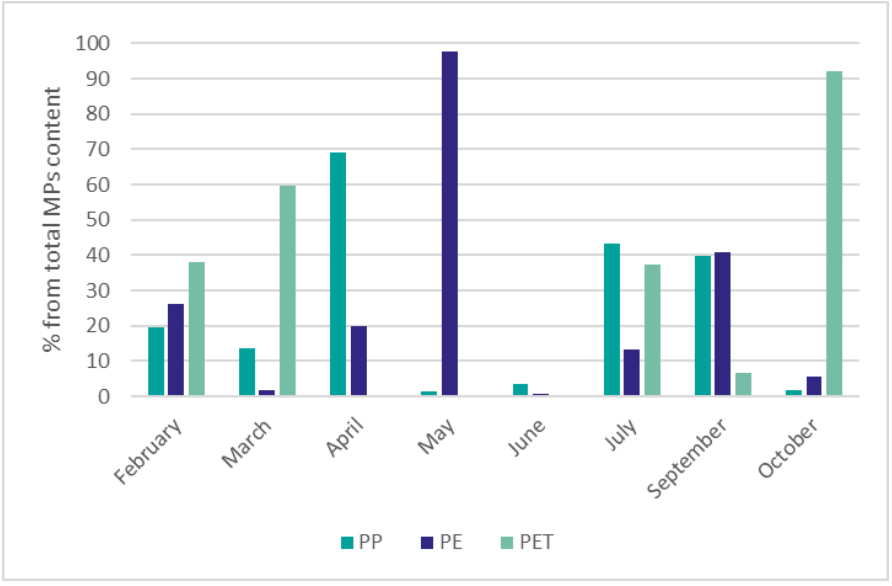


Figura 3 Porcentaje correspondiente a los MPs mayoritarios a lo largo de toda la campaña analítica.

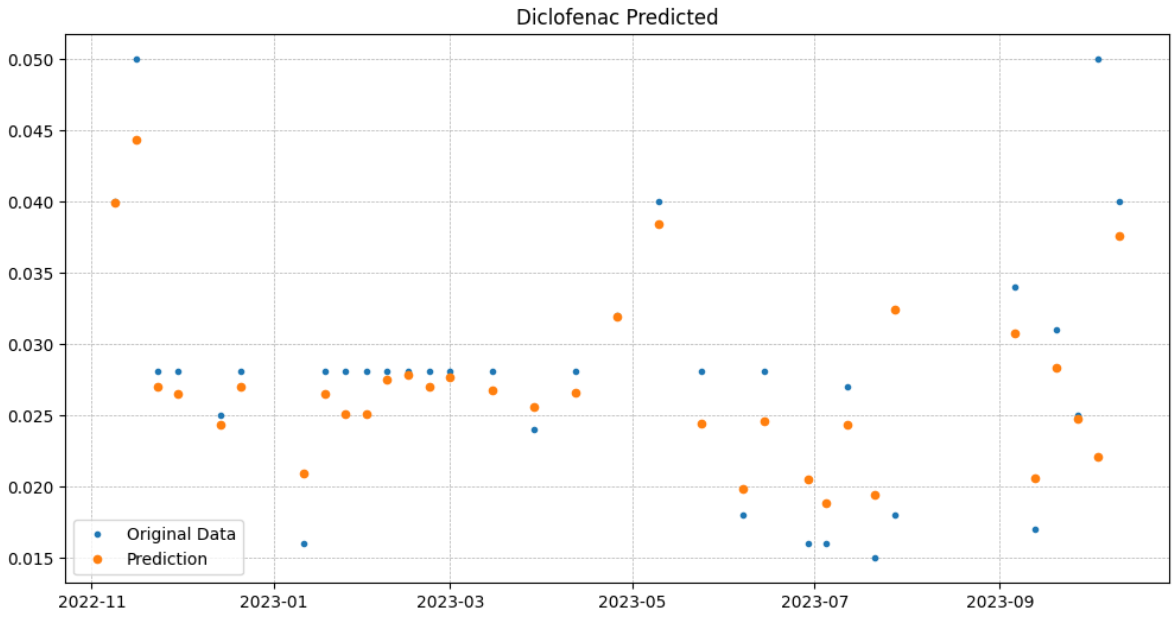


Figura 4 Sensor virtual para la predicción de concentración de diclofenaco utilizando un modelo de machine learning del tipo Random Forest.

Case of study **Nro. 27**

Harnessing Digital Twins based on Physics modelling in the UV treatment of WWTP

Rosario Arnau[1*], Miguel Roldán[1], Eduardo Gimeno[2], Alejandro Labarías[3], Lucía Royo[3], Lourdes Díez-Antoñazas[4], Alba Ezquerra[5], Irene Cilia[6] and Jose Ramon Rada[7]

[1]Hydrodynamic and Environmental Services (HYDRENS), Spain

[2]Nabladot, Spain

[3]Electroingeniería Industrial XCLC, Spain

[4]DIAMA, Spain

[5]ZINNAE, Clúster para el uso eficiente del agua, Spain

[6]CLENAR, Clúster de la Energía de Aragón, Spain

[7]SOCIEDAD FOMENTO AGRÍCOLA CASTELLONENSE S.A. (FACSA), Spain

*Corresponding author: rosario.arnau@hydrens.com

Keywords: Digital Twin; Wastewater Treatment Plant; Ultraviolet disinfection

Abstract: DTCONEDAR project aims to develop digital twins (DT) in Wastewater Treatment sector focussed on energy efficiency improvement by means of Computational Fluid Dynamics (CFD) and compartmental models. This example illustrates the effective leverage of a DT in an ultraviolet (UV) disinfection process in the tertiary treatment of a WWTP, aiming to develop "virtual sensors" that continuously provide information to streamline decision-making for plant operators. Integrating models using simulators into the DT has enabled a detailed reproduction of process behaviour, enhanced understanding of dynamics, and facilitated the proposal of new control and automation strategies in WWTPs.

Introduction

Waste water treatment plants (WWTP) must comply with substance and species concentration limits established by regulation to ensure the good quality of the water. This is usually done sampling periodically that are analyse in the laboratory so, plant operators do not have continuous information for decision-making. Therefore, operation setpoints are set to higher values than needed to guarantee water quality.

To provide continuous information, DTCONEDAR has been planned to bluid a digital twin (DT) as an industrial research initiative, incorporating numerous innovative elements crucial to accelerate the digital transformation within the water industry. This DT not only leverage data from sensor measurements but also integrates data derived from simulations, a proven approach already implemented successfully in other industrial sectors (Standford-Clark et al., 2019).

The objectives of DTCONEDAR in its first stage in the UV tertiary treatment at a WWTP in Spain are: 1) to characterize the disinfection reaction kinetics by experimental measurements and implement the disinfection equations in the simulation model to monitor key species in treated water reuse; 2) to define a compartmental model for the simulator to represent hydraulic operation based on CFD; 3) to develop a physics-based digital twin using a fast-response reduced-order model and 4) to connect the fast response simulator to a SCADA system and continuously monitor the full-scale disinfection process using the DT.

Material and Methods

The physical twin of the WWTP is composed of an ultraviolet channel controlled by a PLC that controls the power of the UV lamps needed to kill all the pathogens of the inflow. The channel has 3 groups of UV lamps, therefore the real channel (and is mathematical model) is subdivided into 7 zones: 4 correspond to zones without UV lamps (2 for the entrance and exit of the channel + 2 zones between UV lamps) and the 3 remaining for the UV lamps (see Figure 1).

The core of the DT is mainly based on mechanistic models but also in data analysis and its development followed the flowchart defined in Figure 2: Firstly, a CFD model of the physical twin was solved to capture the hydrodynamics and UV irradiation (Figure 3). In parallel, different tests were carried out in the laboratory that allowed us to obtain the disinfection kinetic constants for total coliforms, *Escherichia coli* and *Clostridium perfringens* under different doses of radiation and disinfectant compound. They were considered also in the CFD model so that it could calculate the performance of UV systems, considering not only hydrodynamics but also radiation, pathogens disinfection, reagent dosing, etc. After that, the CFD model was embedded in a Reduced Order Model (ROM) to face CFD computational cost, ensuring real-time computation and enabling the solution to provide on-line control process.

Results and Discussion

The definitive DT is a reduced model (developed in C) that solves physical conservation laws (mass, energy and momentum), but simplifies details to ensure real-time computation with accurate results. The results are compared to the ones obtained by the CFD in Figure 4. The developed ROM is used by the OpenModelica model so that, OpenModelica converts it into the FMU, to be integrated in the OPC UA Client (see Figure 5, left). The information of the volumetric flow and power (in the three parts of the channel) is transmitted to the PLC of the plant (see Figure 5, left). Additionally, some sizing parameters and initial values are read from a spreadsheet filled in by the plant operator, such as kinetic constants, initial concentration of disinfectant and pathogens, among others (see Figure 5, left).

The main aspects to highlight from this first DT are: 1) the high level of detail of the models implemented considering hydraulic behaviour and disinfection reactions; 2) the development of compartmental models, calculated in real time providing online information for plant control operator; 3) the consideration of different types of pathogens and their time and spatial evolution, i.e. total coliforms, *Escherichia coli* and *Clostridium perfringens* (see Figure 6); and 4) the integration of the DT in a real SCADA system (see Figure 5, right).

Conclusions

The solution was applied in a WWTP located in Murcia, a sensitive area of Spain in terms of water scarcity so the solution may help on reclaimed water reuse. Moreover, it can be replicated worldwide since UV disinfections systems are the most extended technology to disinfect treated water in WWTPs. Although the implemented hydraulic and kinetic models have been developed and tested during previous years, the DT is a recent implementation that provides high technical details of the process, including technical indicators aligned to the new EU regulation for reclaimed water. At a second stage of the project, a DT is being developed in a secondary treatment.

Acknowledgements

This project (AEI-010500-2022b-196) is subsidised thanks to the support grants for Agrupaciones Empresariales Innovadoras (AEI) of the Ministry of Industry with the aim of improving the competitiveness of SMEs within the Recovery, Transformation and Resilience Plan funded by the NextGen EU.

References

Stanford-Clark, A.; Fran-Schultz, E.; Harris, M. *What Are Digital Twins?* IBM Developer. Available online: https://developer.ibm.com/articles/what-are-digital-twins/ (accessed on 29 April 2024).

Figures and Tables

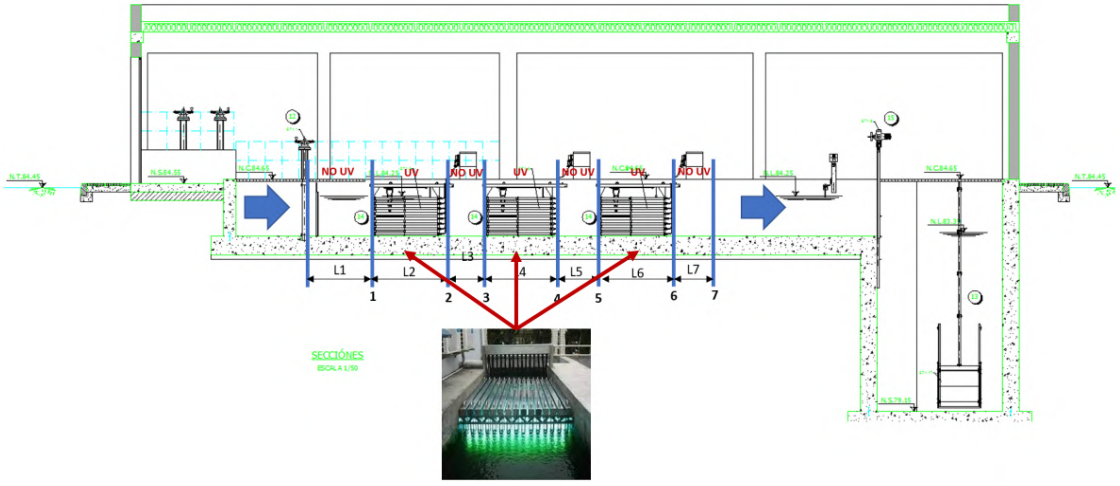


Figure 1 Scheme of the UV tertiary treatment in the WWTP.

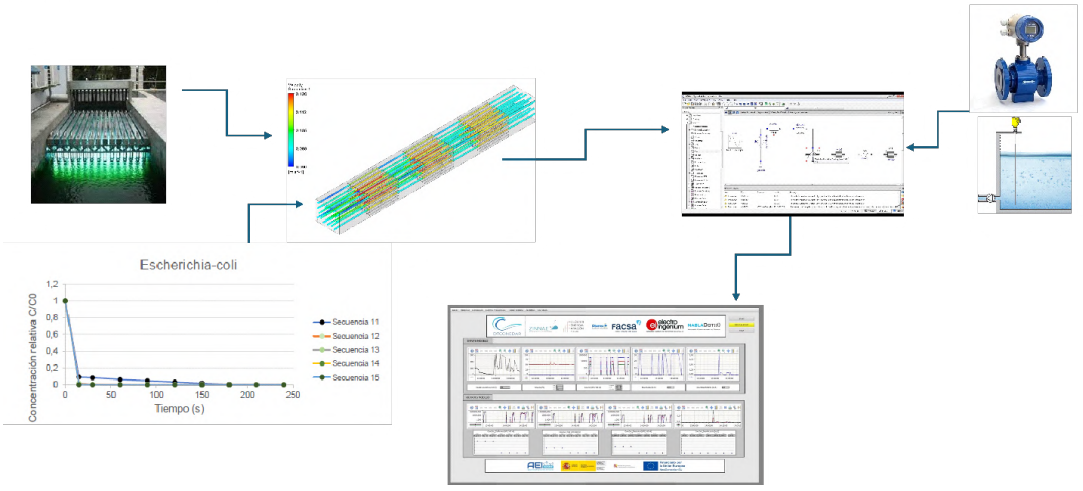


Figure 2 Workflow to build the DT of the UV system.

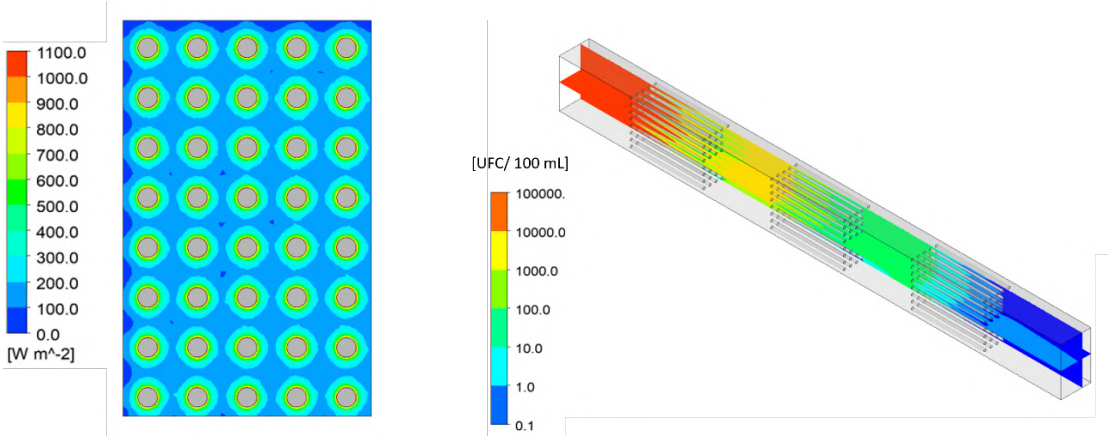


Figure 3 CFD models from the UV channel in the WWTP: irradiation (left) and *E. Coli* concentration.

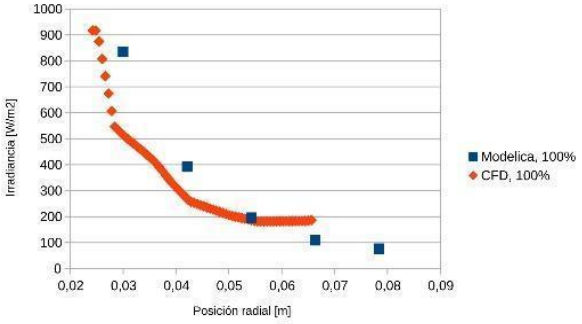


Figure 4 Comparison between irradiance profiles around the lamps obtained with the digital twin (Modelica) and with CFD (CFD) for 100% UV bank power.

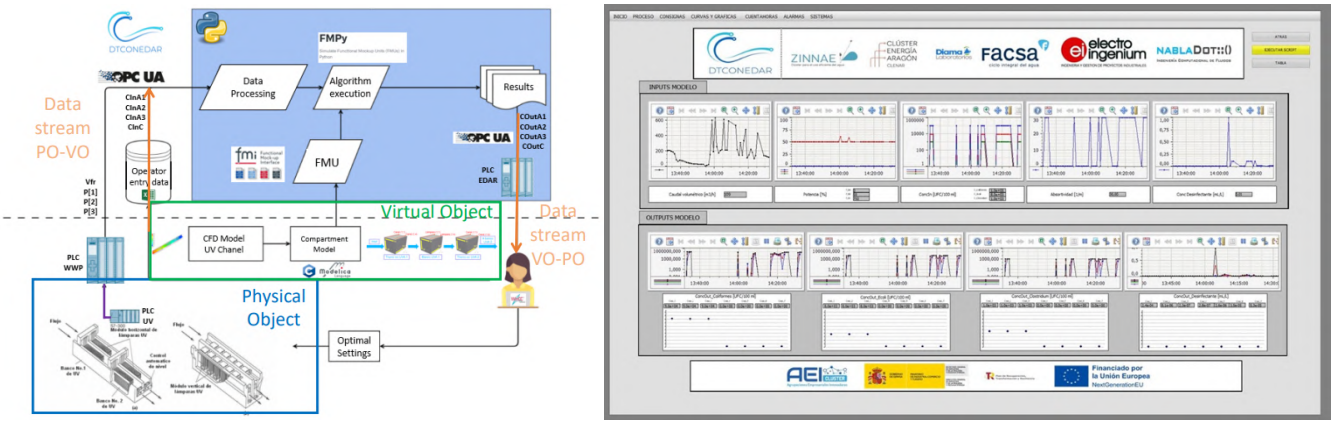


Figure 5 Connections created between physical and digital twins (left) and digital twin screenshot (right).

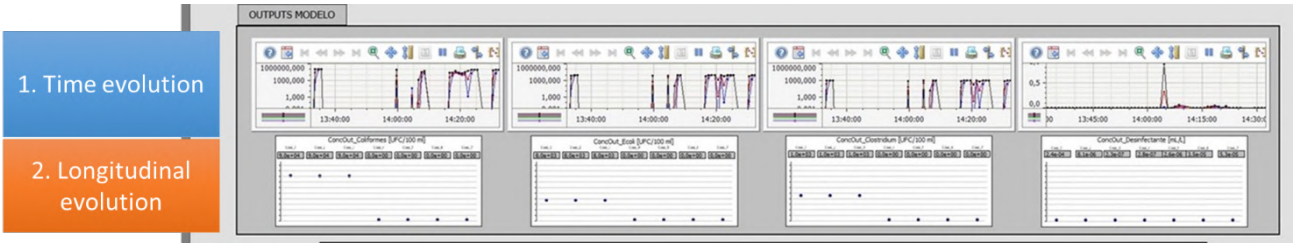


Figure 6 This is a style for Figure legends. “Figure 1, 2 etc” should be in bold. Figure legends should appear **below** figures.

Case of study **Nro. 28**

Innovative water reclamation scheme for agricultural irrigation: reused ultrafiltration membranes & UV-LED disinfection.

Pau Berenguer[1]*, Eric Santos[1], Carlos Echevarría[1], Eva Mena[2], Mar Castro[3], Isabel Hurtado[3]

[1]Cetaqua - Water Research Center, Cornellà de Llobregat, Spain

[2]Aguas de Murcia, Murcia, Spain

[3]Aquatec, Alicante, Spain

*Corresponding author: pau.berenguer@cetaqua.com

Keywords: water reuse, agriculture, ultrafiltration membranes.

Abstract: In semi-arid regions, water reuse has proven to be the most sustainable alternative to the use of desalinated seawater and imported water in terms of economics and environmental impact. However, despite its advantages, water reuse is still far from its full potential and is only practised in certain territories of the European Union. LIFE WARRIOR aims to develop and validate an innovative water reclamation scheme to ensure that reclaimed water meets all the necessary requirements for crop irrigation, in line with European regulations.

Introduction

Murcia is one of the territories with the greatest water stress in Spain and Europe, especially due to a situation of prolonged drought coupled with high agricultural activity. This means that the demand for water in this area is higher than the amount available. In semi-arid regions, water reuse has been shown to be the most sustainable alternative to the use of desalinated seawater and imported water in both economic and environmental terms. However, despite its advantages, the reuse of water is still far from its maximum potential and is only practiced in certain territories of the European Union. Its high costs or demanding quality requirements, among other factors, are some of the main barriers to its application.

Faced with this situation, LIFE WARRIOR will develop and validate an innovative water recovery scheme to ensure that reclaimed water meets all the necessary requirements for crop irrigation. The solution proposed by this project will be demonstrated at the Water Reclamation Plant (WRP) of Nueva Sucina (Murcia, Spain) and the operation will start during the first half of 2024.

Material and Methods

The inland WRP of Nueva Sucina (Murcia, Spain) is operated by EMUASA and accounts with a total capacity of 1.000 m^3/day and a reclaimed water mean flow of 550 m^3/day, which has been reused for the last decades for crops irrigation. The water reuse system consists of a coagulation-flocculation system followed by lamellar settlers, sand filtration, and chlorine disinfection. Reclaimed water is buffered in a lagoon from where the farmers pump it. The current water quality produced is not in compliance with the EU regulation and the alternative management of these effluents in inland decentralised exploitations is the construction of a 10.6 km sewage collector to pump the effluent to one of the nearest marine outfalls.

The European Commission created a regulatory framework in 2020 (EU 741/2020) with the aim of establishing minimum quality requirements for reclaimed water intended for agricultural irrigation. Although in Spain there was already a regulation in force for this matter, the new European directive is more restrictive and has an impact on Spanish territory, so its compliance is mandatory from June 2023.

Results and Discussion

Reused Ultrafiltration membranes (Re-UF) are a known and market available technology. Nevertheless, no references have been found in the reuse of disposed UF modules from DWTPs (Drinking Water Treatment Plant) to WRPs (Water Reclamation Plant). Reusing membranes from one application to another avoids the purchase of new equipment (CAPEX), the GHG (Greenhouse gas) emissions associated with its manufacturing and transport from China (frequently) and the waste disposal cost.

Submergible hollow fiber embedded ultrafiltration membranes will be provided by Aigües de Barcelona, which owns the operation of one of the largest membrane-based water treatment facilities in Spain (Sant Joan Despí, DWTP, Barcelona).

The permeated water from the ultrafiltration unit is directed to the UV-LED reactor. UV is a standard disinfection and oxidation process in drinking water treatment. Nevertheless, conventional mercury lamps are approaching its peak efficiency while are dependent on mercury. In the last decades, mercury-free lamps have been developed using LEDs, allowing to increase the power at similar or lower energy consumption than conventional UV. Regarding UV-LED application in water reclamation plants, there are still no case studies to the author's knowledge.

This system will be coupled to a digital tool made up of a decision support system that will help estimate and extend the useful life of ultrafiltration membranes. The tool, which will be marketed separately, will also have a risk calculation system, with digitised health security plans. In addition, with the aim of promoting the reuse of used membranes following a circular economy model, LIFE WARRIOR will develop a platform called Re-UF Market Place, which will connect suppliers of used membranes, mainly water operators or administrations that exploit the water treatment plants, with end users. A graphical overview of the project is shown in Figure 1.

Conclusions

The Warrior Reclamation Train based on re-used ultrafiltration membranes and UV-LED disinfection will be demonstrated in the WWTP of Nueva Sucina (Murcia), one of the most water stressed regions of Spain and Europe. It will be treating the wastewater from a secondary effluent in order to produce high quality regenerated water for agriculture irrigation in compliance with the recent European Regulation (EC 2020/741). Additionally, the technologies implemented are expected to have a lower water production cost and an inferior carbon footprint compared to conventional treatment.

Cetaqua, Water Technology Centre, coordinator of LIFE WARRIOR (LIFE21-ENV-ES-WARRIOR 101074367), counts with the collaboration of Aguas de Murcia (EMUASA), operator of the plant where the pilot plant will be located, and Aquatec, part of the Agbar group (Veolia's Subsidiary at Spain), which will oversee marketing the solution in urban plants.

References

Non-applicable.

Figures and Tables

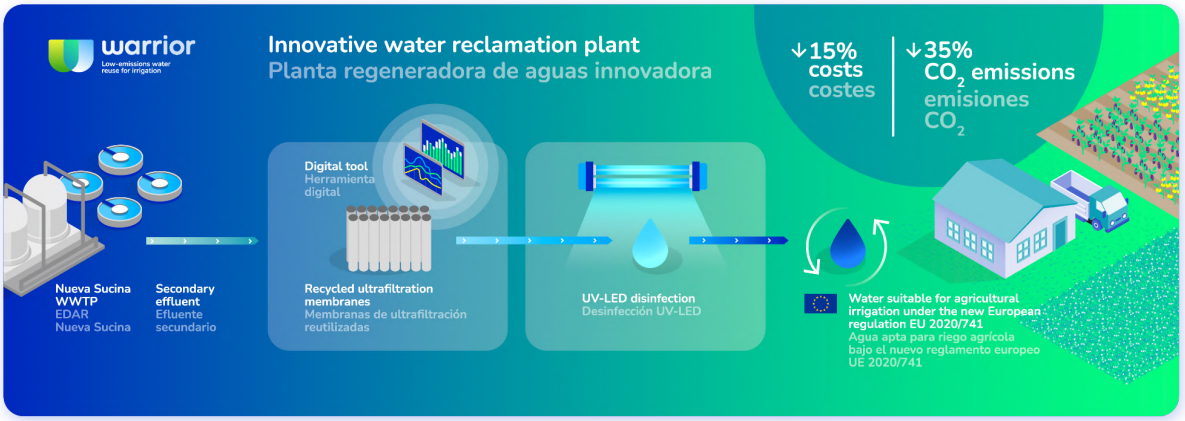


Figure 1 Life Warrior Overview.

Scientific abstract **Nro. 29**

Selecting Biofouling Indicators in Seawater Reverse Osmosis Desalination Processes Using Metagenomic Approaches

Núria Zamorano-López[1*], Raquel Escorihuela[1], Luca Sbardella[1], Olga Ferrer[1], Jorge Juan Malfeito[1]

[1]Innovation Department, Acciona Agua S.A., Parc de Negocis Mas Blau II, Avda. de les Garrigues, 22, 08820 El Prat de Llobregat, Barcelona, Spain

*Corresponding author: *nzamorano@acciona.com*

Keywords: biofouling; metagenomics; seawater desalination

Abstract: Improving biofouling monitoring through innovative indicators could reduce Sea Water Reverse Osmosis (SWRO) costs. Despite the importance of microbial dynamics in biofouling, little is known about this complex procedure. This work has identified different bioindicators for biofouling monitoring through shotgun metagenomic sequencing. Multidimensional analysis of *Bacteria* sequences revealed the presence of *Pelagibacter* and *Henriciella* in biofilm and SWRO pilot plant samples. On-going work is being performed combining these data with operational performance values at demonstration plant scale. A high correlation between these parameters and SWRO performance would support the use of these bioindicators in advanced monitoring of SWRO desalination.

Introduction

Reverse osmosis seawater desalination (SWRO) produces a high-quality permeate stream that can be used for multiple purposes, being a safe drinking water source for human population. However, biofouling prevention is needed to reduce SWRO costs, estimated in ~15 billion$ per year worldwide (Azis et al., 2001). These additional costs linked to biofouling impact include higher reagent consumption for membrane cleaning and greater membrane replacement rates. Also, biofouling increases the energetic demand of the process since a higher pressure is required for maintaining filtration rates. Despite the relevance of microbial dynamics in biofouling SWRO processes, their role is yet little described and up to date there is no standard process for biofouling detection (Abushaban et al., 2022). In this work, a metagenomic-based approach for selecting new bio-indicators of biofouling in reverse osmosis (RO) processes is presented. This is a key step towards a better management of biofouling procedures in SWRO desalination processes. Here, an approach comprehending different SWRO systems is described, ensuring the selection of indicators that are representative and that could be easily implemented in desalination facilities in the future.

Material and Methods

Samples were obtained from the seawater inlet of a SWRO pilot plant with 3 m^3/h permeate flow capacity located in Murcia (Spain). Samples were collected from inlet (raw seawater, SW), pre-treatment outlet (*i.e.,* RO influent, RO_I) and RO brine reject streams (RO_R). Physical-chemical parameters (temperature (T), conductivity (C), total organic carbon (TOC), adenosine-triphosphate (ATP), and UV_{254}) were determined in parallel. RO membrane was autopsied after 510 days of performance and biofilm was extracted also for analysis. Additional biofilm samples were collected from two Sterlitech CF042D RO pilots feed with influent water from the same location as the 3 m^3/h pilot plant, under continuous operation for 3 weeks. Extracted DNA quantified over 1 ng DNA/uL was sequenced in a shotgun metagenomic approach (NextSeq1000,

P2 200, Illumina). Illumina BaseSpace and bioinformatic scripts (Aalismali et al., 2019) were used to obtaining the Amplicon Sequencing Variants (ASV). RStudio scripts were developed to analyse the spatial relationships between datasets, detecting correlations between, operational process and physical-chemical parameters.

Results and Discussion

ASV relative abundances over 1.5% among the 4.654 identified ASV through metagenomics were selected (Table 1). *Pelagibacter* was the most abundant bacteria group in RO_I and RO_R samples and *Henriciella* was less abundant in RO streams (<1,5%), but highly present in biofilm (2,8-6,9%), suggesting its role in biofilm structure. Thus, both genera could be used as indicators of biofilm growth. Phytoplankton genera detected (*Phaeodactylum*, *Synechococcus, Thalassiosira*) could be also targeted for potential biofouling monitoring as they could play a role as exopolymer emitting actors.

According to non-metric multidimensional scaling (NMDS) analysis of all sequences, samples were more similar between pilot biofilm and SW points, with less variability than RO_I or RO_R samples (Figure 1). This fact supports the selection of biomarkers in SW samples that could reveal information from biofilm status in SWRO membranes, allowing a routine monitoring in desalination systems with molecular biology techniques. Multivariate analysis with retrieved data (Table 2) is on-going. Preliminary results (Figure 2) show high correlation between these values and bioindicators like ATP, suggesting that a deep multivariate analysis could reveal further indicators of SWRO biofouling.

Conclusions

Metagenomic approaches and deep multidimensional analysis are promising strategies to identify potential biomarkers of biofouling processes in SWRO desalination. The information retrieved in this study allows the selection of biofouling indicators that can be measured in aqueous samples but are representative of the microbial processes of biofouling in SWRO membranes. Biological indicators like *Pelagibacter* and *Henriciella* genera could be used for advanced monitoring of biofouling in desalination processes, in combination with other parameters like ATP.

References

Aalismail, N.A., Ngugi, D.K., Díaz-Rúa, R., Alam, I., Cusack, M., and Duarte, C. M. (2019). Functional metagenomic analysis of dust-associated microbiomes above the Red Sea. *Scientific Reports,* **9** (1).

Abushaban, A., Salinas-Rodriguez, S. G., Philibert, M., Le Bouille, L., Necibi, M. C., and Chehbouni, A. (2022). Biofouling potential indicators to assess pretreatment and mitigate biofouling in SWRO membranes: A short review. *Desalination*, 527, 115543.

Azis P.K.A., Al-Tisan I. and Sasikumar N. (2001) Biofouling potential and environmental factors of seawater at a desalination plant intake. *Desalination,* **135**, 69–82.

Figures and Tables

Table 1 ASV relative abundance (%, >1.5% filtered) observed among different sampling points.

ASV	BF[1]	BF[2]	SW	RO_I	RO_R
Pelagibacter ubique	3,5± 0,7		15± 0,9	26,9±5,3	32,9±1,7
Phaeodactylum tricornutum	0,4± 0,8			6,7±4,1	2,6±0,6
GpIIa Synechococcus sp.			5,7± 4,9	6,6±2,8	4,1±1,7
Thalassiosira pseudonana				1,2±1,3	
Phycisphaera mikurensis	4,8± 0,7				
Amphiplicatus metriothermophilus	5,2± 0,4				
Henriciella aquimarina		6,9± 0,5			0,4±0,8
Henriciella litoralis		2,8± 0,1			

Biofilm pilot plant (BF)[1], biofilm lab (BF)[2], raw seawater (SW), RO pilot inlet (RO_I), RO pilot reject (RO_R).

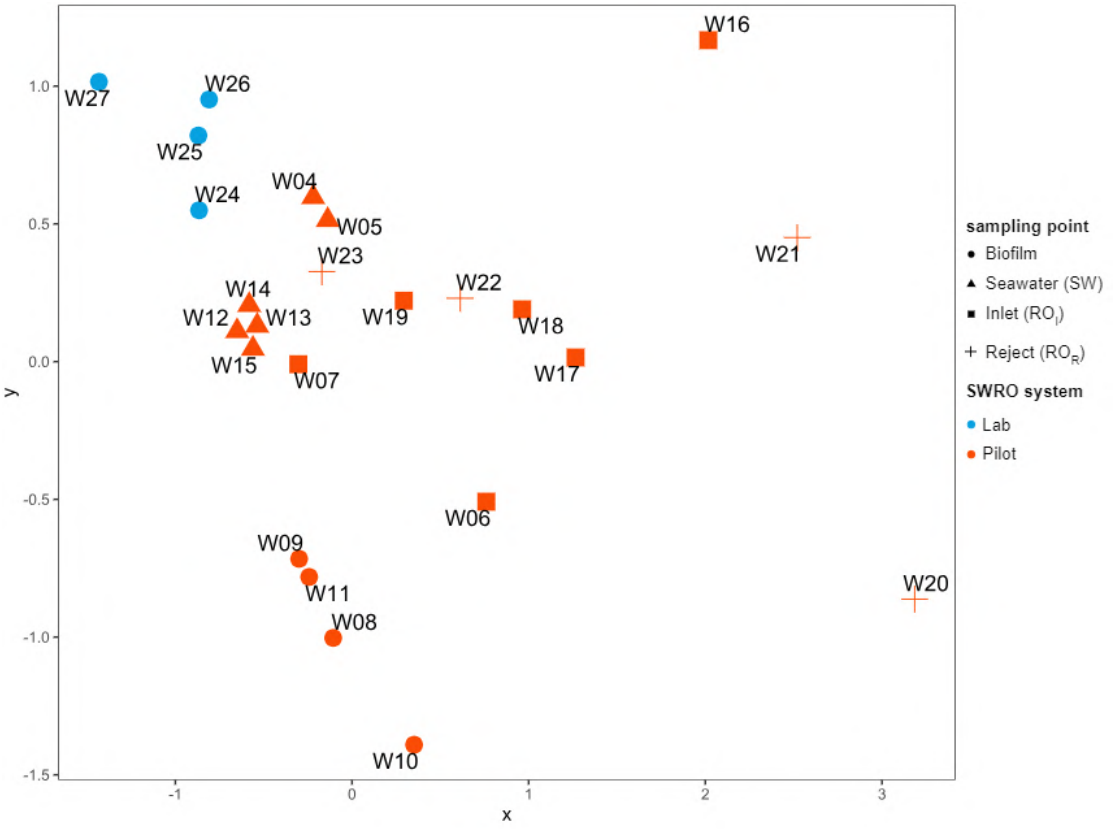


Figure 1 NMDS analysis of sequences obtained in the shotgun metagenomic approach.

Table 2 Inlet characterization and operational performance of SWRO pilot plant.

	Period 1	Period 2
Inlet		
Conductivity (µS/cm)	57,17±0,09	58,21±0,07
Temperature (°C)	25,01±1,12	14,85±1,48
TOC (mgTOC/L)	0,59±0,28	0,79±0,13
UV254 (nm)	1,30±0,64	1,74±0,46
ATP range (pg/mL)	37,8-116,3	20,5–253,7

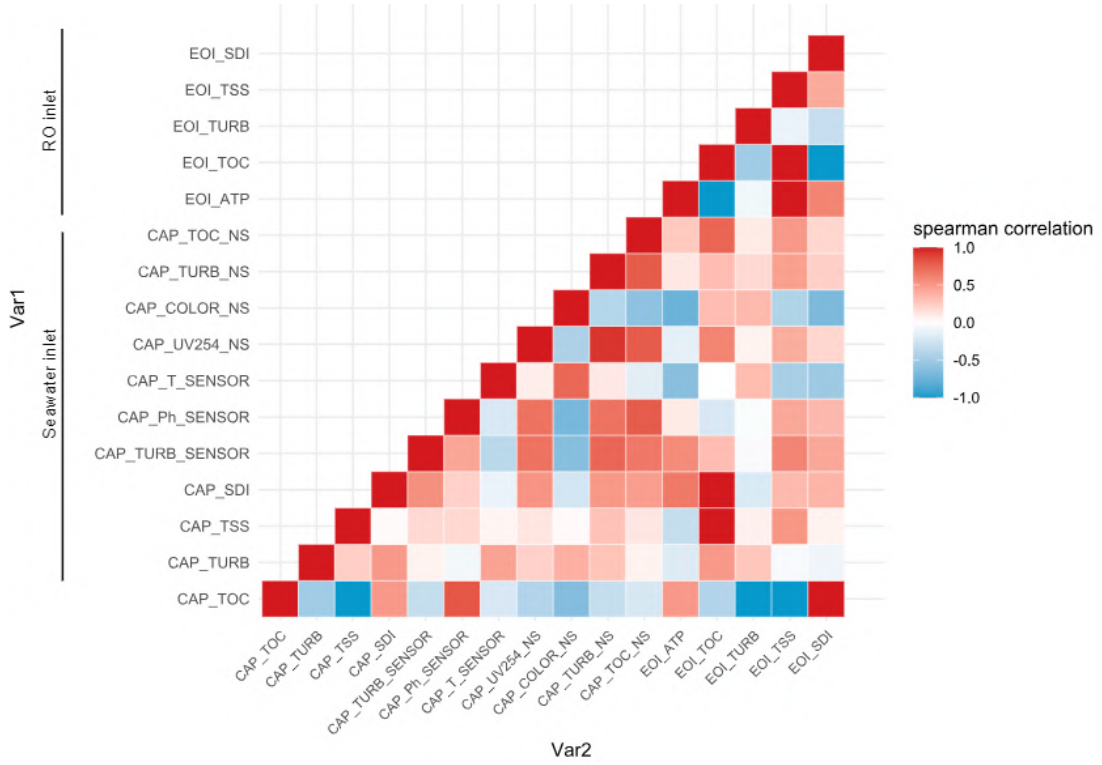


Figure 2 Heatmap representing Spearman correlation analysis of physical-chemical parameters used for multivariate analysis in SWRO pilot plant.

Discussion piece **Nro. 30**

A project-based cluster strategy to foster circular economy

A. Amengual[1], L. Gusmaroli[2], J. Mencos[3]

[1] Catalan Water Partnership. C/ Emili Grahit, 17003 Girona, Spain. *(aina.amengual@cwp.cat))*
[2] Catalan Water Partnership. C/ Emili Grahit, 17003 Girona, Spain. *(lucia.gusmaroli@cwp.cat))*
[3] Catalan Water Partnership. C/ Emili Grahit, 17003 Girona, Spain. *(joana.mencos@cwp.cat))*

Abstract: Clusters play a key role in promoting circularity by bridging the gap between innovation centers, companies, and end users. The CWP leverages EU-funded projects to foster cross-sector collaboration and implement innovative solutions, such as the SEA4VALUE project which aims at obtaining minerals and metals from seawater brine. The LIFE BIODAPH2O project demonstrates the implementation of an eco-efficient nature-based wastewater treatment system, BIODAPH, in water-stressed regions of the Mediterranean, evaluating its impact on aquatic and agroforestry media.

Description of discussion topic

Bringing added value to water in a circular economy context is one of the main environmental challenges currently faced by all the economic sectors. This includes promoting a decrease in water consumption in the main productive sectors; boosting the extraction of valuable materials, nutrients and energy from wastewater and generating new business models for these products; promoting the digital transformation and fostering the transition to closed loops in water-intensive industrial sectors. Finally, environmental investments related with circular economy have a strong influence on the strategy of businesses, and how Shared Value and Sustainable Development Goals are a priority in companies and clusters.

In this context, clusters act as important promoters of circularity, bridging between innovation centres, companies and end users. Moreover, R&D projects and innovation actions, especially at large scale, represent important tools to support the paradigm shift from a linear to a circular model. The Catalan Water Partnership (CWP), the cluster of sustainable use of water in Catalonia, formed by 150 members, is able to bring circular economy insights to the water sector thanks to its participation EU-funded and national projects. Over the years, CWP has integrated EU-funded projects in its strategy, leveraging on them to foster cross-sector collaboration and business development, R&D initiatives and internationalization of circular economy solutions. An example is the SEA4VALUE projects, that aims at building or adapting desalination plants with the dual purpose of obtaining minerals and metals from seawater brine and lowering the environmental impacts of brine discharge. Thus, brine will turn from a waste to a product with high industrial value due to its high content of minerals and metals. CWP plays a role in stakeholders' engagement, bringing this cutting-edge innovation closer to the market and its potential end users and contributing to the sustainability of water management.

LIFE BIODAPH2O is a demonstration project that has the main objective of scaling-up and implementing an eco-efficient nature-based tertiary wastewater treatment (BIODAPH) at two demo sites located in two water-stressed regions of the Mediterranean area, Quart WWTP (Spain) and Antissa WWTP (Greece). During the execution of the project, the impact of the implementation of this technology on the ecological and chemical status of the receptor aquatic media in Spain and the irrigated agroforestry media in Greece will be assessed. The BIODAPH system is based on the depuration capacity of biological organisms: water fleas (Daphnia), microalgae and biofilms for removing pollutants (nutrients, organic carbon, suspended solids,

pathogens, heavy metals, emerging and priority pollutants, and micro plastics). This compact and low-energy consumption system does not produce sludge nor uses chemicals.

Case of study **Nro. 31**

Increase of Phosphorus and Nitrogen Concentration from the Permeate of an AnMBR as a Preliminary Step to its Recovery through Crystallization and Membrane Contactors Processes

Laura Ruiz-Cosgaya[1], Wilmer Andrés Izquierdo[1], Remedios Martínez-Guijarro[2], Joaquín Serralta[1] and Ramón Barat[1]

[1] CALAGUA-UPV: CALAGUA – Unidad Mixta UV-UPV, Universitat Politècnica de València, 46022, Valencia, Spain

[2]Instituto de Ingeniería del Agua y Medioambiente, IIAMA, Universitat Politècnica de València, 46022 Valencia, Spain

Keywords: Nitrogen, phosphorus, ion exchange

Abstract: Anaerobic Membrane Bioreactor technology has great advantages for treating wastewater, but, when the legislation requires effluent standards be met in sensitive water, and irrigation cannot be applied, a post-treatment of this permeate is needed. Adsorption represents one of the most promising processes as it allows the removal of phosphorus and nitrogen, and an increase of its concentration as a previous step to its recovery. In this work, resin removed phosphorus within 500 BV during 17 cycles and regeneration led to a concentration of 300 mg P-PO4/L. Natural zeolite showed a decreasing trend in the ammonium retention capacity after 17 cycles.

Introduction

Traditionally, wastewater treatments have focused on the removal of pollutants in order to meet discharge limits. However, increased interest in the recovery of resources contained in wastewater is giving rise to a new concept, transforming existing wastewater treatment plants into so-called resource recovery facilities. In this scenario, anaerobic treatments are key because they allow the transformation of organic pollutants into biogas, without the need for energy consumption associated with aeration systems. Moreover, Anaerobic processes also remove few of the nutrients so a permeate with nitrogen and phosphorus concentrations similar to those of wastewater is obtained (Robles *et al*., 2018). The absence of solids together with high nutrient concentrations generate permeate suitable for use in irrigation. However, when nutrient removal is required to meet the discharge requirements, nutrients must be removed in a post-treatment. In this work, a combination of AnMBR + adsorption processes + struvite crystallization + conctactors is proposed to valorise organic matter in the form of biogas in the AnMBR, and, after the adsorption process, a nitrogen and phosphorus free effluent suitable for discharge (Figure 1). Regemeration of the columns produces streams with high concentrations of nitrogen and phosphorus, which are recovered as commercial fertilizers by crystallization processes and membrane contactors, obtaining struvite and ammonium sulfate respectively (Darestani *et al*., 2017).

Material and Methods

Ferrix AE33 supplied by Purolite was used for phosphorus concentration. Zeolite used in the study for ammonia concentration was a clinoptilolite supplied by Zeocem (Godifredo *et al*., 2022). Permeate from an AnMBR pilot plant located in Carraixet WWTP and fed with municipal wastewater (Valencia) was used for the tests. Characterisation of this stream is shown in Table 1.

Design parameters and working conditions of the columns are found in Table 2. Concentration of the effluent of the resin and zeolite columns was monitored until the

stream exceeded a concentration of 2 mg $P\text{-}PO_4$/L and 5 mg $N\text{-}NH_4$/L, respectively. At this point, permeate feed was stopped to continue with the regeneration process. After each regeneration, ph was reduced to 7 by stripping CO_2, and a new cycle was started.

Results and Discussion

When operating with the resin column, discharge limits were met for 500 Bed Volumes. Results shown in Figure 2 show that except for the first cycle, the retention capacity tends to remain constant between 2,5 and 1,5 mg $P\text{-}PO_4$ retained/g resin. About 99% of the adsorbed phosphorus was recovered in the regenerant solution, reaching an average phosphate concentration of 300 mg $P\text{-}PO_4$/L. Natural zeolite tests also confirmed the feasibility of zeolites for meeting discharge limits during 123 BV. Recovered efficiency of the N retained was >85%, achieving a concentration of 500 mg $N\text{-}NH_4$/L. Results of the adsorption capacity obtained for the zeolite column are shown in Figure 3. It is observed that after 17 cycles retention capacity is below 50% of its initial capacity.

Conclusions

The results from this work confirmed that Purolite resin can meet discharge limits within 500 BV in each cycle. Over 97% of the P retained was recovered during regeneration, increasing phosphorus concentration about 50 times, and reaching a concentration of 300 mg $P\text{-}PO_4$/L, which makes feasible P recovery in crystallization through struvite precipitation. During the 17 completed cycles, adsorption capacity showed a tendency to remain constant. Long-term study must be continued to see when there is a significant loss efficiency and resin needs to be renewed. Natural zeolite column tests allowed to remove the nitrogen contained in the influent within 123 Bed Volumes in each cycle. Additionally, it was proved that >85% of the nitrogen retained in the zeolite can be recovered during regeneration in a concentration of 500 mg $N\text{-}NH_4$/L, increasing its concentration 10 times. After 17 cycles, retention capacity decreased 50% of its initial capacity. Prolonged exposure to alkaline solutions might cause excessive wear on the zeolites, causing them to lose their ability to exchange ions (Deng *et al*., 2016). Finally, a study to ensure the economic feasibility of the full-scale application must be done.

References

Darestani, M., Haigh, V., Couperthwaite, S. J., Millar, G. J., & Nghiem, L. D. (2017). Hollow fibre membrane contactors for ammonia recovery: Current status and future developments. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *5*(2), 1349–1359. https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.02.016

Deng, Qiaosi & Elbeshbishy, Elsayed & Lee, Hyung-Sool. (2016). Simultaneous regeneration of exhausted zeolite and nitrogen recovery using an air stripping method at alkaline pH. Water Quality Research Journal of Canada.

Godifredo, J., Ferrer, J., Seco, A., & Barat, R. (2023). Zeolites for Nitrogen Recovery from the Anaerobic Membrane Bioreactor Permeate: Zeolite Characterization. Water (Switzerland), 15(6). https://doi.org/10.3390/w15061007

Guida, S., Rubertelli, G., Jefferson, B., & Soares, A. (2021). Demonstration of ion exchange technology for phosphorus removal and recovery from municipal wastewater. Chemical Engineering Journal, 420. https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129913

Robles, Á., Ruano, M.V., Charfi, A., Lesage, G., Heran, M., Harmand, J., Seco, A., Steyer, J.P., Batstone, D.J., Kim, J., Ferrer, J. (2018) A review on anaerobic membrane bioreactors (AnMBRs) focused on modelling and control aspects. Bioresource Technology, 270 (2018), 612-626.

Figures and Tables

Table 1. Characterization of the AnMBR permeate that was fed to the columns.

Influent	AnMBR permeate	Influent	AnMBR permeate
Ca^{2+} (mg Ca^{2+}/L)	119	NH_4^+ (mg NH_4^+/L)	45
Mg^{2+} (mg Mg^{2+}/L)	32,2	Cl^- (mg Cl^-/L)	194
Na^+ (mg Na^+/L)	109	PO_4^{3-} (mg PO_4^{3-}/L)	6,5
K^+ (mg K^+/L)	14,4	pH	7,2

Table 2. Design parameters and operation conditions (Guida et al., 2021).

	Ferrix A33 column	Natural zeolite column
Inner Diametre (cm)	4	4
Adsorbent material height (cm)	16,5	16,5
Bed Volume	75	111
Saturation Flow Rate (BV/h)	35	35
Regeneration Flow Rate (BV/h)	7	7
Regenerant composition	2% NaCl 2%NaOH	0,8% NaOH

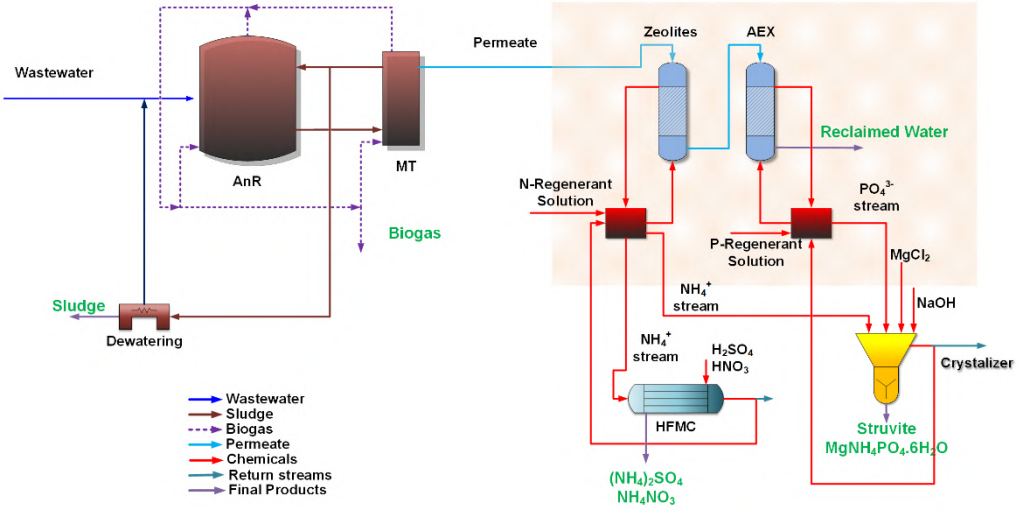


Figure 1. Treatment scheme proposed.

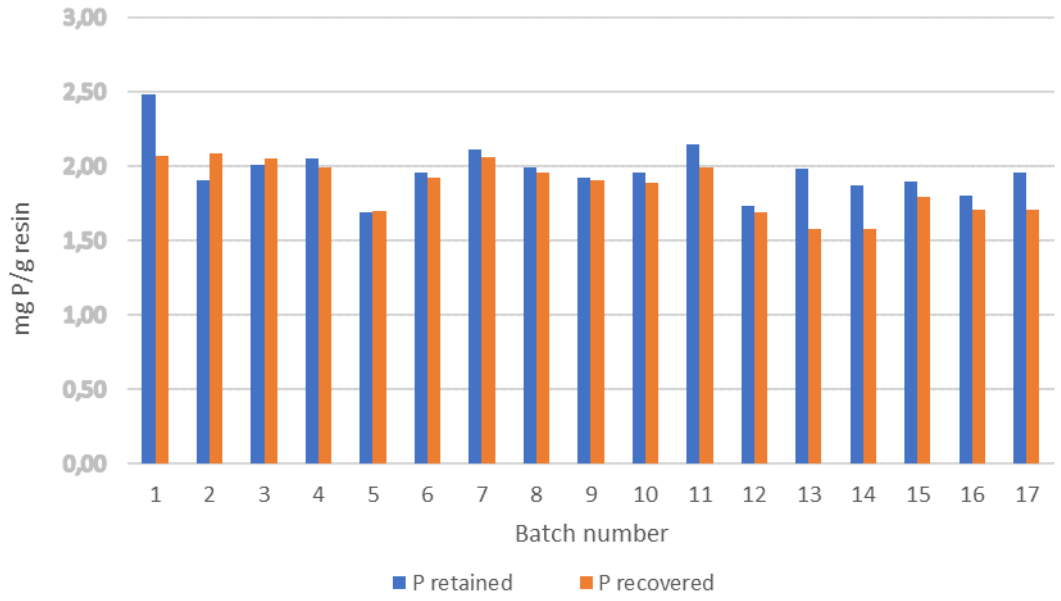


Figure 2 Adsorption capacity of resins after 17 saturation-regeneration tests.

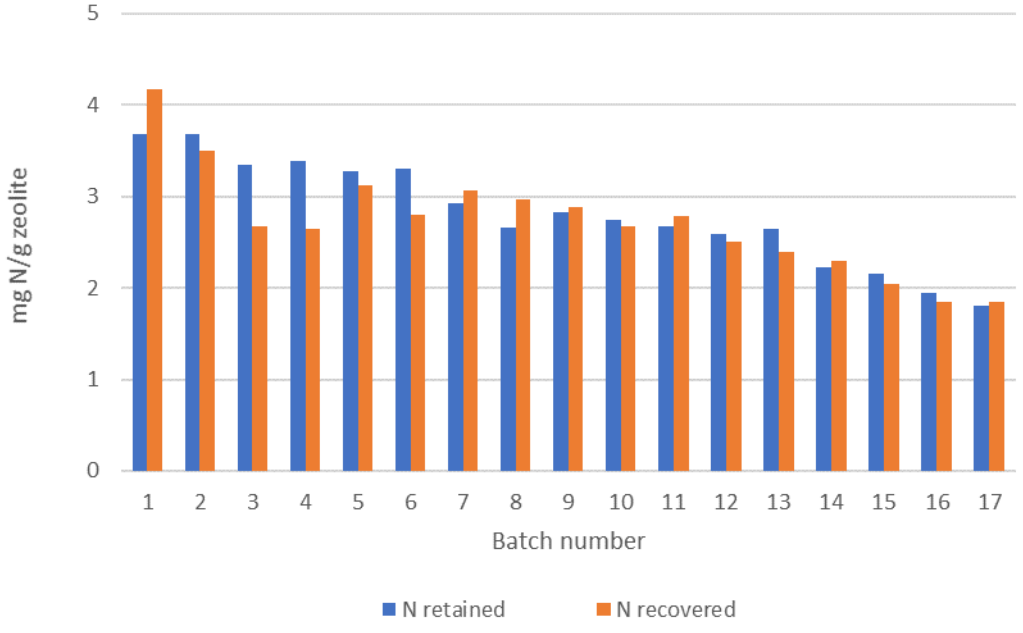


Figure 3. Adsorption capacity of zeolites after 17 saturation-regeneration tests.

Scientific abstract **Nro. 32**

Use of ultrafiltration membranes as tertiary treatment for wastewater reclamation in municipal WWTPs

Á. Sabina Acebrón[1], Julio Revert-Vercher[1], Pau Sanchis-Perucho[1], Luis Borrás[1] y Aurora Seco[1]

[1] *CALAGUA – Unitat Mixta UV-UPV, Departament d'Enginyeria Química, Universitat de València, Avinguda de la Universitat s/n, 46100 Burjassot, Valencia, Spain*
*Corresponding author: pau.sanchis-perucho@uv.es

Keywords: membrane fouling; chemical enhanced backwashing; municipal wastewater

Abstract: Water scarcity urges a shift to circular economies. Ultrafiltration (UF) membranes can offer efficient municipal wastewater treatment, meeting quality standards by removing solids, bacteria, viruses, and emerging pollutants. In this work, a UF plant was operated to evaluate the viability of this technology as tertiary treatment. Different operation conditions were evaluated to mitigate fouling, allowing the operation from more than 90 days at an average transmembrane pressure of 164 mbar and an operating flux of 20 LHM. This presented a viable solution for upgrading water treatment facilities, producing an agriculture-grade (according to European standard) reclaimed water at low space demands.

Introduction

Water scarcity is one of the most pressing global challenges nowadays, with 40% of the world's land area classified as arid/semi-arid (Farhadkhani et al., 2018). This, along with the current energy crisis, underscores the imperative need to transition from traditional use-and-throw economic models to circular economy ones. Ultrafiltration (UF) membranes offer a promising solution for more efficient water treatment, with the generated permeates when filtering municipal wastewater (MWW) meeting Regulation 2020/471 standards for reclaimed water quality. UF membranes effectively remove suspended solids, bacteria, viruses (Bali et al., 2011), and several emerging pollutants, such as microplastics (González-Camejo et al., 2023) or Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Additionally, UF systems offer low space demands and are adaptable thanks to their modularity while can reduce the chemical demands during MWW management. All these virtues make them an excellent alternative for updating current MWW treatment facilities.

Materials and Methods

a demo-scale UF membrane plant consisting of a membrane tank (667,5 L working volume) fitted with an industrial and commercially available UF membrane system (0.03-µm pore size, 43.5 m^2 of total filtration area). Air-assisted scouring was utilized to mitigate fouling during filtration, while an additional mixing pump was employed to ensure the homogenization of the membrane tank content. The plant was continuously fed with the secondary settler supernatant of the "Conca del Carraixet" full-scale MWW treatment facility (Alboraya, Spain), ensuring the applicability of the obtained results. Figure 1 shows a flow diagram of the system.

Results and Discussion

The UF membrane feasibility when used as MWW tertiary treatment was evaluated under different operating conditions: (1) transmembrane flux, (2) air sparging intensity and (3) efficacy of chemical enhanced backwashings (CEB) to mitigate Fouling.

When operating at relative high fluxes (17 – 15 LMH) filtration was just possible for few days before reaching high transmembrane pressures (TMPs) (figure 2), even when operating at low solids concentrations in the tank (below 1 g L^{-1}). Reversible fouling was identified as the major issue during filtration. Thus, an increase in the air sparging intensity (from 0.1 to 0.23 Nm^3 m^{-2} h^{-1}) and a more efficient control of the filtration and relaxation periods allowed to extend the process from 3 to 33 days when operating at 13 LMH (table 1). Furthermore, a positive effect of increasing the solids concentration in the membrane tank was observed concerning the irreversible fouling mitigation, manly attributed to the capture of the colloidal materials in the bulk by interactions among the increased amount of particles.

To extend the operating time when operating at high transmembrane fluxes (around 17 LMH), the application of periodical CEBs was studied as a fouling control strategy. Acid and basic CEBs were conducted to study the permeability recovery of each chemical solution after a certain TMP was reached (around 350 mbar), determining this way the main source of the developed fouling and the most suitable reagent to use. Citric acid resulted the effective one (figure 3), leading to stablish the nature of the fouling as mainly inorganic. The potential benefit on fouling mitigation of applying CEBs was evaluated under different conditions: (1) five citric acid concentrations (from 50 to 400 ppm), (2) an effectivity improvement of the citric acid by reducing the pH to 2.5 by adding HCl and (3) a variation of the backwashing time. Overall, reducing the pH was the most effective strategy on fouling mitigation, boosting the permeability recovery, whilst the backwashing time seemed to be negligible.

Thanks to the fouling control strategies applied filtration was possible for more than 90 days at a transmembrane flux of 20 LMH without an important fouling development (average TMP of about 164 mbar). CEB was adjusted to just once a week to reduce the chemicals dosing while air sparging was set to 0.16 Nm^3 m^{-2} h^{-1} to minimize energy demands. Regarding the permeate quality water, it meets the standard requirements of the 2020/741 European Regulation for water reuse (A type).

Conclusions

The UF has proven to be an attractive alternative for upgrading existing MWW treatment facilities, ensuring high quality water with low space requirements. The application of strategies focused on reducing fouling (CEB with citric acid or the adjustment of air sparging) allow operating at high LMH (up to 20 LMH), which makes this technology very attractive in the production of regenerated water without investing heavily in infrastructure. For all, UF membranes offer a promising solution for the treatment of municipal wastewater (MWW) while meeting quality standards.

Figures and Tables

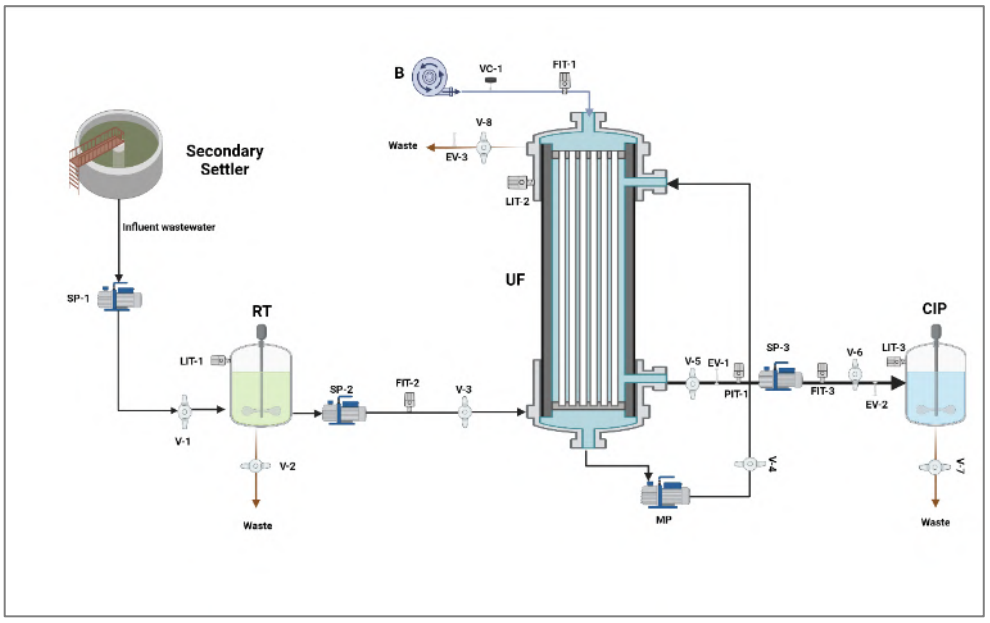


Figure 1. Flow diagram of the ultrafiltration membrane plant.

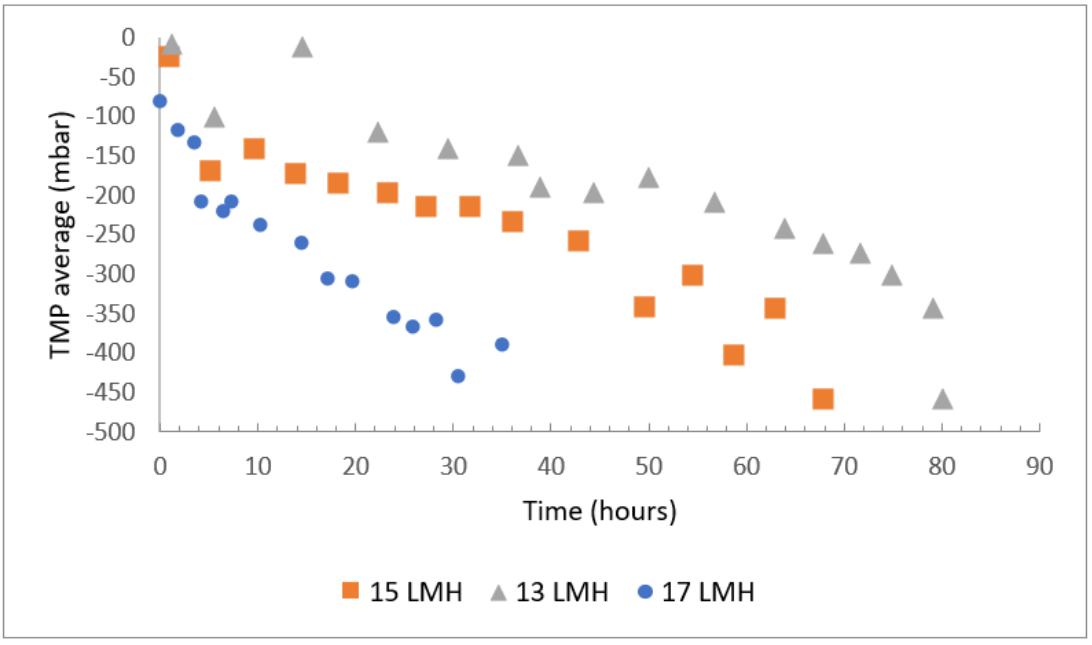


Figure 2. TMP evolution at 13, 15 and 17 LMH of operating flux

Table 1. Comparison of the improvement in the fouling rate to extend the process: (a) initial operation conditions at 13 LMH flux and (b) operation conditions changes to control reversible fouiling at 13 LMH.

Case of study	SAD ($Nm^3\ m^{-2}\ h^{-1}$)	(F:R)n cycles	Fouling rate (mbar/day)
a	0.1	$(300:60)_{10}$	51.65
b	0.23	$(150:60)_5$	12.95

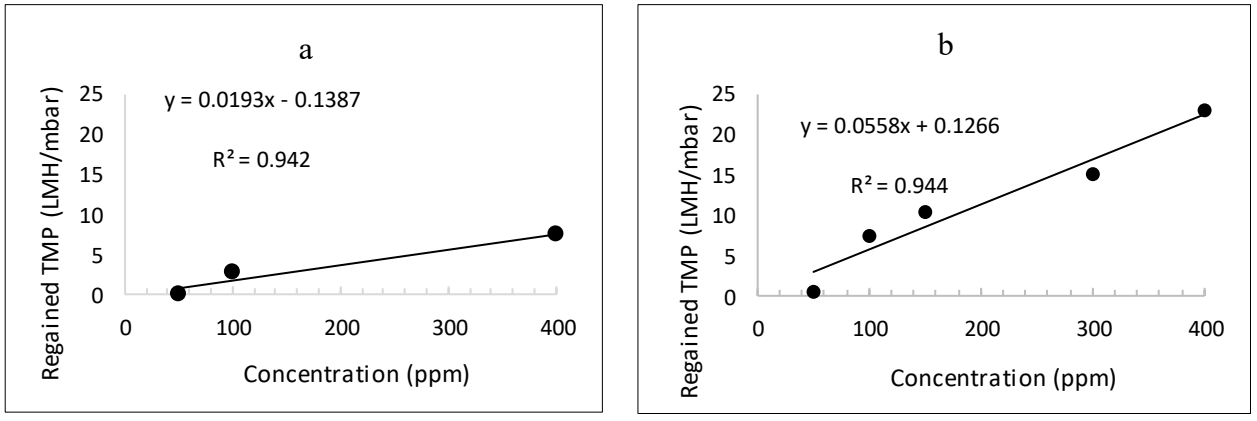


Figure 3. Membrane permeability recovery after CEB according to the reagent used: (a) sodium hypochlorite and (b) citric acid. Note that the values showed in the abscissa axis corresponds to the concentration of each reagent reached in the membrane tank after the CEB.

References

Bali, M.; Gueddari, M.; Boukchina, R. Removal of Contaminants and Pathogens from Secondary Effluents Using Intermittent Sand Filters. Water Sci. Technol. 2020, 64, 2038–2043, doi:10.2166/wst.2011.448.

Farhadkhani, M., Nikaeen, M., Yadegarfar, G., Hatamzadeh, M., Pourmohammadbagher, H., Sahbaei, Z., & Rahmani, H. R. (2018). Effects of irrigation with secondary treated wastewater on physicochemical and microbial properties of soil and produce safety in a semi-arid area. Water Research, 144, 356-364. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.047

González-Camejo, J., Morales, A. R., Peña-Lamas, J., Lafita, C., Enguídanos, S., Seco, A., & Martí, N. (2023). Feasibility of rapid gravity filtration and membrane ultrafiltration for the removal of microplastics and microlitter in sewage and wastewater from plastic industry. Journal of Water Process Engineering, 51, 103452. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103452

Case of study **Nro. 33**

SOLUCIONES A LOS PROBLEMAS ACTUALES EN REDES DE SANEAMIENTO Y DRENAJE URBANO

Maitane Diez[1]

[1] Ingeniera Hidráulica SERVICIOS INTEGRADOS EN PROCESOS DEL AGUA, C/ Urgozo nº10. Bajo. 48013 Bilbao, España (e-mail: mdiez@seipa.es)

Keywords: Control de vertidos; estudios de inundabilidad; modelo matemático hidrológico-hidráulico.

Abstract: El caso de estudio descrito a continuación consiste, en dar soluciones a los problemas actuales de las redes de saneamiento y drenaje urbano, para ello es imprescindible la implementación de un modelo hidrológico-hidráulico calibrado y tener un escenario del estado actual con los problemas existentes y poder definir soluciones. Por ello, con el modelo se consigue verificar y solucionar las disfunciones que pueda haber en la red de saneamiento en la actualidad, para así, mejorar la calidad de los recursos de agua, solucionar los problemas existentes y adecuar la red a las necesidades actuales y futuras del servicio.

Introducción

Las redes de saneamiento y drenaje urbano son uno de los focos principales de contaminación del medio natural en las zonas urbanas. El control de estas afecciones al medio, consiste en diseñar un sistema eficaz, el cual pueda prevenir inundaciones superficiales y vertidos al medio, los cuales provocan impacto en el medio receptor.

Las inundaciones son un fenómeno climático que ocurre cada vez con más frecuencia, causando desastres naturales, que ocasionan pérdidas económicas y humanas en la sociedad. Debido al cambio climático, según los expertos, los fenómenos de lluvias torrenciales van a ser más frecuentes, al igual que las sequías, por lo que es necesario un estudio de detallado para analizar a horizonte de planeamiento este tipo de redes.

Los vertidos al medio, son uno de los focos principales de contaminación al medio natural en las zonas urbanas, estos desbordamientos de los sistemas de saneamiento necesitan de una regulación que los controle. Con el nuevo Real Decreto 665/2023 que modifica el Reglamento de Dominio Público Hidráulico, en su Anexo XI, se define la "Norma técnica básica para el control de los vertidos por desbordamientos del sistema de saneamiento en episodios de lluvia", esta norma exige disponer de un modelo hidrológico-hidráulico para el control de los desbordamientos.

Por ello, El MODELO HIDROLÓGICO-HIDRÁULICO es la herramienta necesaria con la que definir las actuaciones necesarias que hagan sostenible el mantenimiento de los recursos naturales.

Metodología y análisis

La modelización hidrológica e hidráulica de las redes de estudio, se ha realizado utilizando el software InfoWorks ICM. Este software se basa en la integración completa del modelo de cuenca, incluyendo el análisis hidrológico de la cuenca, la hidráulica de redes y la hidráulica fluvial. Además, también permite la modelización de la calidad del agua en la red y en el medio receptor.

Con el modelo calibrado se conoce el estado actual de la red determinando el volumen y la afección contaminante de los vertidos al medio, los problemas de diseño actuales de la red, los problemas de entrada en carga en los colectores principales e inundaciones

superficiales. El objetivo principal es mitigar estos problemas, y con el modelo, se definen diferentes escenarios meteorológicos para determinar las soluciones idóneas tanto para reducir los vertidos como para eliminar las inundaciones superficiales o contaminaciones del medio.

Para el desarrollo de los estudios, el primero paso es realizar un análisis y actualización de la información disponible de la red incluyéndola en formato GIS (Sistema de Información Geográfica) con el fin de detectar posibles incoherencias o falta de datos.

Realizado el diagnóstico de la información y completados todos los datos, se completa la modelización de la red de saneamiento y drenaje, que se basa en introducir todos los datos de la red al software y generar el modelo hidráulico, es decir, se introducen las cotas, usos de suelos, superficies de escorrentía, consignas para el control de tiempo real de los elementos de regulación (RTC), etc. (Véase Figura 1)

El siguiente paso es calibrar el modelo comparando los resultados del caudal y nivel de los conductos con los medidores portátiles o existentes de la zona de estudio.

Una vez que el modelo esté calibrado y verificado, se introducen los datos hidrológicos de la zona de estudio, es decir, se introducen todos los actores implicados en el funcionamiento de la red de saneamiento (lluvia, caudal fluvial y altura de la marea), generando simulaciones lo más próximas a la realidad actual y futura del funcionamiento de red.

Finalmente, ya se dispone de un modelo real con el que poder generar diferentes escenarios para el análisis y mejora de la misma. (Véase Figura 3)

Resultados y conclusiones

En el caso de la red de saneamiento y drenaje de Irún y Hondarribia, la solución para la entrada en carga de los colectores, la mejora de control de vertidos y contaminación del río Bidasoa e inundaciones superficiales, se analiza definiendo actuaciones (obras) con distintos elementos de regulación. Una de las conclusiones más importantes obtenidas en el estudio realizado, es que, si lloviese lo mismo que en 2020 y 2021, cada año, se conseguiría una reducción del vertido unitario al medio de hasta un 80% en el alivio de Amute y hasta un 65% en el alivio situado en Gal. Además, se conseguiría una reducción en el número de veces que los colectores entran en carga de hasta un 90% en el colector de entrada a la estación de bombeo de Amute y Gal. (Véase tabla 1 y 2)

Debido a los momentos de grandes lluvias (periodos de retorno) en la que no es posible eliminar por completo el vertido, se cuantifica el número de episodios de desbordamientos anuales (Véase figura 4), se analiza la afección de dicho vertido y se dimensiona el impacto en el medio. (Véase figura 2).

Una vez planteadas las soluciones a los problemas del funcionamiento actual de la red, analizamos el impacto que el cambio climático va a tener en el comportamiento de la red diseñada en el futuro.

En conclusión, el modelo es fundamental para este tipo de estudios.

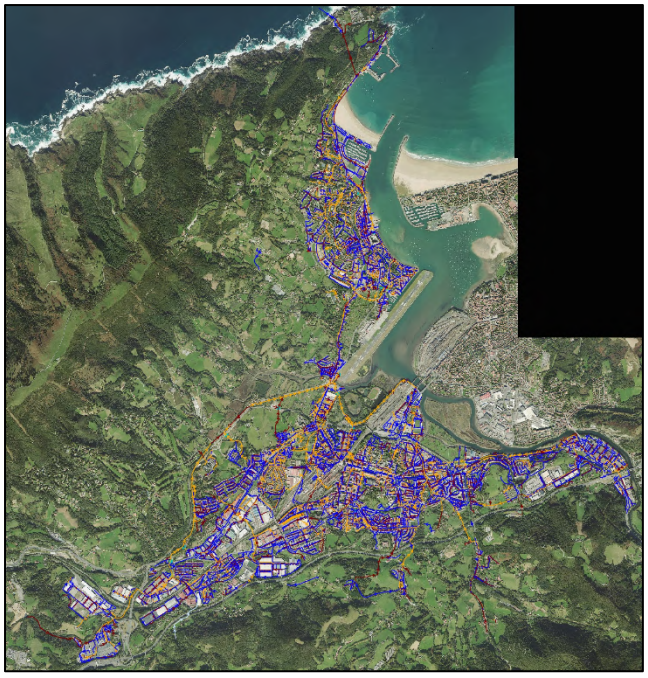


Figura 1. Modelo 1D para el análisis del funcionamiento en general de la red.

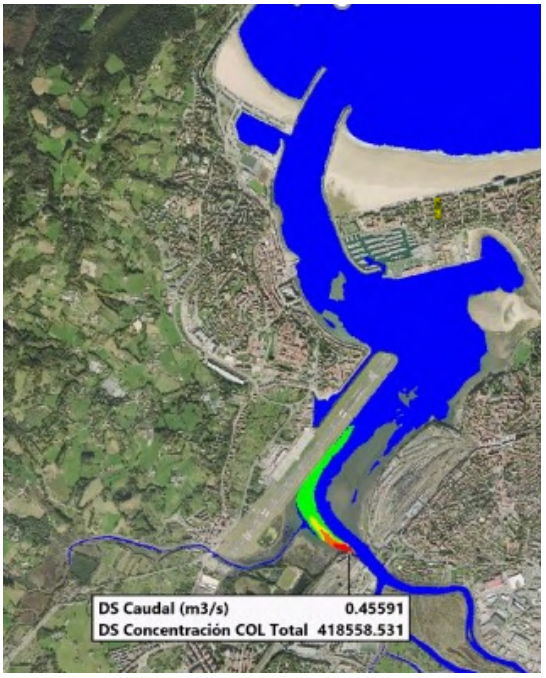


Figura 2. Valoración del vertido al medio. Concentración de coliformes total.

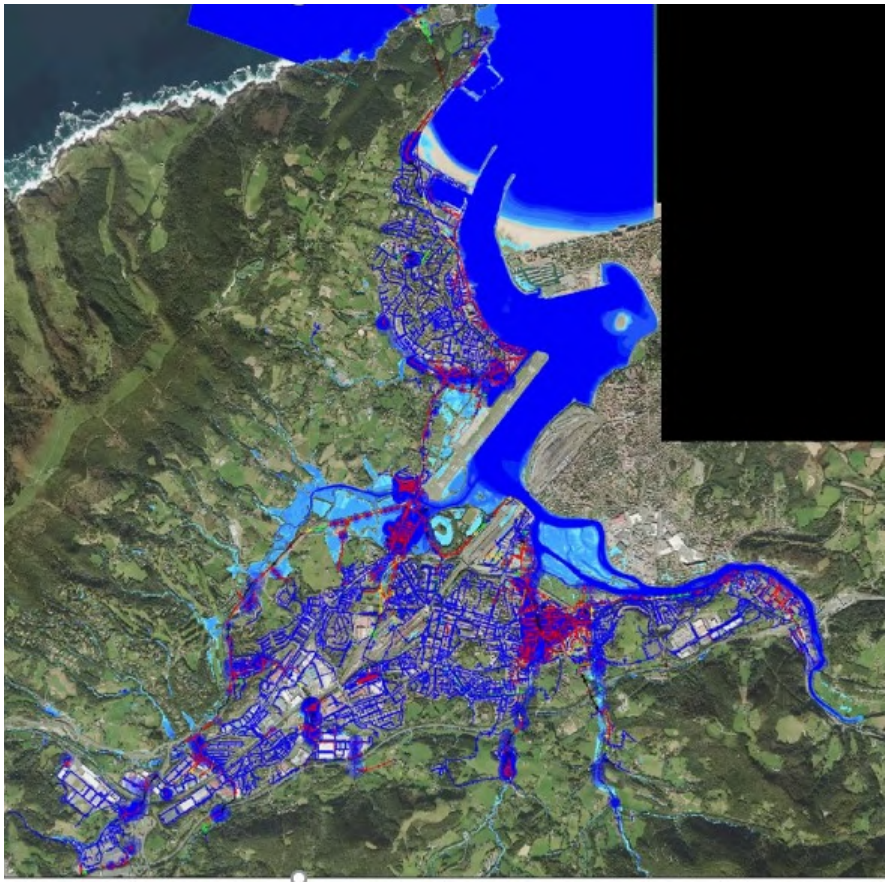


Figura 3. Modelo 2D para el análisis de las inundaciones superficiales e impacto de las mareas en la red.

Tabla 1. Análisis del control de vertidos.

2020				
Escenarios	**Volumen Alivio Amute (m^3)**	**N.º Vertidos Amute**	**Volumen Alivio Gal (m^3)**	**N.º vertidos Gal**
Actual	20.484	35	197.482	134
Escenario Final	2.453	4	100.756	16
2021 (hasta 13 diciembre)				
Escenarios	**Volumen Alivio Amute (m^3)**	**N.º Vertidos Amute**	**Volumen Alivio Gal (m^3)**	**N.º vertidos gal**
Actual	11.067	17	126.023	80
Escenario Final	2.453	2	44.124	9

Tabla 2. Análisis de estado en carga de los colectores principales.

2020				
Escenarios	**N.º Cargas Colector Amute**	**N.º Cargas Colector Gal**	**N.º Cargas Colector Alameda**	**N.º Cargas Colector San Pablo**
Actual	32 (982.1 min)	19 (873.1 min)	1 (48 min)	1 (98.9 min)
Escenario Final	15 (255.4 min)	1 (12.9 min)	1 (15.9 min)	0
2021 (hasta 13 diciembre)				
Escenarios	**N.º Cargas Colector Amute**	**N.º Cargas Colector Gal**	**N.º Cargas Colector Alameda**	**N.º Cargas Colector San Pablo**
Estado Actual	17 (693.5 min)	9 (723.6 min)	4 (77.6 min)	3 (141.9 min)
Escenario Final	10 (173.3 min)	0	1 (45.2 min)	0

Figura 4. Ejemplo de estadística de desbordamiento anual por aliviadero para el año 2022

ID	Numero de vertidos	Total duration of exceedances (mins)	Time of maximum (absolute)	Maximum Flow (m3/s)	Total Volume (m3)
Anoeta	35	1207	15/05/2022 15:20	5.65	82746
Duque de Mandas	26	899	15/05/2022 15:20	4.22	27498
Errotaburu	0	0	20/11/2022	0.00	0
Fronton	218	8965	15/05/2022 15:20	0.58	29775
Funicular	4	109	15/05/2022 15:20	0.33	742
Gomistegi	3	78	15/05/2022 15:20	0.59	488
Herrera	23	543	15/05/2022 15:10	0.28	1539
Ibaeta	0	0	22/06/2022	0.00	0
Intxaurrondo (GC)	0	0	18/08/2022 0:00	0.00	0
Jolastokieta	94	3141	15/05/2022 15:20	1.49	41485
Larratxo	15	574	15/05/2022 15:40	0.13	1416
Oleta	41	1165	15/05/2022 15:20	0.75	6783
Paseo de Francia	43	4308	15/05/2022 15:40	3.94	174180
Perune	17	603	15/05/2022 15:30	0.42	3966
San Luis	0	0	01/01/2022	0.00	0
Txingurri	26	987	15/05/2022 15:20	0.06	1067
UPV (Ibaeta)	24	828	15/05/2022 15:20	0.73	4853
UPV (Quimicas)	16	383	21/11/2022 10:40	0.05	304
Zarautz	21	614	15/05/2022 15:40	0.26	2368
Zubiaurre	24	787	15/05/2022 15:20	4.06	41242

Case of study **Nro. 34**

The role of technologies on the energy performance of wastewater treatment plants: a case study in Spain

Deborah Leroy-Freitas[1, 2 *], María Molinos-Senante[1, 2]

[1]Institute of Sustainable Processes, Dr. Mergelina, s/n, 47011 Valladolid, Spain

[2]Department of Chemical Engineering and Environmental Technology, School of Industrial Engineering, University of Valladolid, Dr. Mergelina. s/n, 47011 Valladolid, Spain

*Corresponding author: deborah.leroy@uva.es

Keywords: Biogas production; energy efficiency; wastewater treatment

Abstract: This study evaluates the impact of technology on the energy efficiency of 250 wastewater treatment plants (WWTPs) categorized by size, secondary treatment-type and biogas production. Kruskal-Wallis test was used to account for the statistical differences among the WWTP categories for a set of energy efficiency indicators. The type of secondary treatment has the greatest impact in the energy efficiency, as the technologies significantly differ with respect to all energy indicators. WWTPs with biogas production consume significantly less energy in terms of population equivalent and chemical oxygen demand removal, indicating co-generation as a suitable strategy for enhancing WWTPs energy performance.

Introduction

Wastewater treatment plants (WWTPs) are energy-intense facilities that account for approximately 3% of the global energy demand and contribute substantially to the emissions of greenhouse gases (GHG) (Nakkasunchi *et al*., 2021; Ramírez-Melgarejo and Stringer, 2024). It has been shown that plant size, flow rate and technology typology are some of the most important factors in evaluating the energy performance of a WWTP (Longo et al., 2016). Applying strategies for optimizing energy consumption and recovery are being progressively considered in the wastewater treatment field (Hernández-Sancho *et al*., 2011).

In this context, the aim of this study is to evaluate the energy performance of 250 WWTPs located in Spain, categorized by size, type of secondary treatment and biogas production. Comparisons among categories were performed regarding four key performance indicators (KPIs), related to electric energy consumption per volume of treated wastewater, population served, chemical oxygen demand (COD) and nitrogen (N) loads removed. Our results bring preliminary insights into the energy efficiency state of art of Spanish WWTPs, whose key novelty is the statistical assessment and the inclusion of the biogas variable as a contributor to energy savings.

Material and Methods

Data collection and sample: Operational and analytical parameters from various WWTPs located across Spain (2022) were provided by regional water agencies (Agencia Catalana del Agua; NILSA, S.A.; Consorcio de Aguas / Dirección General del Agua del Principado de Asturias), which consisted in detailed information from 688 WWTPs (i.e. size; flow; technology; population equivalent (PE); energy consumption; influent/effluent concentrations of suspended solids (SS), chemical and biological oxygen demand (COD, BOD), total nitrogen and phosphorus (TN, TP); volumetric biogas production). After an initial screening and outlier analysis, the sample was reduced to 250 WWTPs due to gaps in relevant variables and the presence of outliers.

Data treatment and classification: Dataset was classified according to three different WWTP classes (Table 1). Four KPIs were defined, referred to volume of treated wastewater, served population, kg of COD and kg of N removed:

$$KPI_1 = \frac{electric\ energy\ consumption}{volume\ of\ treated\ wastewater}\ [kWh/m^3] \quad (1)$$

$$KPI_2 = \frac{electric\ energy\ consumption}{population\ served}\ [kWh/PE] \quad (2)$$

$$KPI_3 = \frac{electric\ energy\ consumption}{COD\ load\ removed}\ [kWh/kgCOD_{removed}] \quad (3)$$

$$KPI_4 = \frac{electric\ energy\ consumption}{N\ load\ removed}\ [kWh/kgN_{removed}] \quad (4)$$

Statistics: Sample groups presented non normal distribution (normality Shapiro-Wilk's test). Thus, Kruskal-Wallis and Dunn's post-hoc were performed for testing statistically significant differences in KPI's values among the WWTPs classes.

Results and Discussion

Different types of secondary-treatment technologies significantly differ with respect to all energy KPIs (Table 1). Activated sludge (AS) and oxidation-ditch (OD) technologies are the greater energy-consumers in terms of volume of treated wastewater, and COD and N removals (Figure 1). Results are in accordance with a previous study (Molinos-Senante, 2018), that evidenced higher energy-efficiency scores for BBR systems in comparison to aeration-based technologies. Moreover, the present study also evidenced that larger WWTPs (IV) are more energy-efficient than the groups that treat less than 100 k m^3/y (I to III), revealing the presence of economies of scale. Finally, it was demonstrated from a statistical point of view that those WWTPs producing biogas (B) are more energy efficient in terms of PE and COD removal than those without biogas production.

Conclusions

This study demonstrates statistically the impact of several structural variables on the energetic performance of WWTPs. Secondary treatment-type has the greatest impact in the energy performance in the assessed WWTPs, and those with biogas system consume significantly less energy in terms of PE and COD removal, indicating co-generation as a suitable strategy for enhancing WWTPs energy performance. These findings are relevant for water regulators and managers to define policies aimed to improve the energetic performance in the wastewater treatment sector.

References

Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., and Sala-Garrido, R. (2011). Energy efficiency in Spanish wastewater treatment plants: A non-radial DEA approach. *Science of the Total Environment*, 409(14), 2693-2699.

Longo, S., d'Antoni, B. M., Bongards, M., Chaparro, A., Cronrath, A., Fatone, F., Lema, J. M., Mauricio-Iglesias, M., Soares, A., and Hospido, A. (2016). Monitoring and diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plants. A state of the art and proposals for improvement. *Applied Energy*, 179, 1251–1268.

Molinos-Senante, M. (2018). Comparative energy efficiency of wastewater treatment technologies: a synthetic index approach. *Clean Technologies and Environmental Policy*, *20*(8), 1819-1834.

Nakkasunchi, S., Hewitt, N. J., Zoppi, C., and Brandoni, C. (2021). A review of energy optimization modelling tools for the decarbonisation of wastewater treatment plants. *Journal of Cleaner Production*, 279, 123811.

Ramírez-Melgarejo, M., and Stringer, T. (2024). Wastewater treatment, energy consumption, and greenhouse gas emissions: An operational approach to comparing Barcelona and Mexico City. *Journal of Environmental Management*, 353, 120175.

Figures and Tables

Table 1 WWTPs classes defined in this study.

Size (m^3 of treated wastewater)	Secondary treatment technology	Biogas production
I: Volume < 30 k II: 30 k < Volume < 100 k III: 100 k < Volume < 450 k IV: Volume > 100 k	AS: Activated sludge Bardenpho BBR: Biofilm-based reactor BBR-BBR: 2 stage BBR Lg: Lagoon OD: Oxidation ditch SBR: Sequencing batch reactor W: Wetlands	B: Biogas producer N-B: Non-biogas producer

Table 2 Significant differences ($p < 0.05$) of KPIs among WWTPs classes.

	Size	Secondary treatment	Biogas production
KPI_1 (kWh/m^3)	I > IV (p = 7.31E-03) III > IV (p = 1.85E-04)	AS > W (p = 6.90E-5) OD > W (p = 1.16E-4)	
KPI_2 (kWh/PE)	II > IV (p = 1.46E-3) III > IV (p = 8.16E-7)	BBR > AS (p = 6.38E-05) AS > W (p = 1.15E-03) BBR > OD (p = 1.80E-04) BBR > W (p = 5.00E-06)	N-B > B (p = 5.13E-03)
KPI_3 (kWh/kgCOD_{elim})	III > IV (p = 8.81E-5)	AS > BBR (p = 3.40E-05) AS > W (p = 4.22E-05) OD > BBR (p = 7.51E-06) OD > W (p = 1.11E-05)	N-B > B (p = 9.63E-03)
KPI_4 (kWh/kgN_{elim})		AS > W (p = 2.98E-04) BBR > W (p = 2.67E-04) OD > W (p = 2.84E-04)	

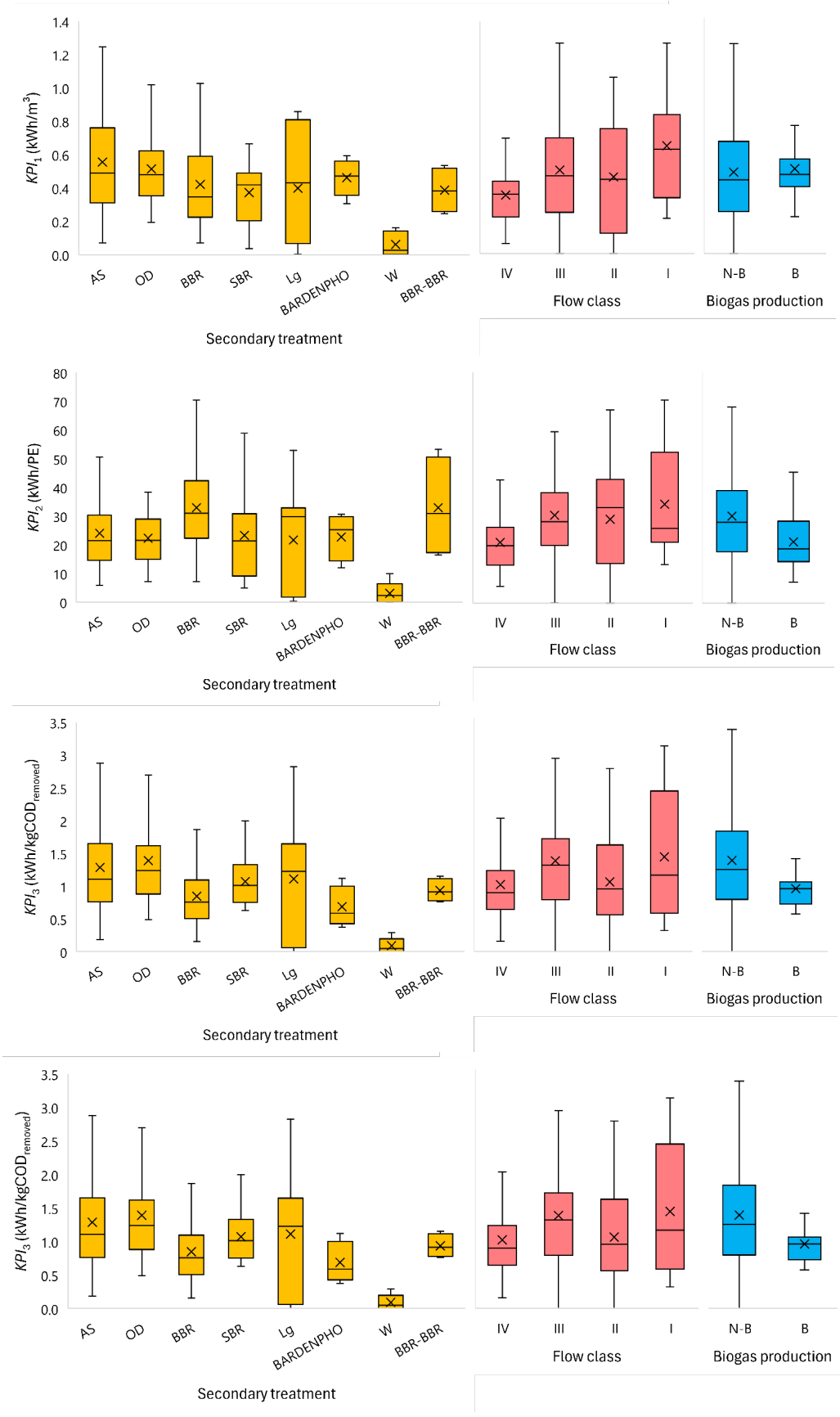


Figure 1 Total energy consumption (KPI values) per type of secondary treatment, size and biogas production.

Scientific abstract **Nro. 35**

COMBOI (CO_2 Y METANO: BIOCONVERSIÓN INTEGRAL)

Jesús Godifredo[1*], Carolina Colvée[1], Genoveva Arques[1], Sandra Chacón[1], Alejo Valles[1], Andrés Sala[1], Cristina Ramos[1]

[1] AINIA, c/ Benjamín Franklin, 5-11, 46980 Paterna, Valencia

*Corresponding author: jgodifredo@ainia.es

Keywords: biogás; biorefinería; captura CO_2

Abstract:

El proyecto COMBOI (CO_2 Y METANO: BIOCONVERSIÓN INTEGRAL) surge de la necesidad global de implementar rutas de valorización de Gases de Efecto Invernadero (GEI) como enfoque para descarbonizar la atmósfera. Para ello, integra la evaluación de diversas estrategias de bioconversión integral del CO_2 y del metano (CH_4) en productos bio-basados de alto valor añadido, como son polihidroxialcanoatos (PHA), proteínas microbianas y biometanol. Por otro lado, el desarrollo de este proyecto incorpora el estudio de una nueva tecnología de captura del CO_2, procedente de diversos procesos biológicos. La Figura 1 ilustra el esquema general del proyecto.

Introducción

El CO_2 y el metano son los principales gases que componen el biogás generado en el proceso de digestión anaerobia. Este proyecto busca una vía alternativa y/o complementaria al uso del biogás como vector energético a través del aprovechamiento integral tanto del CO_2 y del metano como del H_2 que se genera en pequeñas cantidades cuando la digestión anaerobia se configura en dos fases (acidogénica y metanogénica). Pese a su origen biogénico, el CO_2 y el metano son GEI, por lo que el desarrollo de procesos de bioconversión que guarden mayor valor económico contribuirá a maximizar el uso de ambos y a reducir su presencia en la atmósfera. El H_2 no es un GEI, pero sus efectos indirectos acentúan el calentamiento global por lo que es necesario evitar, en la medida de lo posible, su emisión. Por otro lado, para que los procesos de bioconversión sean eficientes, es recomendable realizar un pretratamiento al biogás de entrada. El proyecto COMBOI busca desarrollar innovadoras rutas de bioconversión del CO_2 y otros GEI en productos bio-basados de alto valor añadido.

Materiales y métodos

Para poder emplear los gases procedentes de digestión anaerobia de una manera eficiente en los procesos de biorefinería se emplearán dos estrategias:

- Aplicación de **bacteriófagos** selectivos que reduzcan la presencia de los principales grupos bacterianos que generan compuestos interferentes como el H_2S.
- Empleo de **zeolitas sintéticas** para la captura del CO_2 y su posterior desorción para su aprovechamiento en los procesos de biorefinería (Figura 2).

  Se han propuesto varias rutas biológicas innovadoras para la valorización del CO_2:

  - **Bioconversión de H_2 y CO_2 a bioplástico (PHA):** (Figura 3) Se establecerán las concentraciones de CO_2, H_2 y O_2 necesario para la asimilación de las bacterias a PHA en condiciones quimiolitoautotróficas. También se

extraerá y cuantificará el PHA acumulado, empleando técnicas de extracción menos convencionales.

- **Bioconversión de gases a proteínas:** (Figura 4) Se experimentará con cepas puras y un co-cultivo para la producción de proteína, para alimentación animal, a partir de CO_2, metano e H_2. A partir de los ensayos se quiere evaluar los rendimientos de bioconversión de los gases y de producción de biomasa con alto contenido proteico.

- **Producción biológica de metanol a partir de metano:** Se estudiará la viabilidad de producción de metanol a partir de una cepa específica en un reactor FCLB (*Forced Circulation Loop Biorreactor*) trabajando en modo de alimentación semicontinuo y condiciones reales y posteriormente se validará en un reactor de al menos 10L de volumen útil.

Todo el apartado experimental se realizará con **biogás real** obtenido en procesos de digestión anaerobia industriales

Resultados esperados

- Obtención de biogás purificado al aplicar estrategias de biocontrol con bacteriófagos específicos.
- Metodologías de captura de CO_2 con zeolitas en corrientes reales con baja concentración de CO_2. Validación del proceso con biogás purificado derivado de la digestión anaerobia.
- Nueva metodología de valorización de la corriente de biogás derivado de la digestión anaerobia de residuos reales. Obtención de un co-cultivo estable para la valorización el biogás en su totalidad, la posterior producción de proteína microbiana y su futura aplicación en la industria de la alimentación animal.
- Diseño de las condiciones de operación y obtención de los parámetros óptimos para el incremento de los rendimientos de producción de proteína a partir de CO_2 e H_2. Validación del bioproceso con los gases derivados de la acidogénesis de residuos reales.
- Producción de PHA a partir de H_2, CO_2 y AGVs de las corrientes de la digestión anaerobia en el proceso de la acidificación empleando HOB.
- Comparación de distintas metodologías de extracción y purificación de PHA y determinación de la estrategia más adecuada que permita rendimiento de producción mayores.
- Validación de la producción de metanol a partir de metano mediante el uso de una cepa específica y escalado del proceso mediante el empleo de un reactor FCLB en semicontinuo

Conclusiones

El proyecto COMBOI permitirá ampliar las alternativas tecnológicas para transformar mediante rutas de bioconversión el CO_2 y otros GEI en productos bio-basados de alto valor añadido. Aportando, por lo tanto, nuevas herramientas para reducir la huella de carbono de aquellos procesos que generen emisiones de CO_2 y CH_4.

Figuras y tablas

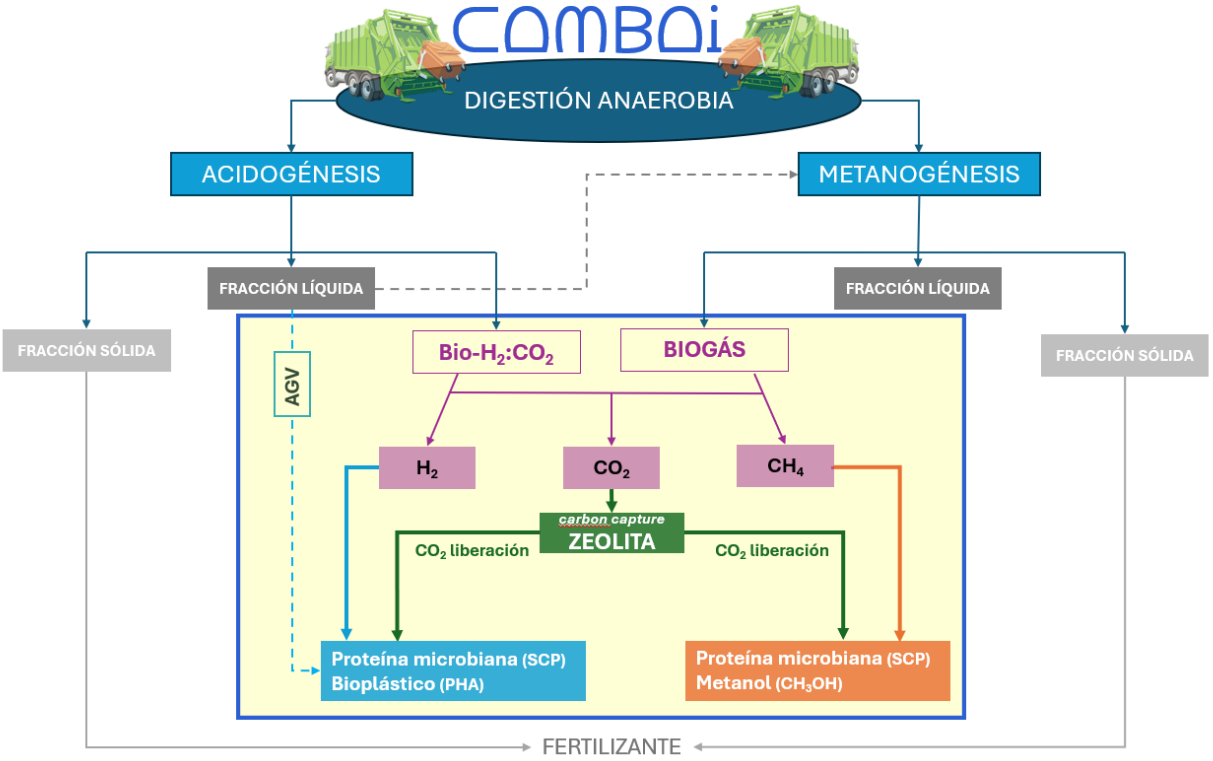


Figura 1. Esquema general del proyecto COMBOI.

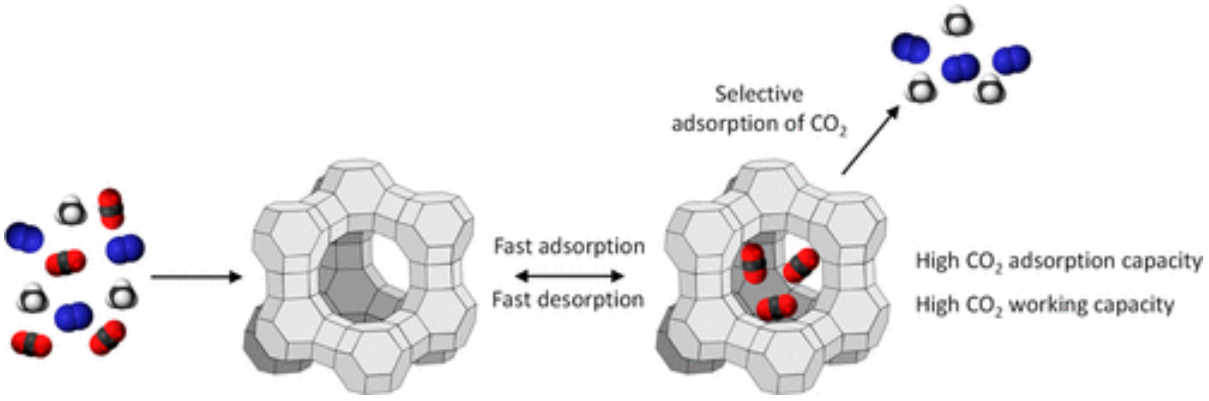


Figura 2. Proceso de adsorción de CO_2 con zeolitas. Extraído de Boer et al. (2021).

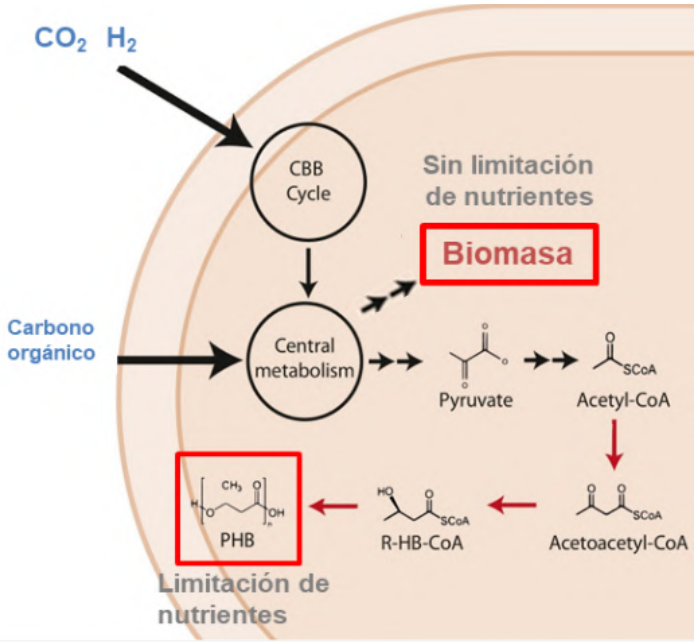


Figura 3. Esquema general del metabolismo de *C. necator* para la acumulación de PHA y producción de biomasa. Adaptada de Panich et al. (2021)**.**

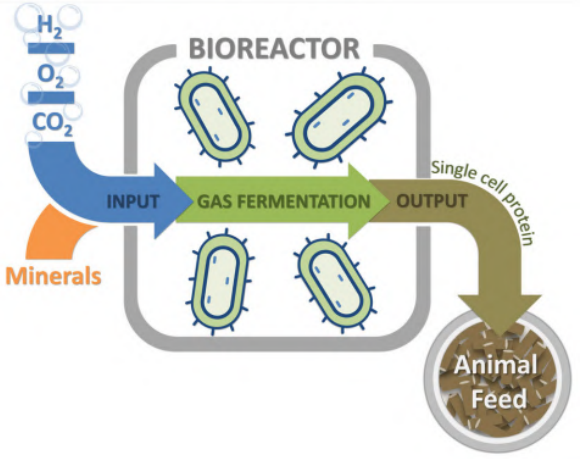


Figura 4. Proceso general de producción de SCP mediante HOB y sustratos gaseosos. Extraído de Pander et al. (2020).

Referencias

Boer, D.G., Langerak, J., Pescarmona, P.P., 2023. Zeolites as selective adsorbents for CO_2 separation. In ACS Appl. Energy Mater. 6. https://doi.org/10.1021/acsaem.2c03605

Pander, B., Mortimer, Z., Woods, C., McGregor, C., Dempster, A., Thomas, L., Maliepaard, J., Mansfield, R., Rowe, P., Krabben, P. (2020). Hydrogen oxidising bacteria for production of single cell protein and other food and feed ingredients. Engineering Biology. Vol. 4. https://doi.org/10.1049/enb.2020.0005

Panich, J., Fong, B., Singer, S.W., 2021. Metabolic Engineering of *Cupriavidus necator* H16 for sustainable biofuels from CO_2. Trends Biotechnol 39, 412–424. https://doi.org/10.1016/J.TIBTECH.2021.01.001

Scientific abstract **Nro. 36**

CFD-ASM modelling of a full-scale oxidation ditch: hydrodynamic performance and oxygen distribution analysis

Carla Vázquez[1,2*], Mª del Mar Micó[1] and Jesús Colprim[2]

[1]ACCIONA, Innovation Department, El Prat de Llobregat (Barcelona).
[2] LEQUIA, Universitat de Girona, Girona.

*Corresponding author: *cavazquezg@acciona.com*

Keywords: Computational fluid dynamics; oxidation ditch; wastewater treatment

Abstract: This work shows a detailed analysis of the hydrodynamic performance of an oxidation ditch, validated with experimental velocity measurements, as well as the integration of an activated sludge model (ASM1) for the analysis of the dissolved oxygen (DO) behaviour. Results showed heterogeneities on the DO distribution along the reactor, proving that it cannot be considered homogeneous, as it is common practice, and will allow to select the best location for sensors in order to obtain the most relevant information for a successful optimization of aeration.

Introduction

Wastewater Treatment Plant (WWTP) modelling, and activated sludge modelling specifically, has been progressively applied over the last decades, proving to be an adequate tool for process assessment and optimization (Samstag et al. 2016). However, these models usually use a TIS (tanks-in-series) approach, structured as a series of reactors that are assumed to be completely mixed. In this approach, the hydrodynamics of the reactor are not considered, neglecting the heterogeneities such as backflows and velocity gradients across the tank (Rehman et al. 2015). To cope with this, computational fluid dynamics (CFD) is increasingly being used, since it can provide a very accurate prediction of the hydrodynamics (Liu et al. 2020).

Aeration in WWTPs is usually controlled based on sensors measuring certain parameters such as dissolved oxygen (DO), ammonia, nitrate, redox potential, etc. The integrated CFD-ASM models help to simulate the biokinetics of the reactor in addition to its hydrodynamics, allowing to observe heterogeneities in the distribution of these species along the reactor. Heterogeneities may influence the aeration control since the location of the sensor probes might not be representative of the entire reactor and thus limit the optimization capabilities of operators.

The aim of this study was to perform a detailed analysis of the hydrodynamics and the DO distribution of the reactor, as well as to verify the existence of significant heterogeneities, opening the path for a detailed study on the most convenient location of control probes that increases representativeness of their measurements, impacting on the future optimization of the aeration control.

Material and Methods

In this study, a full-scale oxidation ditch biological reactor of 3.100 m³ was considered. The reactor is part of the biological treatment system of La Almunia WWTP (Zaragoza) with an average influent flow of 3.500 m³/day. The 3D view of the computational geometry is shown in Figure 1 a). The reactor is equipped with two submerged propellers of 2.5 m diameter. Air is provided by two grids of fine bubble diffusers.

Aeration is operated by on-off cycles, set according to a proprietary algorithm based on pH, redox and DO concentration values.

Simulations were carried out using the commercial software ANSYS® FLUENT version 2023 R1. In the non-aerated stage, the Shear Stress Transport (SST) turbulence model was used for the calculation. For the aerated stage, the Eulerian-Eulerian model was chosen (Karpinska and Bridgeman 2016). Simulations were performed in steady state and transient modes. The propellers were modelled using the momentum source approach, replacing the propeller by a cylinder volume with a momentum source (Climent et al. 2019). Air diffusers were modelled as circular 9'' diameter surfaces located in the bottom of the tank, and the air bubble size was set constant at 3 mm. DO distribution in the reactor was simulated by integrating the ASM1 model to the CFD model as User Defined Functions (UDFs) and using a species transport model. In this study, an experimental campaign was carried out to validate the thrust generated by the propellers. For this campaign, a Vectrino Nortek® ADV velocimeter was used.

Results and Discussion

Figures 3 a), b) and c) show the contour velocity profiles of the tank for the three different operation scenarios: No air and one propeller (case 1), no air and two propellers (case 2), and aeration and two propellers (case 3). In general, a more homogeneous fluid velocity profile resulted in the non-aerated cases, as well as higher average fluid velocities. The three cases showed a substantial velocity gradient between the outer and the inner channels, especially on case 1 where the outer channel velocity was three times higher than the inner one.

Figure 4 a) shows the DO concentration along the reactor for case 3. Gradients were observed both in longitudinal and cross directions, meaning that oxygen is not homogeneously distributed, as it is commonly assumed. The red square in figures 4 a) and 4 b) points the location of the DO probe in the reactor. Simulations provided results of DO around 3.2 mg/l for that area, which is consistent with the experimental data gathered in the plant. However, as heterogeneities on Figure 4 show, this location might not be a good average representation of the oxygen concentration of the reactor, affecting the performance of the aeration control.

Conclusions

Hydrodynamic results proved consistency with the expected fluid behavior. It also helped evaluating the differences of operating with one or two propellers, in terms of the large velocity gradients generated between the inner and outer channels. Also, the addition of the oxygen mass transport model showed a good match between the model results and the DO probe data. A more extensive analysis of the oxygen distribution will help assessing if the current location of the DO sensor is representative of the reactor and what the optimal location would be. Having conducted a detailed study of the optimal DO sensor location, the same process will be repeated for the pH and redox probes that also take part on the aeration control of the WWTP. Validation with onsite data allowed to adjust the momentum source of the propellers. A more thorough campaign with more measurement points will lead to validate completely the hydrodynamic functioning as well as to include a DO validation campaign for optimal sensor location.

References

Climent, J., Martínez-Cuenca, R., Carratalà, P., González-Ortega, M. J., Abellán, M., Monrós, G., & Chiva, S. (2019). A comprehensive hydrodynamic analysis of a full-scale oxidation ditch using Population Balance Modelling in CFD simulation. *Chemical Engineering Journal*, *374*, 760–775.
Karpinska, A. M., & Bridgeman, J. (2016). CFD-aided modelling of activated sludge systems - A critical review. In Water Research (Vol. 88, pp. 861–879). Elsevier Ltd.
Liu, X., Zhang, J., Nielsen, K. D., & Cataño-Lopera, Y. A. (2020). Challenges and Opportunities of Computational Fluid Dynamics in Water, Wastewater, and Stormwater Treatment. *Journal of Environmental Engineering*, *146*(11).
Rehman, U., Vesvikar, M., Maere, T., Guo, L., Vanrolleghem, P. A., & Nopens, I. (2015). Effect of sensor location on controller performance in a wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, *71*(5), 700–708.
Samstag, R. W., Ducoste, J. J., Griborio, A., Nopens, I., Batstone, D. J., Wicks, J. D., Saunders, S., Wicklein, E. A., Kenny, G., & Laurent, J. (2016). CFD for wastewater treatment: An overview. In *Water Science and Technology* (Vol. 74, Issue 3, pp. 549–563). IWA Publishing.

Figures and Tables

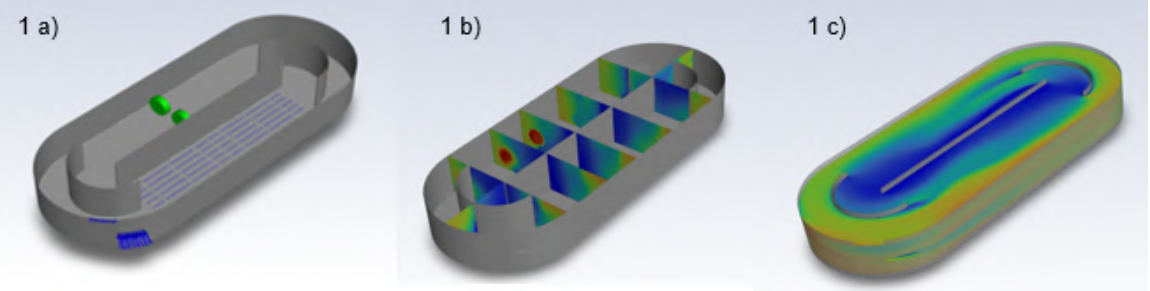


Figure 1 a) 3D view of the full-scale oxidation ditch. b) 3D view of the surfaces for velocity evaluation. c) 3D view of horizontal planes for velocity results.

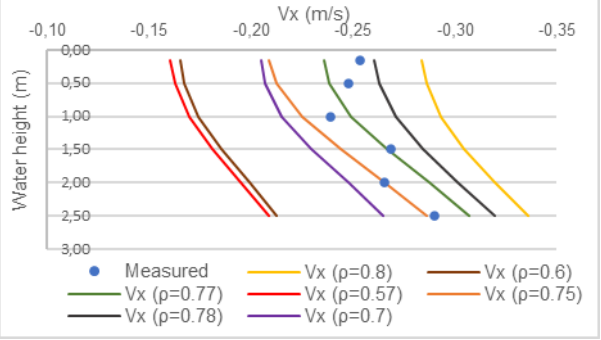


Figure 2 Validation of the propellers' momentum source.

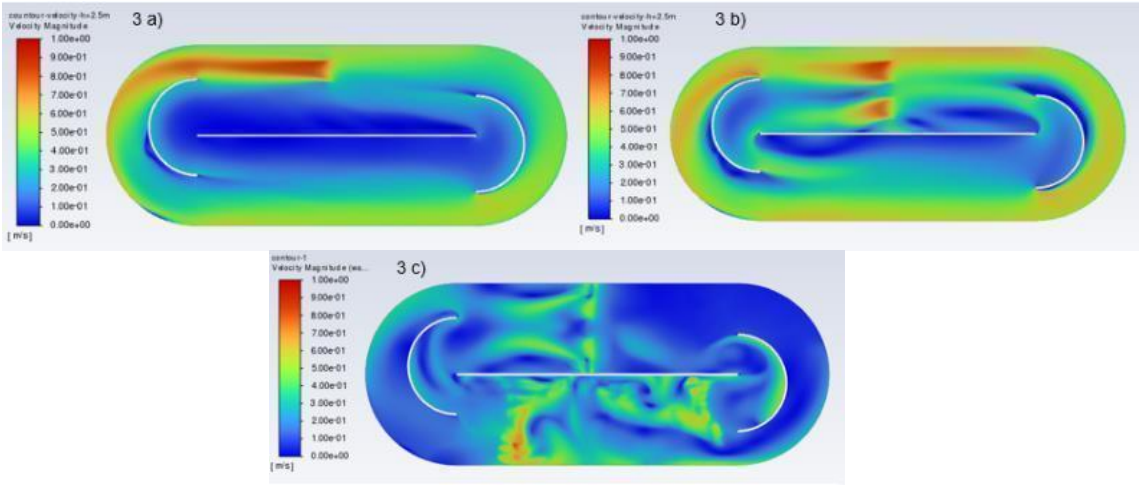


Figure 3 a), b), c) Velocity contours of cases 1,2 and 3 at 2.5 m. height.

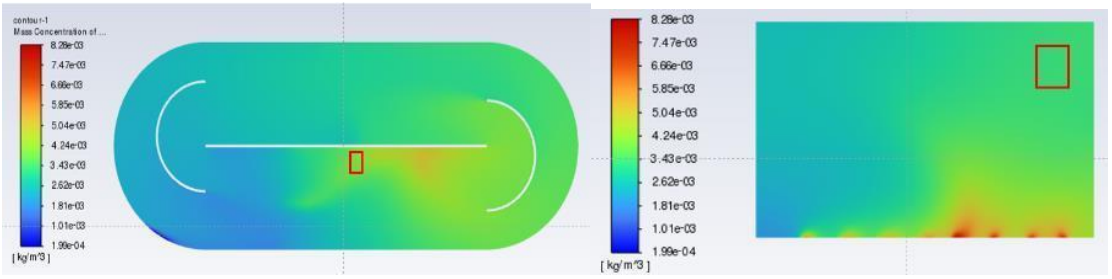


Figure 4 a) Oxygen mass concentration in case 3 at 2.5 m. height. b) Cross plane with the DO probe location.

Case of study **Nro. 37**

Plantas desalinizadoras contenerizadas, una solución rápida a la escasez de agua

José Luis Marín Delgado[1], Nuria García Alvaro[2], Fernando Sanchez Ocaña[3], Bartolomé Marín Fernandez[4].

[1] Técnico de proyectos, tecnologías y redes Aqualia, España

[2] Técnico de proyectos, tecnologías y redes Aqualia, España

[3] Jefe de proyectos, tecnologías y redes Aqualia, España

[4] Director de desalinización, tecnologías y redes Aqualia, España

*Autor correspondiente: joseluismarindelgado@gmail.com

Palabras clave: Ósmosis inversa, mitigación y adaptación al cambio climático, producción de agua potable

Abstract:

El aumento de las sequías en España está provocando una reducción en la disponibilidad de agua para consumo humano, riego y uso industrial. En algunos casos, las sequías prolongadas o problemas con el agua de origen exigen el uso de tecnologías alternativas para obtener agua potable. Este es el caso de la isla de La Gomera, en las Islas Canarias, donde se han construido dos plantas desalinizadoras modulares y contenerizadas en respuesta a la sequía.

Introducción

La isla de La Gomera tiene una población de alrededor de 22,000 personas, la principal fuente de agua para la isla son los acuíferos, pero estos se han agotado debido a las sequías. En 2023, el nivel de los acuíferos era tan bajo que fue necesario aprobar mediante emergencia la construcción de dos plantas desalinizadoras modulares para satisfacer la demanda de agua.

Material y métodos

Las dos plantas desalinizadoras fueron diseñadas para producir 6,000 m^3/d, por lo que cada planta produce 3,000 m^3/d. Cada planta tiene dos módulos de desalinización de 1,000 y 2,000 m^3/d, respectivamente. Están ubicados en diferentes partes de la isla y bombean el agua producto a los depósitos de agua existentes. Los módulos fueron diseñados generando modelos 3D que incluyen todo el equipo, tuberías y características de los módulos.

Resultados y discusión

La ventaja de usar plantas desalinizadoras modulares en contenedores es que se pueden fabricar en paralelo, reduciendo el tiempo de construcción frente a una planta desalinizadora convencional construida con edificios de concreto. También son portátiles, por lo que se pueden trasladar a otros lugares en caso de escasez en esas zonas nuevas.

Conclusiones

Las plantas desalinizadoras modulares son una buena solución para producir rápidamente agua en áreas con acceso a agua de mar o salobre además de ser una forma rentable y sostenible de mitigar los efectos del cambio climático y la sequía.

Scientific abstract **Nro. 38**

LIFE SPOT - Soluciones verdes para el tratamiento de la contaminación de las aguas subterráneas

Torrent-Gómez, P.[1]; García-Tirado, R[1]; Macarro-Molla, M.[1]; García-Castillo, J.[1]; Zuriaga-Agustí, E.[1]; Biel, C.[2]; Viñas, M.[2]; Fernández, B.[2]; Matamoros-Mercadal, V.[3]; Sánchez-Domene, D[4]; Real-Real, J.C.[5]

[1]Sociedad de Fomento Agrícola Castellonense, S.A, FACSA, C/ Mayor, 82-84, 12001, Castellón

[2] Instituto de Investigación y Tecnología Agroalimentaria, IRTA, Caldes de Montbui, 08140, Barcelona.

[3] Instituto de Estudios Ambientales e Investigación del Agua, IDAEA-CSIC, Carrer de Jordi Girona, 18-26, 08034 Barcelona.

[4] Eurecat Centro Tecnológico de Cataluña, Av. Universidad Autónoma, 23 Parque Tecnológico de El Vallés, 08290, Cerdanyola del Vallès (Barcelona).

[5] Procesos técnicos medioambientales S.L, Protecmed, Calle Osona 46, 08211, Castellar del Vallès (Barcelona).

*Autor: *paloma.torrent@facsa.com*

Palabras clave: Microalgas · contaminación de aguas subterráneas · agua potable.

Resumen: El proyecto LIFE SPOT pretende demostrar la viabilidad técnica, ambiental y económica del tratamiento sostenible del agua subterránea mediante soluciones basadas en la naturaleza (NBS), mediante una combinación de tecnología de microalgas y biofiltros desnitrificantes. Este tratamiento proporcionará recursos hídricos en áreas vulnerables a los nitratos. Tras las pruebas piloto, el proyecto ha demostrado resultados bastante prometedores consiguiendo una eliminación de nitratos de 20 - 97% en el biorreactor de microalgas y una eliminación de casi el 100% de nitratos en el biofiltro, así como una eliminación de hasta un 98% de contaminantes emergentes, permitiendo el cumplimiento de calidad de agua según la nueva directiva de agua potable.

Introducción

Las personas que viven en las zonas rurales mediterráneas utilizan predominantemente las aguas subterráneas para su propio consumo, pero sufren una grave escasez de agua potable debido a la contaminación de las aguas subterráneas, causada principalmente por nitratos y plaguicidas procedentes de la agricultura. Cerca del 13 % de las estaciones de control de las aguas subterráneas en toda Europa superan el límite de 50 mg de NO_3/L, mientras que el 7 % de ellas notificaron niveles excesivos de uno o más plaguicidas (100 ng/L) (91/676/CEE). Para su potabilización existen diferentes tecnologías de tratamiento intensivo (es decir, ósmosis inversa, intercambio iónico o electrodiálisis), pero tienen un alto consumo de energía y producción de salmuera (Archna et al., 2012). El proyecto LIFE SPOT (https://lifespotproject.eu/) ha desarrollado y validado un nuevo tratamiento basado en la naturaleza para el tratamiento de aguas subterráneas contaminadas y la recuperación de nutrientes, utilizando fotobiorreactores de microalgas (**PBR**) y biofiltros, para producir agua potable segura. El PBR permite la fotodegradación y biodegradación de contaminantes y la asimilación de nitratos como fuente de nitrógeno por parte de las microalgas, utilizando la luz solar para fijar el CO_2 a través de la fotosíntesis (Taziki et al., 2015). A continuación, un biofiltro que utiliza un relleno de pellets de madera y corcho (**CWF**), permite activar procesos de desnitrificación microbiana para completar la eliminación de nitratos, así como la adsorción de microcontaminantes (Mallek et al, 2018).

Material y métodos

Se han operado dos plantas piloto que tratan hasta 5 y 1 m^3/d de aguas subterráneas contaminadas en Caldes de Montbui (Barcelona, España) y Nules (Castellón, España), respectivamente. Las aguas subterráneas de Caldes tenían una concentración media de nitratos de 150-450 mg/L (*Figura 2A*), con una importante concentración de microcontaminantes (antibióticos, con 0,5-98 ng/L; ARGs, con 10^{4}-10^{5} ufc/L (copias génicas/L); y plaguicidas, con <20 ng/L). Aquí, la planta constaba de un nuevo PBR de microalgas (15-18 m^3), agitado continuamente con 300-400 lámparas flotantes (en inglés, *lightpits)* que aumentaban la penetración de la luz solar en el cultivo de microalgas (*Figura 1A, B*), seguido de una unidad de clarificación (flotación por aire; DAF) con cloruro férrico como coagulante, y un biofiltro CWF (5 m^3), ha sido validada durante 646 días. El PBR sGRAe operó con un tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 8-16 días y el CWF se operó con un TRH de 3-4 días. La planta ubicada en Nules, el agua subterránea tiene una concentración de nitratos menor y constante de 100 mg/L (***Figura 2B***), pero con una presencia significativa de plaguicidas (por ejemplo, bromacilo, atrazina y desetil-atrazina), especialmente para el bromacilo cuya concentración fue de 200 ng/L. En esta ubicación, se está validando actualmente un PBR tipo raceway (en inglés, **HRAP)** (***Figura 1B***) de 2,2-3,3 m^3, después de más de 350 días de operación, para completar un ciclo anual completo y evaluar la luz solar y las condiciones climáticas de todas las estaciones. Se ha estudiado el efecto del TRH de 4 a 16 días sobre la concentración de microalgas y la asimilación de nitratos en el PBR. Después del HRAP, las microalgas se han cosechado por sedimentación sin ninguna dosis de coagulante.

La inoculación del PBR de Caldes se realizó en 2022 con un cultivo específico de microalgas (dominado por *Tetradesmus* y *Chlorella*) mientras que el PBR de Nules se inoculó con una muestra concentrada de biomasa del PBR de Caldes. Se han monitorizado ambos PBR (temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto), mientras que el CO_2 se dosificó para mantener un pH de 7,0-7,5 y como fuente de C para el crecimiento de microalgas. Se ha dosificado una solución de fosfato en ambos PBR (relación de masa N:P 9:1) para garantizar un equilibrio adecuado de macronutrientes.

Resultados y discusión

Los resultados de la operación de la planta piloto de Caldes mostraron una alta eficiencia de remoción de NO_3 del 83-77%, mostrando la tasa más alta de 20-28 gNO_3/m^3d en el CWF. Es importante destacar que todo el sistema SPOT demostró ser eficaz para reducir los 8 antibióticos detectados, con una eliminación del 73-78 %, alcanzando una concentración final <10 ng/L en el agua tratada. La eliminación tuvo lugar en el PBR (9-40 %), en el DAF (47-23 %) y en el CWF (17-14 %). En la biomasa de microalgas solo se detectaron algunas sulfonamidas (5-20 ng/g-peso seco). Las especies planctónicas *Tetradesmus* y *Chlorella* dominaron la biomasa en suspensión en invierno-primavera en Caldes PBR, pero las diatomeas y *Tetradesmus* crecieron en biofilms con una menor biomasa planctónica en verano.

Los resultados durante la prueba piloto de Nules mostraron que inicialmente HRAP presentó una eficiencia de eliminación muy alta de NO_3 y bromacilo de aguas subterráneas contaminadas (>97% en ambos casos), cumpliendo con los estándares de agua potable (<50 mg/L para NO_3 y <100 ng/L para plaguicidas). Sin embargo, a partir del día 60, el inóculo original evolucionó hacia un cultivo con diferente diversidad, y el rendimiento de HRAP disminuyó a 20-60%, por lo que se requirió la operación CWF

como segunda etapa para lograr las concentraciones de efluente requeridas. Las microalgas Nules demostraron un importante potencial biofertilizante, conteniendo 7% de N y 3% de P, sin que se detectaran rastros de plaguicidas. En el caso del biofiltro, existe una eliminación de casi el 100% de nitratos, así como una eliminación de hasta un 98% de contaminantes emergentes.

Referencias

Archna, Sharma, S.K., Sobti, R.C., 2012. Eliminación de nitratos de las aguas subterráneas: una revisión. Revista electrónica Chem. https://doi.org/10.1155/2012/154616
Mallek, M., Chtourou, M., Portillo, M., Monclús, H., Walha, K., Salah, A. ben, Salvadó, V., 2018. Corcho granulado como bioabsorbente para la eliminación de derivados fenólicos y contaminantes emergentes. J. Medio Ambiente. Gestionar. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.069.
Taziki, M., Ahmadzadeh, H., A. Murry, M., R. Lyon, S., 2015. Eliminación de nitratos y nitritos de aguas residuales mediante algas. Curr. Biotecnología. https://doi.org/10.2174/22115501046661508281 93607
El proyecto LIFE SPOT ha recibido financiación de la convocatoria europea LIFE Program 2018 (referencia LIFE18 ENV/ES/000199).

Figuras

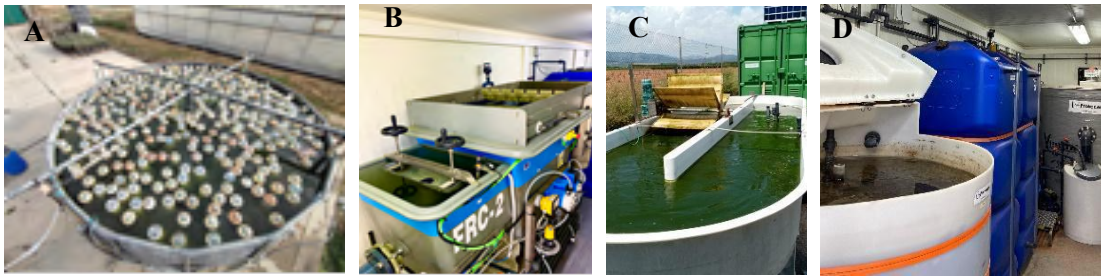


Figura 1. Plantas piloto LIFE SPOT en Caldes y Nules. a) Caldes PBR. b) Caldes DAF. c) El HRAP de Nules. d) Biofiltro de Nules.

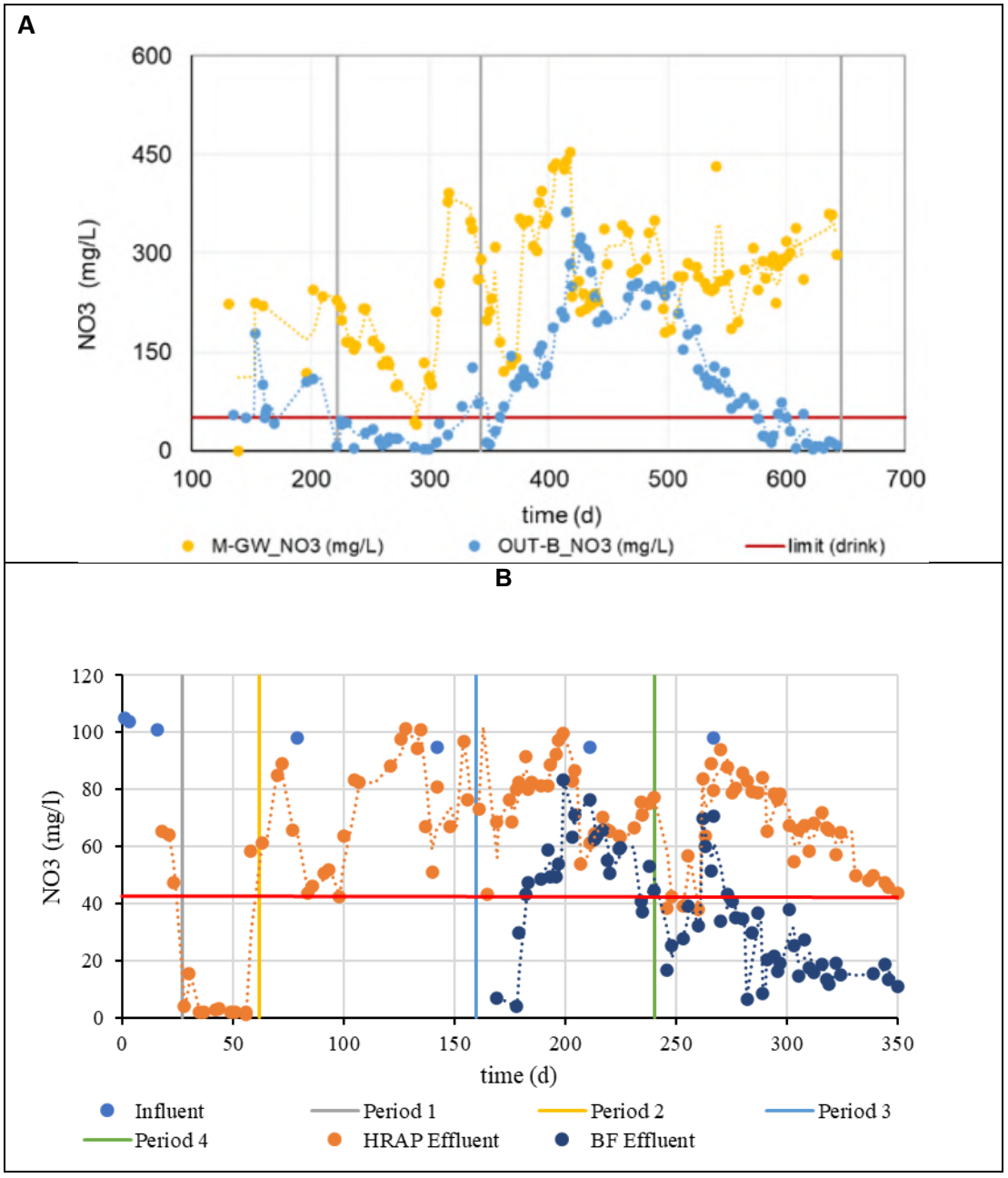


Figura 2. Concentración de nitratos en aguas subterráneas contaminadas y aguas tratadas de plantas piloto LIFE SPOT. A) Planta piloto de Caldes. M-GW es la entrada de agua subterránea al PBR y OUT-B es la salida del biofiltro. B) Planta piloto de Nules. Colores: la línea roja representa la calidad del agua potable (contenido de nitratos) según la directiva 91/676/CEE. Las líneas verticales señalan diferentes períodos operativos: Periodo 0 (abril-mayo, puesta en marcha); Periodo 1 (mayo-junio, TRH 16d); Periodo 2 (junio-agosto, TRH 12d); Periodo 3 (octubre-diciembre, TRH 8d); Periodo 4, (diciembre-actualidad, TRH 8d).

Scientific abstract **Nro. 39**

Characterization of liquid and solid phases from thermally treated sludge: Contribution to methane production and evaluation of separate digestion scenarios

Kevin I. Matute, Israel Díaz, Paula C. Olaran, Carla Valencia, and Sara I. Pérez-Elvira *

Institute of Sustainable Processes. University of Valladolid, Dr. Mergelina s/n, 47011 Valladolid, Spain.

*Corresponding author: saraisabel.perez@uva.es

Keywords: Thermal hydrolysis; anaerobic digestion; solubilisation.

Abstract: While thermal hydrolysis (TH) is widely used to solubilize the organic matter, scarce studies can be found assessing the changes induced in liquid and solid phases, and the quantification of both to the global methane production and enhancement. In this work TH was applied as a pretreatment before anaerobic digestion (AD) to mixed and digested sludge with the objective of evaluating the degree of solubilization attributed to TH by performing mass balances and biogas production (BMP tests) for total, solid and liquid phases of fresh and TH treated sludges. The results obtained point to the potential interest on a scenario of separate digestion of sludge pretreated by TH, thus the demand for digestion volume would be reduced, increasing the biogas productivity of the digestion process.

Introduction

Thermal hydrolysis has become a widely used pre-treatment technology in real scale for the valorisation of sewage sludge as it has proven to contribute positively to critical challenges in the water sector: decarbonization, and transformation into recoverable products in the agricultural sector. The success of TH can be summed up in terms of effectiveness, robustness, increased biogas production, energy efficiency and sludge sanitization. Focusing on biogas, the key lies in the solubilization achieved by heat treatment, breaking down complex structures and deriving organic compounds from the solid phase (difficult to degrade) to the liquid phase (faster kinetics and digestion performance). Therefore, as a reasonable hypothesis, an innovative digestion scenario could be the separate digestion of the liquid phase (rich in solubilized compounds) and the solid phase (with slower degradation).

This study is aimed to the quantification by characterization, biogas production tests (BMP) and mass balances both to the sludge considered as a "whole" and to its liquid and solid fractions separately, for fresh sludge and pre-treated by TH, with the final objective of assessing separate digestion as a promising alternative digestion scheme.

Materials and Methods

Mixed and digested sludge used in this study were taken from an urban Wastewater Treatment Plant in Spain. TH was performed at 170ºC, 6 bars for 25 min (Díaz et al., 2021). Liquid and solid phases of mixed and digested sludge (and corresponding TH-mixed and TH-digested) were separated by centrifugation (10000 rpm, 10 min). Main physico-chemical parameters (solids, COD, N) and macromolecular composition (carbohydrates, lipids and proteins) were determined for all of them. Biochemical methane potential (BMP) was determined for all the samples (total, liquid and solid phases, fresh and TH pretreated), and the biogas productivity of each phase calculated. The BMP tests were incubated in orbital shaker at 35ºC monitored with manometric pressure, and gas chromatography.

Results and Discussion

Table 1 presents a summary of the characterization of the phases for mixed and digested sludge. From these values, mass balances were performed to obtain Table 2. It can be first observed that the TH pretreatment solubilised organic solids, thus increasing the quantity of organic matter in the liquid phase, which moved from the solid to the solid. Mass balances to organic matter show that 30% of mixed sludge VS was released to the liquid phase, and 45% of the VS in the case of digested sludge. These results match with other references (Xue et al., 2015; Ngo et al., 2023), which report 30-80% solubilisation for TH pretreatments in the range 120-180ºC.

The solubilisation experimentally obtained (Figure 1) was consistent with the methane production (Figure 2), which increased by around 30% for mixed sludge (from 342 to 449 mL CH_4/g SV), and nearly doubled for digested sludge (from 125 to 238 mL CH_4/g SV). It is therefore clear that the combination of TH and AD is noticeable different with respect to the conventional AD in terms of the contribution of liquid and solid phases to the total methane production. This improvement is the consequence of the solubilisation of organic compounds such as carbohydrates, lipids and proteins, as reported by some authors (Chang & Filer, 2020) and to be included in this study.

Conclusions

The quantification of the solubilization of organic compounds by a thermal hydrolysis treatment can set the basis of new advanced digestion scenarios in the sludge line of WWTP, by segregating liquid and solid phases. The results exhibit that for mixed sludge, the TH pretreatment increased the quantity of VS in the liquid phase (% VS in liquid respect VS in total) from 1,5% to 34,6%, thus increasing the contribution of CH_4 production by the liquid phase (% CH_4 from liquid respect total CH_4) from 0,9% to 27%. A similar behaviour was observed for digested sludge.

Liquid phases obtained by solid-liquid separation after the TH process have therefore proven to be the substrate enriched in all the easily biodegradable compounds contained in the sludge and released by TH, and therefore could be digested in smaller anaerobic bioreactors, thus reducing the HRT and CAPEX in anaerobic digesters and enhancing the energic yield of WWTP.

References

Chang, S., & Filer, J. (2020). Thermal Hydrolysis to Enhance Anaerobic Digestion Performance of Wastewater Sludge. *Curr Pollution Rep* **6**, 452–467 https://doi.org/10.1007/s40726-020-00163-3

Díaz, I., Díaz-Curbelo, A., Ignacio Matute, K., Fdz-Polanco, M., & Pérez-Elvira, S. I. (2021). Influence of the operating conditions of the intermediate thermal hydrolysis on the energetic efficiency of the sludge treatment process. *Bioresource Technology,* **333**: 125114. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.125114

Ngo, P. L., Young, B. R., Brian, K., & Baroutian, S. (2023). New insight into thermal hydrolysis of sewage sludge from solubilisation analysis. *Chemosphere,* **338**, 139456. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2023.139456

Xue, Y., Liu, H., Chen, S., Dichtl, N., Dai, X., & Li, N. (2015). Effects of thermal hydrolysis on organic matter solubilization and anaerobic digestion of high solid sludge. *Chemical Engineering Journal*, **264**, 174–180. https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2014.11.005

Figures and Tables

	Mixed sludge			Digested sludge		
	TS (g/L)	**VS (g/L)**	**Methane (mL CH_4/g SV)**	**TS (g/L)**	**VS (g/L)**	**Methane (mL CH_4/g SV)**
Fresh sludge	23,8	19,1	342	22,1	13,65	125
Fresh-solid phase	134,9	110,5	339	102,1	64,91	112
Fresh-liquid phase	1,2	0,3	212	1,8	1,08	311
TH sludge	41,8	25,6	449	21,2	13,28	238
TH-solid phase	323,0	173,1	395	147,5	68,65	223
TH liquid-phase	10,7	9,8	276	7,7	7,04	298

Table 1 Characterization of TS/VS and biogas productivity of fresh and hydrolysed sludge

Table 2 Mass balances for VS feeding contribution and methane production per unit of sludge for the total and the solid/liquid fractions of fresh and hydrolysed sludge.

	Mixed sludge		Digested sludge	
	Phases fractioning (g mass)	**Methane production (L CH_4/kg sludge)**	**Phases fractioning (g mass)**	**Methane production (L CH_4/kg sludge)**
Fresh sludge	1000	6,5	1000	1,7
Fresh-solid phase	170	6,4	197	1,4
Fresh-liquid phase	830	0,1	803	0,3
TH sludge	1000	8,6	1000	3,2
TH-solid phase	97	5,6	101	1,3
TH liquid-phase	903	3,0	899	1,9

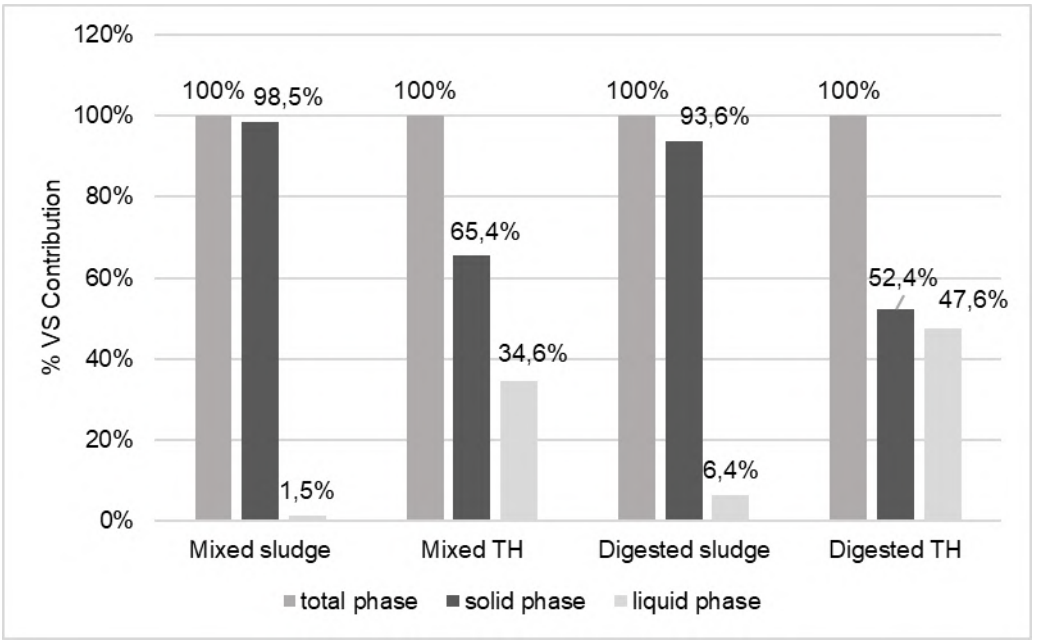


Figure 1 Contribution of solid and liquid phases to the total organic matter (VS) in sludge.

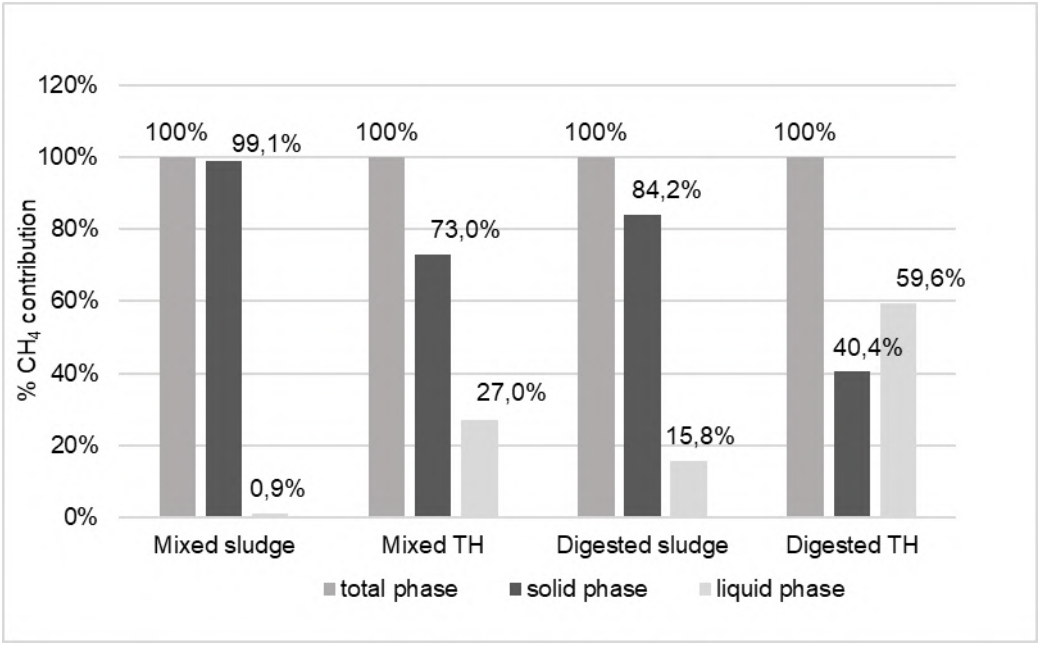


Figure 2 Contribution of solid and liquid phases to the total methane production.

Scientific abstract **Nro. 40**

Experimental study of sludge digestion combining of thermal hydrolysis and temperature-phased digestion

Marianela Ruíz, Kevin I. Matute, Carla Valencia, Jose M. García and Sara I. Pérez-Elvira*

Institute of Sustainable Processes. University of Valladolid, Dr. Mergelina s/n, 47011 Valladolid, Spain.
*Corresponding author: saraisabel.perez@uva.es

Keywords: Thermal hydrolysis, temperature-phased, anaerobic digestion

Abstract: The hydrolysis of mixed sludge before mesophilic digestion was comparatively assessed in two strategies: physical by thermal hydrolysis pretreatment (TH, 140ºC-30 min) and biological by temperature-phased digestion (first thermophilic stage, 2,5d HRT). In both alternatives, the enhancement in the performance of the digester was similar, increasing the methane production by about 40% in both cases. The hypothesis of a possible improvement by combining both strategies in a novel TH+TPAD scheme exhibited no advantage with respect to any of the TH or TPAD processes, seeming to be redundant.

Introduction

Thermal hydrolysis (TH) and temperature-phased digestion are strategies successfully implemented in the sludge line to improve the efficiency of conventional anaerobic digestion (CAD). The TH process is aimed to the solubilization of the solid organic matter by breaking the cells to facilitate the access of microorganisms to the organic matter in the next anaerobic digestion. The mechanism is a combination of heating (130-180ºC for 20-30 minutes) and steam explosion (Díaz et al., 2020).

The temperature-phased digestion (TPAD) divides the digestion into two separate reactors: a first for hydrolysis/acidogenesis and a second for methanogenesis, thus optimizing the conditions for each microbial group. The first reactor acts as a buffer against sudden pH fluctuations caused by the accumulation of volatile fatty acids (VFAs), providing additional stability to the methanogenesis (Nabaterega et al., 2021). Among the different alternatives for the TPAD, the thermophilic-mesophilic scheme seems to be the most effective for sludge, and is the one used in this study.

Both processes, TH and TPAD, report some benefits compared to CAD, such as greater organic loads, increased biogas production, higher solids degradation and more stable digestate. Furthermore, TH destroys all pathogens present, while TPAD allows a better control of the digestion. The hypothesis that supports this study is that the combination of both technologies could lead to join forces (physical thermal and biological thermophilic hydrolysis) and result in a novel promising strategy in sludge management, which would maximize biogas production in a more productive methanogenic digester.

Material and Methods

Mixed and digested sludge used in this study were taken from an urban Wastewater Treatment Plant in Spain. Several digestion scenarios were studied (Figure 1), combining TH and temperature-phased thermophilic (TAD) - mesophilic (MAD) digestion. Mixed sludge (primary and secondary 60/40 v/v) was the feeding in all the scenarios. Schemes 1, 2 and 3 are control scenarios for CAD, TH+AD and TPAD,

respectively. Schemes 4, 5 and 6 evaluate the combination of TH and TPAD, in three strategies that differ on the type of sludge which feeds the TH and the TAD.

TH was performed to thickened sludge at 140ºC for 30 min by direct steam injection, and the digestion (single-phase or double-phase) was run in 2L digesters fed with the corresponding sludge, according to the scheme to be assessed (Table 1). The six schemes (10 digesters) were operated in parallel. Biogas production was continuously measured, and TS/VS were analyzed for inlet and outlet.

Results and Discussion

After an initial stabilization period (8 weeks), the six schemes were operated during four months. Figure 2 presents the evolution of the methane production, and Table 2 summarizes the average performance parameters.

A first experimental result is that TH (M2) and TPAD (T3/M3) resulted in a similar enhancement of the conventional digestion of mixed sludge (M1) in terms of solids removal and biogas production (41% and 38% increase, respectively).

And the second finding that does not fit with the hypothesis of a synergy between thermal and biological pretreatments, is that when combining a TH pretreatment and double-stage digestion (schemes 4-6), no improvement was observed with respect to single TH or single TPAD, and all the TH+TPAD schemes showed a similar behavior among them. The performance was also similar with respect to the TPAD alone, quantified in around 40% increase in methane production. In all the TPAD scenarios (schemes 3-6) the thermophilic digester (T3-T6) had a hydrolytic function, as the methane production was very low (see Figure 3). All the methanogenic digesters (M2-M6) had a similar methane productivity around 450 L CH_4/kg VS, while the conventional digestion generated 320 L CH_4/kg VS.

Conclusions

The thermal pretreatment and temperature-phased digestion processes have demonstrated to increase the methane production of mixed sludge by about 40% (from 320 L CH_4/kg VS in conventional digestion to 440-450 L CH_4/kg VS in TH and TPAD). Therefore, both hydrolysis mechanisms, physical in TH and biological in TPAD, seem to have a similar effect in terms of hydrolysis of solids solubilization. And the combination of both (first physical TH and latter biological thermophilic first-stage) do not enhance the final digestion, exhibiting that both strategies are redundant, and there is no advantage in implementing them together. However, each of them have their inherent worth, as the capability of hygienize the sludge in the TH pretreatment, or enhance pH control and digester stability, in the case of TPAD.

References

Díaz, I., Díaz-Curbelo, A., Pérez-Lemus, N., Fdz-Polanco, F., & Pérez-Elvira, S. I. (2020). Traceability of organic contaminants in the sludge line of wastewater treatment plants: A comparison study among schemes incorporating thermal hydrolysis treatment and the conventional anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, **305**, 123028. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123028

Nabaterega, R., Kumar, V., Khoei, S., & Eskicioglu, C. (2021). A review on two-stage anaerobic digestion options for optimizing municipal wastewater sludge treatment process. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **9**(4), 105502. https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105502

Figures and Tables

Table 1 Operation parameters in the different schemes.

	Operation parameters			
	Digester	**HRT (days)**	**VS fed (g/Kg)**	**Organic load (OLR) (g VS/L*d)**
Scheme 1	M	20	26,5	1,3
Scheme 2	M	20	25,5	1,3
Scheme 3	T	2,5	26,2	13,6
	M	20	26,5	1,3
Scheme 4	T	2,5	26,1	13,6
	M	20	24,3	1,2
Scheme 5	T	2,5	25,3	13,5
	M	20	25,3	1,3
Scheme 6	T	2,5	25,8	13,5
	M	20	26,2	1,3

Table 2 Digestion performance (solids removal and methane production) in the different schemes

Scheme	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
Process	CAD	TH+AD	TPAD	TH+TPAD$_1$	TH+TPAD$_2$	TH+TPAD$_3$
Digesters	M1	M2	T3/M3	T4/M4	T5/M5	T6/M6
% VS removal	28-36%	40-52%	42-51%	45-55%	45-55%	42-53%
L CH_4/kg VS_{fed}	320	450	440	445	455	435

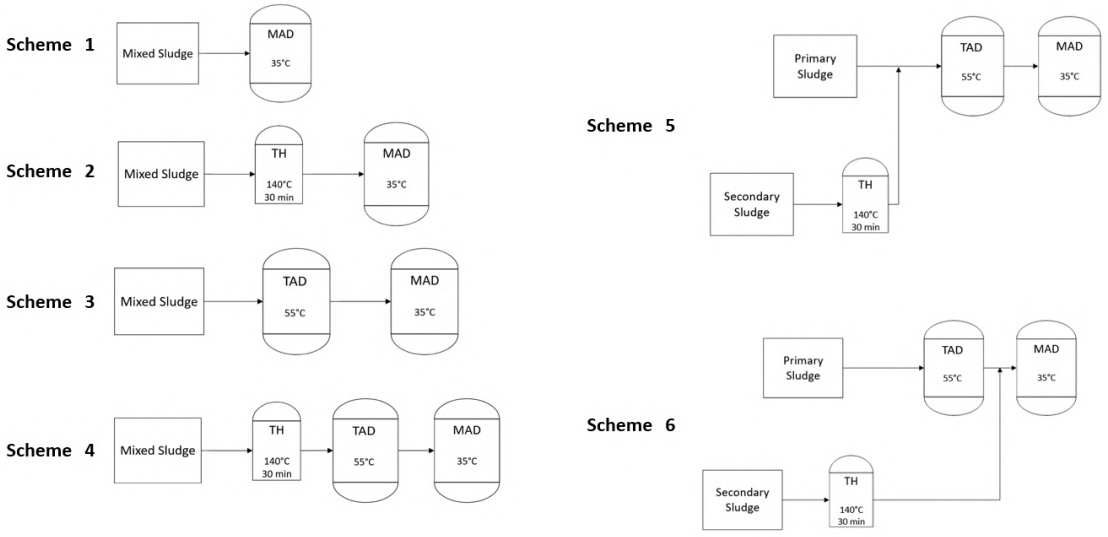
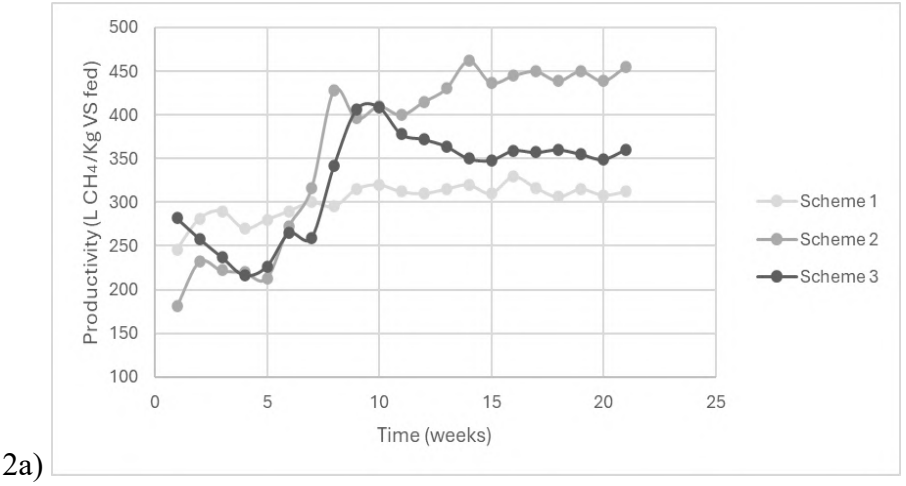
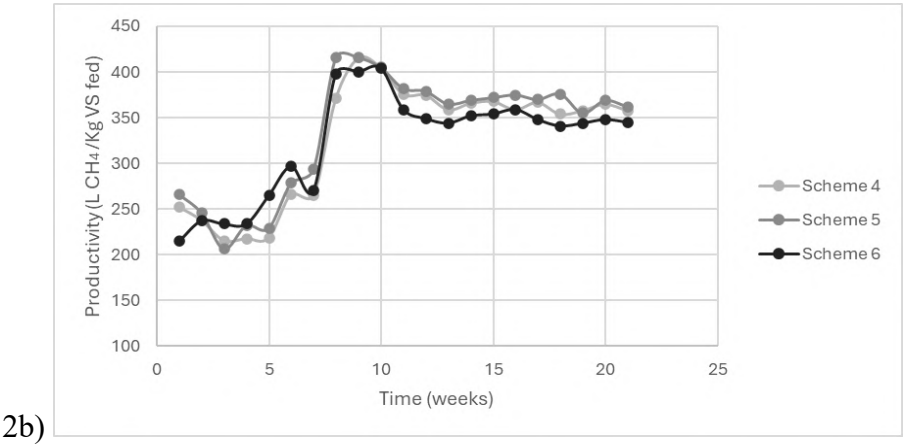


Figure 1 Digestion schemes evaluated.



2a)



2b)

Figure 2 Weekly methane production in mesophilic digesters: 2a) Schemes 1 (CAD), 2 (TH) and 3 (TPAD); 2b) Schemes 4,5,6 (TH+TPAD).

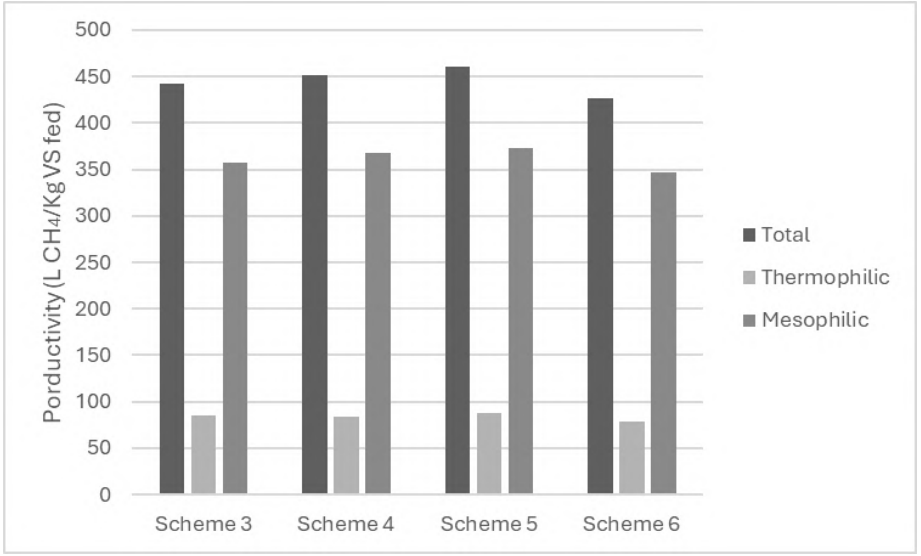


Figure 3 Methane production in thermophilic and mesophilic digesters in temperature-phased schemes (3-6).

Case of study **Nro. 42**

Análisis de la implicación de centrales hidráulicas de bombeo en el mercado eléctrico español. Aplicación en aducción del CYII

Jesús Armas Ibáñez[1], Blanca Torres Vara[2], Jose Manuel Clamagirand Garcia[3]

[1]Becario, Sener Mobility
[2]Ingeniera, Sener Mobility
[3]PhD Energía y combustibles, Sener Mobility

*Autor correspondiente: *jesus.armas.ext@sener.es*

Palabras clave: Mercado eléctrico; PHES; Almacenamiento

Resumen: Análisis del mercado eléctrico español dividido en mercados y servicios de balance, estudiando las centrales de bombeo de Aguayo, Bolarque, Guillena, la Muela, Moralets y Tajo Encantada en los años 2018 a 2023. Se examina en detalle la versatilidad de esta tecnología a la hora de operar, su saldo económico, las horas de operación a lo largo del día y los motivos de operación.

Introducción

Cuando se trata de determinar los posibles beneficios de las centrales en el sistema eléctrico, se suele pensar en el mercado eléctrico (pool) como un único ente. No obstante, este está conformado por un conjunto de mercados y servicios necesarios para garantizar el suministro eléctrico. A diferencia de otras instalaciones, las centrales hidráulicas, incluyendo las reversibles, pueden participar en todos ellos, lo que les confiere un papel relevante en la estabilidad de la red.

En este trabajo se explican estos servicios y se analiza la participación de las centrales de bombeo, tanto desde el ámbito energético como el económico según los mercados y servicios operados. Asimismo, se estudia su comportamiento a lo largo del día, se muestra su versatilidad en la participación en el mercado y sus repercusiones económicas.

Materiales y Métodos

En este trabajo se emplean dos fuentes de información: ficheros de datos OMIE y Excel I_90 de Red Eléctrica. Del primero se extrae el precio por mercado y periodo horario de los mercados; del segundo, el precio de los servicios de balance, los MW/MWh asignados para operar por central en los diferentes mercados y los servicios definidos en periodos horarios o cuarto-horarios.

OMIE regula los mercados Diario, Intradiario por Sesiones (a lo largo del día) y el Intradiario Continuo. Por otra parte, existen los servicios de balance como: la banda de regulación Secundaria y Terciaria, encargadas de mantener la estabilidad de la red; el servicio de las Energías de Balance, que mantiene el equilibrio entre generación y demanda. Y, por último, existen las Soluciones a las Restricciones generadas por cualquier situación o incidencia relacionada con el sistema eléctrico, divididas en las ocasionadas por el mercado Diario y en el Tiempo Real.

Toda la información de estos mercados y servicios para las centrales de Aguayo, Bolarque, Guillena, La Muela, Moralets y Tajo Encantada, en el periodo del año 2018 a 2023, se extraen y se guardan con el lenguaje de programación Python en una base de datos para posterior proceso y análisis.

Resultados y Discusión

En Figura 1 se muestra las diferentes estrategias de las centrales. Tajo Encantada insiste en el mercado diario y Aguayo diversifica sus operaciones, actuando en los servicios de REE y consiguiendo mayores saldos en función de la potencia instalada (ver Tabla 1). En esta tabla también se puede llegar a determinar la viabilidad económica de las centrales al conocer su saldo operativo del año 2023. La excepción es Bolarque, que debe su funcionamiento a las necesidades del trasvase Tajo-Segura.

En Figura 2 se determina, que Aguayo genera electricidad a lo largo del día en las horas en el que el precio ha sido mayor y bombea (consume) en la noche y en las horas solares. Significa, que aprovecha la mayor generación de la fotovoltaica en horas centrales del día para bombear agua al depósito superior. Este efecto se aprecia también en la escala mensual, en verano los MWh asignados en modo bombeo en horas centrales del día son mayores que en los meses de invierno.

Otros parámetros que se pueden conocer son las horas operadas por central y la generación o consumo, viendo cuántos MWh en promedio han sido operados en función de la potencia instalada por central. Se determina que Aguayo ha llegado a ganar 158.14 €/MWh operado tanto en generación como bombeo, y Moralets 143.88 €/MWh. La primera ha actuado casi el doble de horas, por lo que ha conseguido mayor saldo de operación, pero el mantenimiento requerido seguramente haya sido mayor.

Conclusiones

Para cualquier operador de infraestructuras del binomio agua/energía es imprescindible conocer y desenvolverse en el mercado eléctrico para optimizar su funcionamiento, diversificar los mercados y servicios donde actuar, conocer la curva de precios a lo largo del día y asumir las necesidades de mantenimiento en función de las horas operadas. Este conocimiento permite a operadores como el Canal de Isabel II poder tomar decisiones para integrar en su sistema de aducción sistemas reversibles.

Referencias

Acceso a ficheros. OMIE [10/5/2024]. OMIE. https://www.omie.es/es/file-access-list

Descargas. Red Eléctrica de España [10/5/2024]. ESIOS. https://www.esios.ree.es/es/descargas?date_type=datos&start_date=01-01-2018&end_date=31-12-2023

Procedimiento de Operación 3.2, Restricciones técnicas (2022). Ministerio para la Transición Ecológica y el reto Demográfico. Madrid, España

Figuras y Tablas

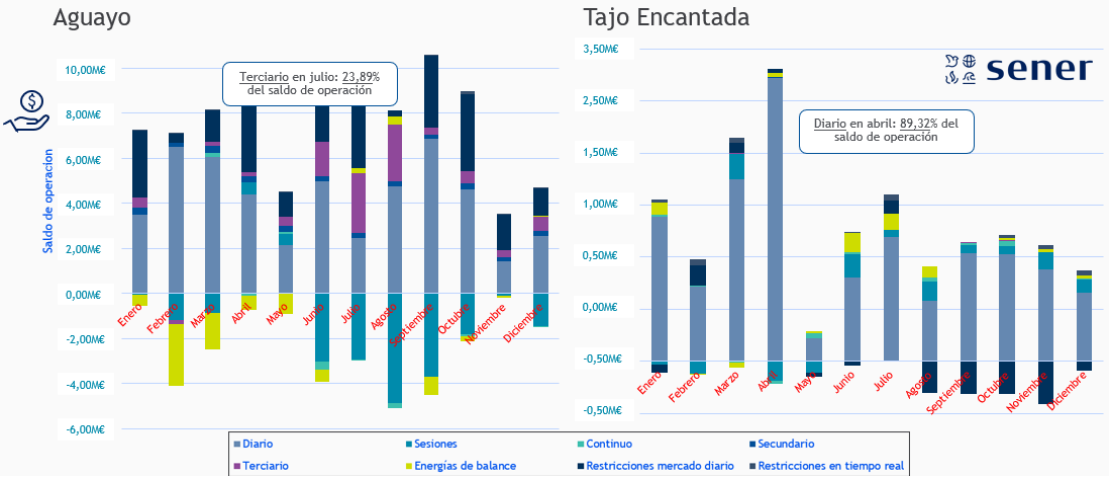


Figura 1 Balance por mercado y central

Tabla 1 Balance económico por central para el año 2023 y su relación con la potencia instalada.

	Saldo económico (En millones €)	Potencia de turbina (MW)	Saldo entre potencia instalada (€/kW)
Aguayo	59.57	360.4	165.28
Guillena	7.44	206.7	35.99
Moralets	17.67	219.1	80.63
Muela	146.57	1511.7	97.00
Tajo Encantada	14.72	376.7	39.09
Bolarque	-5.63	215	-26.20

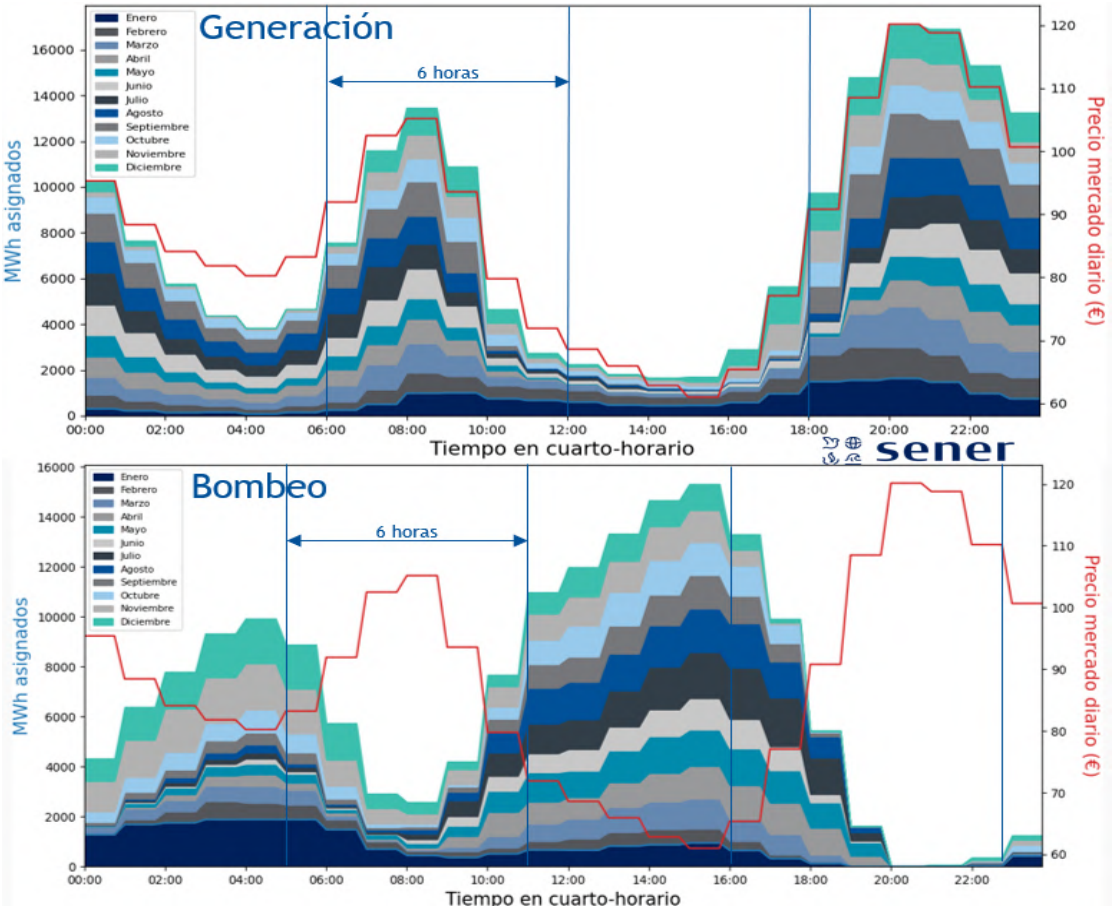


Figura 2 Asignación MWh para Aguayo en el mercado diario según la hora del día y dividido entre los meses de 2023. Indicando el precio medio de este mercado

Tabla 2 Parámetros de interés para centrales de bombeo

	Operación	Promedio por hora operada **(MWh)**	Potencia instalada **(MW)**	Horas operadas en un año **(h, %)**
Aguayo	Bombeo	259.92	360.0	3491.25 (40.07%)
	Generación	134.72	360.4	4447.75 (51.05%)
Guillena	Bombeo	125.88	206.7	1683.75 (19.33%)
	Generación	75.44	225.0	2256.00 (25.90%)
Moralets	Bombeo	141.16	219.0	2013.00 (23.11%)
	Generación	119.76	219.1	1728.25 (19.84%
Muela	Bombeo	670	1390.0	4305.75 (49.42%)
	Generación	564.84	1511.7	4240.25 (48.67%)
Tajo Encantada	Bombeo	202.76	420.0	1718.5 (19.73%)
	Generación	122.52	396.7	1973.0 (22.65%)

Case of study **Nro. 43**

AtmosphAIr: Estudio de la generación, predicción y minimización de gases de efecto invernadero en sistemas de saneamiento mediante herramientas de inteligencia artificial

Rosa Rafecas[1*], Teresa de la Torre[2] y Adrià Luque[3]

[1, 2] Departamento de Innovación, Sorigué, Barcelona, España

[3] Software Engineer, SPIN, Barcelona, España

* r.rafecas@sorigue.com

Keywords: gases de efecto invernadero; predicción, inteligencia artificial.

Abstract

Dentro del proyecto AtmosphAIr se pretende investigar la generación y emisión de gases de efecto invernadero (GEI) en redes de saneamiento y plantas depuradoras de aguas residuales. El proyecto persigue estudiar y diseñar herramientas digitales basadas en Inteligencia Artificial (IA) para poder predecir la producción de dichos gases contribuyentes al cambio climático, con el fin de en fases posteriores poder optimizar y definir estrategias de minimización o eliminación de éstos. Hasta ahora dos sensores, de óxido nitroso y el Atmotrack (contaminantes atmosféricos), han monitorizado los GEI de la depuradora de Torredembarra (Tarragona) y Montornés (Barcelona) y los datos han servido para realizar los primeros modelos predictivos.

Introducción

La contaminación del aire es una preocupación global creciente debido a su impacto ambiental y de salud a largo plazo. El seguimiento de las emisiones a la atmósfera es un elemento clave para prevenir y reducir la contaminación de las instalaciones industriales, para garantizar un alto nivel de protección del medio ambiente, y minimizar el impacto del olor a la población circundante (MITECO, 2022).

En las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) se generan gases de efecto invernadero como el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O). El N_2O puede representar hasta un 80% de la huella de carbono de una EDAR y no solo es un GEI, sino que también contribuye a la destrucción de la capa de ozono (CORDIS, 2019), por lo que el proyecto se centra, principalmente, en la predicción y minimización de este gas.

Los objetivos principales de la investigación son estudiar la generación de contaminantes atmosféricos en sistemas de saneamiento y evaluar el uso de herramientas de inteligencia artificial para predecir y minimizar gases de efecto invernadero.

Material y Métodos

El proyecto está dividido en 3 fases.

En la primera fase se estudió la generación, emisión y minimización de gases contaminantes y realizó un primer estudio de los datos mediante herramientas de Inteligencia Artificial. El estudio de los GEI se realizó en la EDAR de Torredembarra (Tarragona) y en la de Montornés (Barcelona) mediante sensores instalados en los reactores biológicos de cada una de las EDARs.

En la segunda fase del proyecto se ha investigado en detalle el proceso de generación de gases de efecto invernadero de las EDARs mencionadas y mejorado su predicción mediante herramientas de Inteligencia Artificial añadiendo un estudio de las redes de ciberseguridad.

La tercera fase consistirá en crear una plataforma digital de predicción y de replicabilidad.

Resultados y Discusión

Durante la primera fase se instaló un sensor de medida de N_2O en líquido (Unisense, Denmark) y un sensor de contaminantes atmosféricos (material particulado (PM1, PM2,5 y PM10) y gases (CO, NH_3, NO_2 y O_3)), Atmotrack, Francia) en la EDAR de Torredembarra. La concentración detectada de N2O en líquido en el reactor biológico de Torredembarra se mantuvo en todo momento por debajo del límite de detección, lo cual fue atribuido a que la EDAR no está diseñada para realizar nitrificación-desnitrificación. Así, se decidió trasladar el sensor de N_2O a la EDAR de Montornés para continuar el estudio. Tras la normalización de los datos, en todos se observó el mismo comportamiento: la red aprendió las relaciones específicas de los datos de entrenamiento, dando errores relativamente bajos (Figuras 1 y 2). Para la segunda fase se han conseguido datos de todo un año de los gases emitidos (GEI) después de instalar los sensores seleccionados (Figura 3).

A lo largo de las tres fases, se espera un refinamiento de los algoritmos obtenidos para predecir la concentración de los gases y un estudio amplio de la red de ciberseguridad.

Conclusiones

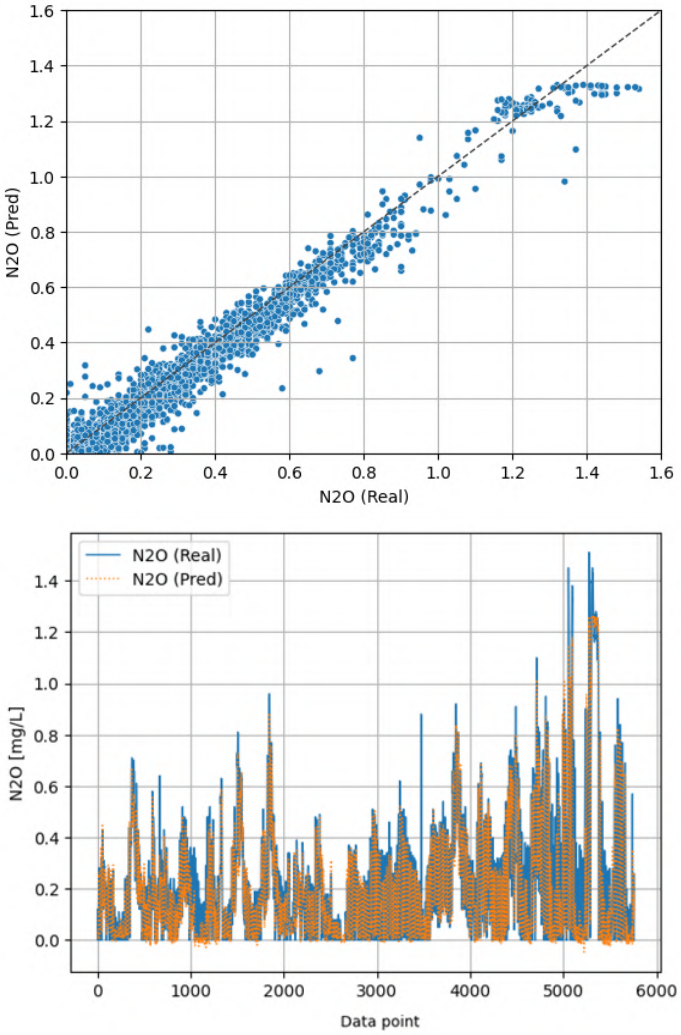
Gracias a este proyecto diferentes entidades de varios sectores han formado un consorcio con un mismo fin, el de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero como lucha contra el cambio climático. Es crucial ir aplicando herramientas digitales a los problemas diarios de la industria (como es el caso de los sistemas de saneamiento) para avanzar de manera más rápida y eficiente hacia la sostenibilidad ambiental. Es por esto por lo que conseguir reducir el impacto ambiental hará que las instalaciones de una depuradora sean más amigables con el medio ambiente. Además, el ejemplo del AtmosphAIr es uno de muchos de los proyectos que están enfocados a cumplir uno de los objetivos de la Agenda de 2030 que es el de reducir las emisiones netas de gases de efecto invernadero en un 55% en comparación con las de 1990.

El proyecto Atmosphair se lleva a cabo por un consorcio formado por Sorigué (en este caso representado por ACSA, Obras e Infraestructuras), AERIS, BGEO, SPIN, DAM (Depuración de Aguas del Mediterráneo) y es coordinado por la CWP (Catalan Water Partnership). Es un proyecto cofinanciado por el Ministerio de Industria y Turismo (MINTUR) en la convocatoria de Agrupaciones Empresariales Innovadoras (AEIs) de 2023 en el marco de las ayudas Next Generation y el Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia. Código del proyecto AEI-010500-2023-33.

Bibliografía

CORDIS. (20 de septiembre de 2019). Efficient wastewater treatment plants produce less greenhouse gases, save energy and lower water bills. Obtenido de https://cordis.europa.eu/article/id/386922-efficient-wastewater-treatment-plants-will-push-out-fewer-greenhouse-gases-save-europe-energy
Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico (MITECO). (2022). Inventario Nacional de emisiones a la atmósfera: emisiones de gases de efecto invernadero (serie 1990-2020). Obtenido de: https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-/inventario-gases-efecto-invernadero.html

Figuras y Tablas



Figuras 1 y 2. Resumen gráfico de los datos predichos por la red neuronal frente a los datos reales de N2O en la EDAR de Montornés para la primera fase del proyecto.

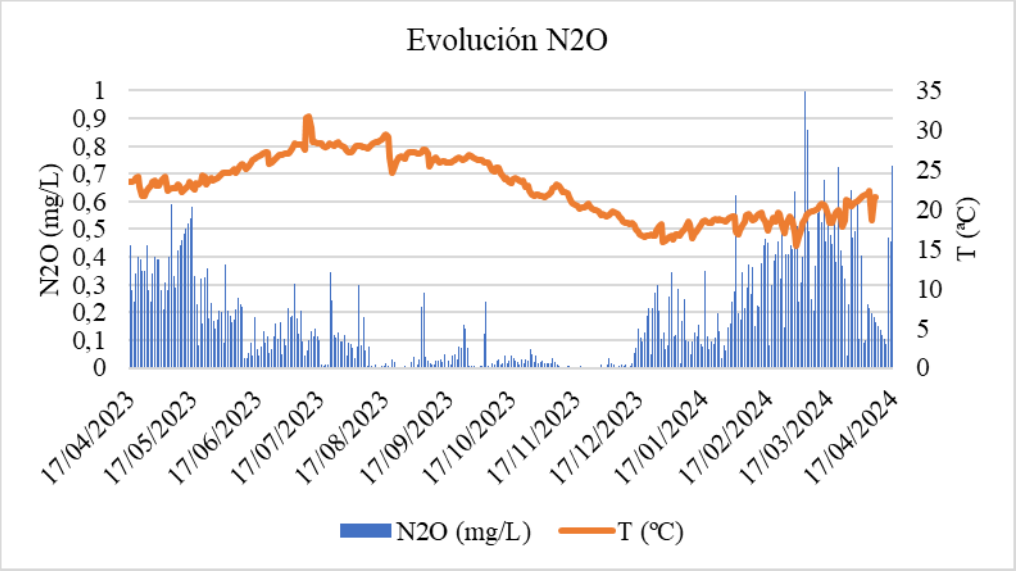


Figura 3. Evolución del N2O en la EDAR de Montornés durante la segunda fase.

Case of study **Nro. 44**

Water-mining: Sistemas de gestión inteligente del agua de próxima generación. Demostraciones a gran escala para una economía y una sociedad circulares

Rosa Rafecas[1*], Teresa de la Torre[2] y Jordi Llimós[3]

[1,2] Departamento de Innovación, Sorigué, Barcelona, España

[3] Unidad de Agua, Suelo y Aire, EURECAT, Barcelona, España

*r.rafecas@sorigue.com

Keywords: agua regenerada, reutilización, aprovechamiento de recursos

Abstract:

La planta piloto Water-Mining confiere una línea de tratamiento avanzado de agua residual capaz de eliminar y a la vez recuperar nutrientes, producir energía y regenerar agua con bajo coste energético. Está situada en la depuradora de La Llagosta (Barcelona) donde se están operando todos los módulos en discontinuo para en un futuro trabajar en continuo. Se está obteniendo un efluente de calidad en cada una de las unidades cumpliendo con los límites legales de regeneración de agua. Aunque no se está consiguiendo la producción de biogás que se esperaba. El proyecto cuenta con un enfoque legal y social de aceptación para la posible escalabilidad de esta nueva tecnología.

Introducción

Cada vez se destinan más recursos en encontrar y avanzar en tratamientos de aguas residuales ya que se busca una gestión integral del agua eficiente promoviendo la sostenibilidad ambiental. Hoy en día las depuradoras de aguas residuales eliminan nutrientes mediante mecanismos biológicos que requieren un alto coste energético debido a la aireación requerida (Gedda *et al.,* 2021). Por ello cada vez es más necesario encontrar un tratamiento capaz de depurar el agua de contaminantes reduciendo el consumo energético. Además, las aguas residuales urbanas pueden ser una fuente de recursos, como los nutrientes que contienen, y no sólo un residuo a tratar (Ding, 2017).

El Water-Mining es un proyecto financiado por la Unión Europea (UE) mediante el programa Horizon 2020. El presente estudio tiene como principal objetivo contribuir en la economía circular en el sector del agua mediante un tratamiento innovador de aguas residuales urbanas que permite la recuperación de sus recursos. En este caso de estudio se muestra un novedoso tren de tratamiento situado en la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de La Llagosta (España) para la recuperación de nutrientes, energía y agua para diferentes fines a partir de agua residual (Figura 1).

Con el tren de tratamiento de la planta piloto, se pretende reducir los costes energéticos mediante:

- La producción de biogás que puede ser utilizado para obtener energía eléctrica.
- La eliminación de nitrógeno con el reactor de nitrificación parcial y anammox (con unas necesidades energéticas más bajas que el tratamiento convencional).
- La utilización de membranas regeneradas en la unidad de ósmosis inversa.

Por otro lado, se pretende regenerar el agua residual al 100% para fines industriales, agrícolas, urbanos o ambientales. También se pretende obtener un recurso mineral, la vivianita, como producto a valorizar con una posible salida al mercado.

Materiales y Métodos

La planta piloto (Figura 2) trata 750 L/h de aguas residuales municipales con un tren de tratamiento compuesto por:

- AnMBR (biorreactor anaerobio de membrana) de tipo EGSB (lecho de fango granular expandido): con ultrafiltración externa para eliminación de materia orgánica y recuperación de biogás. A partir de esta unidad, el agua puede utilizarse para fertirrigación o seguir procesos de eliminación de nitrógeno y fósforo (N, P) (Figura 2 (1) y (2)).
- Reactor de nitritación parcial (Air-Lift) y reactor anammox de tipo UASB (reactor anaerobio de flujo ascendente): (PN/AX) para la eliminación de nitrógeno con bajo consumo energético (Figura 2 (3) y (4)).
- Unidad Vivicryst: para la recuperación de fósforo mediante su precipitación en forma de vivianita (Figura 2 (5)).
- Unidad Biophree: para alcanzar valores de P de menos de 10 ppb en el efluente, utilizando una tecnología de adsorción reversible (Figura 2 (6)).
- Ósmosis inversa: módulo que utiliza membranas regeneradas, para la producción de agua industrial o para reducir la salinidad con fines agrícolas (Figura 2 (7)).

Resultados y discusión

El periodo de experimentación comenzó en enero de 2023 y continuará hasta julio de 2024. En cuanto a la eliminación de materia orgánica del AnMBR, se ha observado un 55% de eliminación media de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), siendo la producción de metano en este reactor prácticamente nula. Esto se ha atribuido a la alta concentración de sulfato del influente, combinado con una baja DQO, lo cual provocó la inhibición de las bacterias metanogénicas en favor de las sulfatorreductoras. El reactor de nitrificación parcial se trabajó en modo discontinuo SBR (sequencing batch reactor) tratando de oxidar el 50% del amonio de entrada con el fin de poder producir un efluente que pudiera alimentar al reactor anammox. Esto fue posible durante un periodo de tiempo, pero en febrero de 2024 se perdió la nitrificación y para compensar la baja generación de nitrito fue necesario suplementar el reactor anammox con nitrito sódico en el alimento, con el objetivo de mantener la actividad de las bacterias anammox. En la conferencia se presentarán los resultados del AnMBR, del reactor de nitrificación parcial y del reactor anammox.

Conclusiones

La planta piloto del Water-Mining está demostrando la operatividad de un novedoso tren de tratamiento *fit-for-purpose* para la recuperación de recursos del agua residual. Se están evaluando escenarios con rutas de tratamiento alternativas utilizando modelos que consideran el uso final del agua, los recursos recuperados (vivianita, agua, lodos para la agricultura), los costes, la electricidad, la producción de residuos y las emisiones. De todos ellos, se han encontrado interesantes perspectivas económicas para aquellos escenarios que incluyen la recuperación de vivianita. Además, se han analizado las barreras del mercado para los productos recuperados, donde la legislación ha sido

identificada como la principal barrera para la comercialización, seguida de los costes y la preocupación por los contaminantes emergentes.

Bibliografía

Ding, Grace. (2017). *Wastewater Treatment and Reuse—The Future Source of Water Supply*. DOI: 10.1016/B978-0-12-409548-9.10170-8.
Gedda, G., Balakrishnan, K., Devi, R. U., Shah, K. J., Gandhi, V., Gandh, V., & Shah, K. L. (2021). *Introduction to conventional wastewater treatment technologies: limitations and recent advances*. Mater. Res. Found, 91, 1-36.

Figuras y Tablas

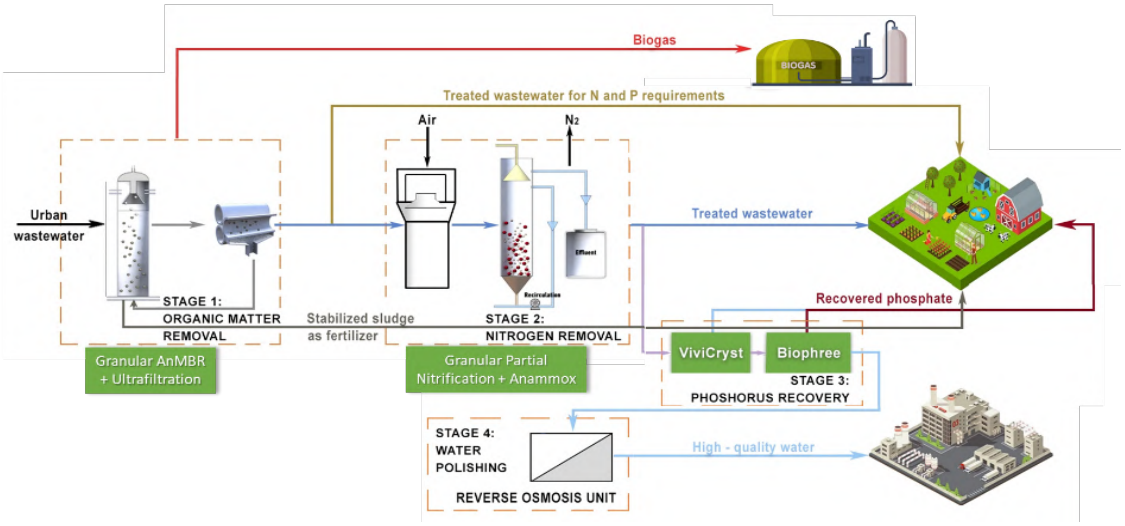


Figura 1 Diagrama de flujo de la planta piloto Water-Mining.

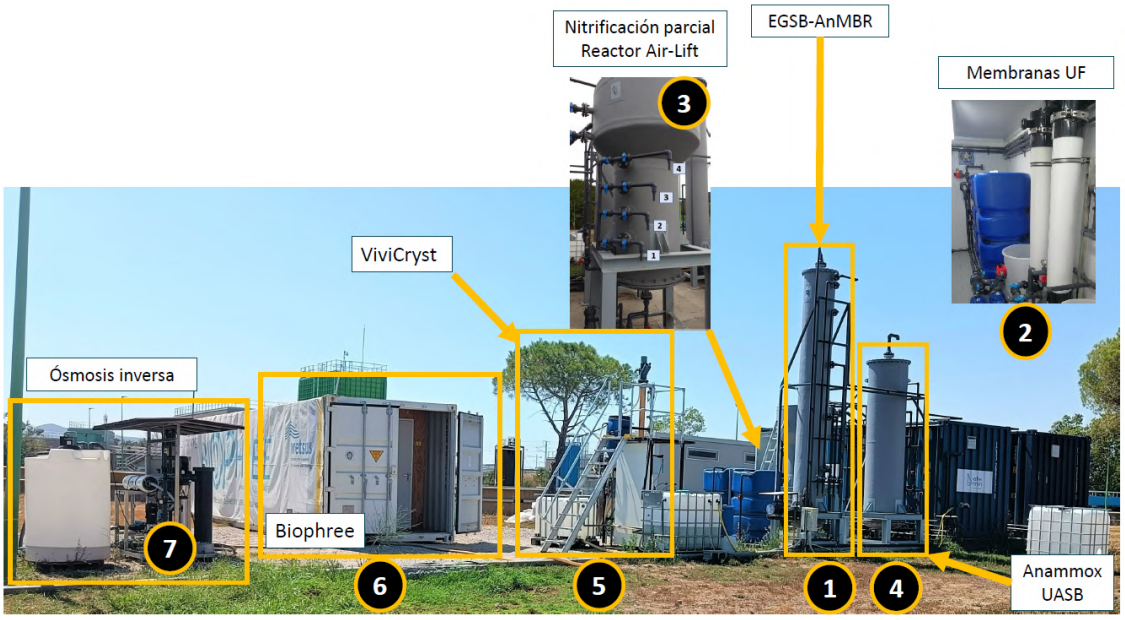


Figura 2. Esquema de la planta piloto Water-Mining instalada en la EDAR de La Llagosta (Barcelona).

Case of study **Nro. 45**

BIODAPH$_2$O – Eco-efficient system for wastewater tertiary treatment and water reuse in the Mediterranean region

Victoria Salvadó[1], Eleni Nyktari[2], Víctor Matamoros[3], Aina Amengual[4], Julio César López[5] and R. Rafecas[6*]

[1] University of Girona, Girona, Spain
[2] Department of Water Resources an Environmental Engineering. National Technical University of Athens, Athens, Greece
[3] Dpt. of Environmental Chemistry. IDAEA-CSIC, Barcelona, Spain
[4] Catalan Water Partnership, Girona, Spain
[5] Universitat de Vic, Barcelona, Spain
[6] Innovation Department, Sorigué, Barcelona, Spain
* r.rafecas@sorigue.com

Keywords: daphnia; nature-based tertiary system, water reclamation

Abstract:

LIFE BIODAPH2O is a demonstration project which main objective is scaling-up and implementing an eco-efficient nature-based tertiary wastewater treatment (BIODAPH) at two demo sites located in two water-stressed regions of the Mediterranean area, Quart WWTP (wastewater treatment plant) (Spain) and Antissa WWTP (Greece). The bioreactors have been designed, constructed and are currently in operation, while the impact of the implementation of this technology on the ecological and chemical status of the receptor aquatic media in Spain and the irrigated agroforestry media in Greece is being assessed. The BIODAPH system is based on the depuration capacity of biological organisms: water fleas (Daphnia), microalgae and biofilms for removing pollutants.

Introduction

The project aims to demonstrate the effectiveness of BIODAPH technology, an eco-efficient and nature-based wastewater tertiary treatment, in producing reclaimed water while at the same time reducing dependence on conventional energy sources, in accordance with circular and green economy criteria. This is being applied in wastewater treatment plants to diminish discharges of pollutants and pathogens in freshwater ecosystems and promote agricultural reuse of the reclaimed water. The BIODAPH technology combines the filtration capacity of zooplankton (*Daphnia*) with the capacity of bacterial and algal biofilm to remove nutrients. In previous studies, we have demonstrated that *Daphnia* can remove particles <35 µm that do not settle in secondary clarifiers or do so slowly. The removal of solids is associated with a decrease in organic matter and pathogens such as coliforms and *E. coli* from secondary wastewater. However, *Daphnia* is sensitive to common contaminants when they are at raw wastewater levels (e.g., organic matter, ammonium and nitrite, and metals) and, thus, the integration of zooplankton in wastewater treatment lines is limited to a tertiary treatment (Pous *et al*., 2020). Regarding to organic micropollutants, *Daphnia* filtration had shown high efficiencies (80% average) in the removal of pharmaceuticals and personal care products (Matamoros *et al*., 2012). As for microplastics, given that *Daphnia* are efficient filters for suspended solids, it can be expected that they are also efficient filters for microplastics; a hypothesis that has received support in as laboratory experiments (Colomer *et al*., 2019). Up to now, no results have been published

regarding the capacity of *Daphnia* to remove perfluoroalkyl substances (PFAs) and antibiotic resistant genes (ARGs).

Material and Methods

Based on the outputs on the operation of the 1.5 m^3-cylindric reactor previously developed within the framework of the INNOQUA project (https://innoqua-project.eu/), two reactors have been designed, constructed and connected to the outlet of the activated sludge secondary treatment in two treatment sites in different countries. At Quart (Spain), the reactor is treating 200 m^3/d (Figures 1 and 2), which represent 40% of the total inlet of the WWTP, whereas in the case of Antissa (Greece), a reactor that is able to treat a maximum of 50 m^3/d has been connected to a treatment system that combines an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) with constructed wetlands (https://www.hydrousa.org/).

The optimisation of the key design factors of the BIODAPH reactor has been carried out by monitoring its efficiency in terms of the biological, microbiological and chemical quality of the effluent to meet the standards set out in the Water Framework Directive (Directive 2000/60/EC) and the requirements for agricultural irrigation (EU Directive 2020/741) as well as to reduce the discharge of emerging contaminants such as pharmaceuticals and microplastics into the aquatic media. The sustainability assessment impacts of the technology have been assessed (environmental LCA, techno-economic LCC, and socio-economic S-LCA). The feasibility of the process has been evaluated using environmental technology verification (ETV). An economic validation, including the exploitation and the business plan and the assessment of the transferability and replicability of the BIODAPH technology, has been also performed.

Expected results

The start up of the plant in Quart took place in October 2023 and in Antissa in January 2024, whereas the inoculation of daphnia was performed during November 2023 and February 2024 respectively. The plants are still in non-steady state, as the biofilm is still growing, and the daphnia are still stabilizing after some operational problems in the plant. Once the plant is in steady-state mode, these are the expected results based on the previous INNOQUA project:

- Demonstration of the capacity of the BIODAPH technology to remove emerging pollutants: ~70%, for pharmaceuticals, ~90% for antibiotic resistant genes (ARGs), ~80% for microplastics, and ~60% for perfluoroalkyl substances (PFAs).
- Demonstration of the capacity of the BIODAPH system to reach the standards set in national wastewater reuse guidelines and recent EU regulations (2020/741 of the European Parliament) on minimum requirements for water reuse (PE/12/2020/INIT). To recover and recycle resources by discharging reclaimed water with low nutrient content (~50%) and reduce the regulated microbiological parameters by between 90 and 99%.
- Production of reclaimed water with improved quality to reduce the impact generated by the discharge of treated sewage waters in the River Onyar at the Spanish site. At the Greek site, a reduction in the use of freshwater and potable

water for agricultural irrigation, which will also reduce the environmental impacts associated with wastewater release into the aquatic media.

- Energy consumption reduction of more than 90% and a carbon footprint and greenhouse gas production reduction of more than 80% in comparison with conventional tertiary wastewater treatments.
- Significant reduction in operating costs (OPEX) as the treatment is free from chemicals and is less energy intensive.

References

Pous N., Hidalgo M., Serra T., Colomer J., Colprim J., Salvadó V. 2020. Assessment of zooplankton based eco-sustainable wastewater treatment at laboratory scale. *Chemosphere*, 238, 124683.
Matamoros V., Sala L., Salvadó V. 2012. Evaluation of a biologically based filtration water reclamation plant for removing emerging contaminants: A pilot plant study. *Bioresource Technology*, 104, 243.
Colomer J., Müller M.F., Barcelona A., Serra T. 2019. Mediated food and hydrodynamics on the ingestion of microplastics by Daphnia magna. *Environmental Pollution*, 252, 434.

Figures

Figure 1 Partially covered BIODAPH reactor.

Figure 2 Uncovered BIODAPH reactor.

Scientific abstract **Nro. 47**

Agua Regenerada con Microalgas en la Agricultura: Análisis de su Impacto en la Salud Humana

S. Hernández-Cuenca[1*], J. González-Camejo[2] and M. Pachés[1]

[1]CALAGUA - UV-UPV, Institut Universitari d'Investigació d'Enginyeria de l'Aigua i Medi Ambient – IIAMA, Universitat Politècnica de València, Camí de Vera s/n, 46022 Valencia, Spain.

[2]SIMAU, Dipartimento di Scienza e Ingegneria della Materia, dell'Ambiente ed Urbanistica, Università Politecnica delle Marche, 60131, Ancona, Italy.

*Autor de correspondencia: silhercu@upv.edu.es

Palabras clave: reutilización; análisis de riesgos; microalgas

Resumen: Según el contexto actual sobre la importancia de la reutilización y la adaptación a la normativa reciente, el objetivo de este estudio fue evaluar los riesgos patógenos y físico-químicos de las aguas regeneradas con un tratamiento de microalgas, un sistema en consonancia con la sostenibilidad y la economía circular. Los principales resultados mostraron riesgos aceptables para *E. coli,* esporas de *Clostridium perfringens* y metales pesados, mientras que para colífagos somáticos y microplásticos se obtuvieron riesgos no aceptables y asumibles, respectivamente.

Introducción

Actualmente, la gestión de recursos y la economía circular desempeñan un papel fundamental. En este contexto, la reutilización de las aguas residuales es esencial. Asimismo, la normativa relacionada con la gestión de recursos hídricos es cada vez más exigente. Tanto es así que, el nuevo Reglamento (UE) 2020/741, relativo a requisitos mínimos para la reutilización del agua, exige elaborar un Plan de Gestión del Riesgo en los sistemas de tratamiento. Con esta normativa, se establece la diferencia entre límites legales de vertido (asociados a clases de agua) de los riesgos asociados al sistema (según la probabilidad de infección).

La integración de un tratamiento con cultivo de microalgas en las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales se presenta como una alternativa de interés en relación a las tecnologías sostenibles y economía circular (Acién et al., 2023). No obstante, para considerarse una alternativa viable, es necesario asegurar que las aguas regeneradas son seguras para la salud humana.

Así, este trabajo surge con el objetivo de estudiar la viabilidad técnica y legal de un agua tratada con microalgas para su reutilización en agricultura, mediante la evaluación de riesgos patógenos (*E. coli*, colífagos somáticos y esporas de *Clostridium perfringens*) con un análisis cuantitativo de riesgo microbiano (QMRA) y físico-químicos (metales pesados y microplásticos) con una matriz de riesgos.

Materiales y Métodos

El tratamiento consiste en un sistema de cultivo de microalgas acoplado a membranas de ultrafiltración y combinado con un sistema convencional de fangos activados (Figura 1). El agua regenerada se obtendría del efluente del sistema de microalgas. Los datos se recogieron de estudios experimentales previos (Rojas-Castillo, 2023; Celina-Barreiro, 2020; de León, 2023). La evaluación del riesgo sanitario que supondría reutilizar dicha agua para agricultura se realiza con la metodología QMRA para agentes patógenos y las indicaciones de la norma UNE-EN 15975-2, de gestión del riesgo, para

microplásticos y metales pesados. Las rutas de exposición evaluadas fueron: ingestión del cultivo, ingestión indirecta por los regantes, inhalación por parte de la comunidad vecina, e ingestión por los niños.

El análisis QMRA consiste en determinar la probabilidad de infección, mediante modelos dosis-respuesta. Los modelos utilizados fueron el de distribución de Poisson, donde $P_{inf} = 1 - \left(1 + \frac{D}{\beta}\right)^{-\alpha}$ $\beta \geq 1;\ \alpha \leq \beta$, y el modelo exponencial, donde $P_{inf} = 1 - e^{-r \cdot D}$ (1).El nivel de riesgo (aceptable o no) fue determinado con el indicador Años de Vida Ajustados por Discapacidad (AVAD), con un valor tolerable de 10^{-6} (OMS, 2018). Por su parte, la matriz de riesgos para evaluar metales pesados y microplásticos relaciona la probabilidad de infección, según la descripción de los agentes peligrosos y el tratamiento, con la gravedad de consecuencias, según su concentración (Tabla 1). Tras el análisis, se clasificaron los riesgos en nivel aceptable, asumible y no aceptable.

(1)P_{inf}: probabilidad de infección; D: dosis patógeno; β, α, r: parámetro de distribución

Resultados y Discusión

Para *E. coli*, el análisis mostró riesgos aceptables en todas las rutas (Tabla 2), con valores promedio a la entrada al sistema de $2.97 \cdot 10^6$ UFC/100mL y salida de 1 UFC/100mL. Además, se detectó ausencia de esporas de *Clostridium perfringens* a la salida, lo que condujo a riesgos aceptables. Para el caso de colífagos somáticos, con una concentración de entrada de 4.75 UFP/mL y salida de 0.25 UFP/mL, se encontraron riesgos no aceptables por ingestión del cultivo (Tabla 3). Finalmente, para metales pesados se obtuvieron riesgos aceptables en todas las rutas (Tabla 4) y para microplásticos asumibles en ingestión del cultivo (Tabla 5).

Conclusiones

A lo largo del estudio, se han sentado las bases de la evaluación de riesgos para reutilización de aguas, subrayando la importancia de su seguridad en materia de salud. Se encontraron riesgos para los que es vital tomar medidas de minimización, para garantizar un riego de calidad. Así, se considera esencial seguir trabajando para la estandarización del análisis de riesgos, adaptación a la nueva normativa y gestión sostenible y segura de los recursos.

Referencias

Celina-Barreiro, María. (2020). *Puesta a punto de una metodología para la determinación de microorganismos patógenos en aguas residuales depuradas. Mediciones preliminares en una planta piloto.* Trabajo Fin de Máster, Universitat de València-Universitat Politècnica de València.

De León Elvira, E. (2023). *Puesta a punto de los métodos de control de patógenos y validación de los métodos para aguas regeneradas para uso agrícola.* Trabajo Fin de Máster, Universitat de València.

Acién, F.G., Gómez, C., Morillas, A., Zouhayr, A., Sánchez, A., Nordio, R., Rodriguez, E., Guzman, J.L., & Fernández-Sevilla, J. M., (2023). Wastewater treatment by microalgae-based processes. En N. Piet & A. Khandelwal, *Algal Systems for Resource Recovery from Waste and Wastewater* (pp. 77-101). IWA Publishing.

OMS. (2018). *Guías para la calidad del agua de consumo humano*. World Health Organization.

Rojas-Castillo, J.C. (2023). *Evaluation of the sewage treatment and microalgae biomass recovery of indigenous microalgaebacteria consortium.* Trabajo Fin de Máster, Universitat Politècnica de València-Universitat de València.

Figuras y Tablas

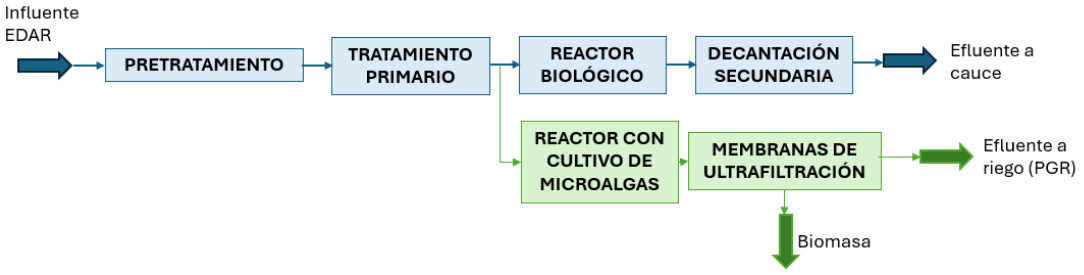


Figura 1 Diagrama de bloques del tratamiento

Tabla 1 Matriz de riesgos para metales y microplásticos.

		Probabilidad				
		Muy improbable	Improbable	Probable	Casi seguro	Seguro
Gravedad	Insignificante	ºNIVEL ACEPTABLE				
	Leve			NIVEL		
	Moderada			ASUMIBLE		
	Grave				NIVEL	NO
	Muy grave				ACEPTABLE	

Tabla 2 Riesgos para *Escherichia coli.*

	Modelo			
Ruta de exposición	**Dosis**	**P_{inf}**	**AVAD**	**Riesgo**
Ingestión del cultivo	1.545E-03	3.194E-12	4.408E-15	Aceptable
Ingestión por regantes	1.545E-05	3.197E-14	4.412E-17	Aceptable
Inhalación	1.066E-05	2.198E-14	3.034E-17	Aceptable
Ingestión por niños	1.545E-04	3.193E-13	4.406E-16	Aceptable

Tabla 3 Riesgos para colífagos somáticos.

	Modelo			
Ruta de exposición	**Dosis**	**P_{inf}**	**AVAD**	**Riesgo**
Ingestión del cultivo	1.955E-01	9.113E-02	3.828E-06	No Aceptable
Ingestión por regantes	1.955E-03	1.158E-03	4.863E-08	Aceptable
Inhalación	1.349E-03	7.996E-04	3.358E-08	Aceptable
Ingestión por niños	1.955E-02	1.129E-02	4.741E-07	Aceptable

Tabla 4 Riesgos para microplásticos.

Ruta de exposición	Niveles		
	Probabilidad	**Gravedad**	**Riesgo**
Ingestión del cultivo	Probable	Leve	Asumible
Ingestión por regantes	Improbable	Leve	Aceptable
Inhalación	Improbable	Leve	Aceptable
Ingestión por niños	Improbable	Leve	Aceptable

Tabla 5 Riesgos para metales pesados.

	Ruta de exposición	Niveles		
		Probabilidad	**Gravedad**	**Riesgo**
Metales en general	Todas*	Muy Improbable	Moderada	Aceptable
Cobre, Mercurio y Arsénico	Todas*	Muy Improbable	Leve	Aceptable
Zinc	Ingestión del cultivo	Improbable	Leve	Aceptable
	Ingestión por regantes	Improbable	Leve	Aceptable
	Inhalación	Muy Improbable	Leve	Aceptable
	Ingestión por niños	Improbable	Leve	Aceptable
Selenio	Todas*	Muy Improbable	Insignificante	Aceptable
Boro	Ingestión del cultivo	Improbable	Insignificante	Aceptable
	Ingestión por regantes	Improbable	Insignificante	Aceptable
	Inhalación	Muy Improbable	Insignificante	Aceptable
	Ingestión por niños	Improbable	Insignificante	Aceptable

*Ingestión del cultivo, Ingestión por regantes, Inhalación; Ingestión por niños

Scientific abstract **Nro. 48**

Evaluación de membranas cerámicas sumergidas como pretratamiento de agua de mar en RO

D. García Huertas[1], S. Khan[2], D. Espin[2], P. Buchta[2], O. Ferrer[1], J.J. Malfeito[1]

[1] Departamento de innovación Acciona Agua S.A.U, Parc de Negocis Mas Blau II, Avda. de les Garrigues, 22, 08820 El Prat de Llobregat, Barcelona, Spain, dagarciahu@acciona.com
[2] CERAFILTEC Germany, GmbH, Quellenstr. 14, 66121 Saarbruecken, Germany

Resumen: En este trabajo se ha evaluado un proceso de UF cerámica sumergida como pretratamiento de un sistema de osmosis inversa de agua de mar. Esta tecnología ha sido llevada al límite para determinar el rendimiento hidráulico y calidad frente a condiciones extremas del agua de mar influente sometiéndola a escenarios simulados de proliferación de algas o alto contenido de sólidos, tratando agua de mar de forma continua. Además, han sido optimizadas las condiciones de limpieza con el objetivo de maximizar la recuperación de agua producto, reducir el consumo químico y mantener una elevada permeabilidad de las membranas sumergidas.

Palabras clave: cerámica; ultrafiltración; pretratamiento, agua de mar

Introducción

El avance hacia sistemas de ósmosis inversa ha destacado la importancia y necesidad de disponer de un pretratamiento adecuado que asegure una buena calidad de agua de alimentación a las membranas de osmosis, sobre todo durante la aparición de episodios extremos como la proliferación de algas o de alta turbidez. En este contexto, las membranas cerámicas emergen como una opción alternativa para el pretratamiento en la desalinización de agua de mar[1], ofreciendo una vida útil más larga y mayor resistencia a las limpiezas químicas en comparación con las membranas poliméricas. Sin embargo, de acuerdo con la literatura[2], su coste y consumo químico son más elevados.

El objetivo de este estudio ha sido evaluar el rendimiento hidráulico de las membranas cerámicas como pretratamiento de agua de mar en condiciones naturales de calidad del Mar Mediterráneo y en condiciones extremas forzadas de proliferación de algas y altas cargas de sólidos. Se ha conseguido optimizar y reducir el consumo de reactivos y limpiezas químicas, maximizando la recuperación de agua y manteniendo una buena permeabilidad.

Materiales y métodos

La evaluación ha sido llevada a cabo en una planta piloto de membranas cerámicas sumergidas alimentada con agua de mar pretratada con rejillas de 2-5 mm en las instalaciones de I+D+i LEAD® de ACCIONA. La planta contaba con sensores para monitorear parámetros del proceso, bombas de dosificación de reactivos, sistema de aireación para contralavados y un tanque de almacenamiento de agua filtrada. Se han definido condiciones experimentales y analíticas para evaluar el rendimiento del sistema en términos hidráulicos y de calidad del agua. Además, se han introducido continuamente ensuciantes y algas (hasta 80 ppm de sólidos suspendidos totales (TSS) y hasta 80-10^6 células/L de algas) y se han establecido condiciones de funcionamiento óptimas para abordar estas situaciones.

Resultados y discusión

El sistema ha demostrado su capacidad para trabajar hasta 200 LMH utilizando agua de mar cruda (promedio turbidez influente 0,34 NTU, TSS 6,91, SDI15 5,02 y Tª comprendidas entre 14,1ºC - 16,8ºC) con una coagulación en línea de 0,5-1 ppm de Fe. Se ha logrado recuperar la permeabilidad mediante retrolavados químicamente mejorados cada 8 horas. En dichas condiciones, la conversión del sistema ha sido de un 95,6%, y se han registrado consumos de productos químicos inferior a 15 mL de NaClO a 15% pureza /m3 producido e inferior a 1 mL de HCl 25% pureza/m3 producido. Respecto a la calidad del efluente, la turbidez media y el SDI15 del permeado han sido inferiores a 0,10 NTU y 2,5, respectivamente.

Referencias

1 Abushawish, A.; Bouaziz, I.; Almanassra, I.W.; AL-Rajabi, M.M.; Jaber, L.; Khalil, A.K.A.; Takriff, M.S.; Laoui, T.; Shanableh, A.; Atieh, M.A.; et al. *Desalination Pretreatment Technologies: Current Status and Future Developments*. *Water* 2023, 15, 1572. https://doi.org/10.3390/w15081572

2 Asif, M.B.; Zhang, Z. *Ceramic membrane technology for water and wastewater treatment: A critical review of performance, full-scale applications, membrane fouling and prospects*. *Chem. Eng*. J. 2021, 418, 129481

Case of study **Nro. 49**

Desarrollo de nuevos tratamientos para la regeneración de aguas residuales tratadas

Javier Rozas[1*], Nuria Oliver[1], Sandra Enguinados[2], Juan Martínez [2] and Luis Garcia[2]

[1] Global Omnium Medioambiente, S.L., Valencia, España.

[2] Empresa General Valenciana del Agua, S.A., Valencia, España.

*Corresponding author: jarozmar@globalomnium.com

Palabras clave: Regeneración, reutilización, Contaminantes de preocupación emergente (CPE)

Resumen: El creciente estrés hídrico en España asociado al cambio climático, está generando un gran interés por la reutilización agrícola de los efluentes de EDAR, dado que este uso puede suponer más del 80% del total del consumo de agua dulce en España. Este estudio pretende determinar cuál es el mejor tratamiento de regeneración, utilizando tecnologías avanzadas de depuración de agua, para asegurar una calidad de agua tratada óptima para su reutilización. En este sentido, con la primera de las tres configuraciones propuestas en el estudio se ha conseguido una calidad de agua de clase A en un 72% de las muestras analizadas. Alcanzando dicha calidad un 94% de las muestras de la segunda configuración.

Introducción

El estrés hídrico, acuciante en toda España, es especialmente grave en el sur peninsular. Una de las soluciones a este estrés hídrico pasa por la reutilización de aguas residuales, tal como exige la Directiva 91/271/CEE del Consejo. Además, se prevé continuista este estrés hídrico en el futuro (Miró et al. 2021). En cuanto a la reutilización de agua en la Comunitat Valenciana, alcanzó en 2023 sólo el 56.3% del total de agua tratada (EPSAR, 2023).

El presente estudio busca una solución eficiente y adaptada a las condiciones del agua a depurar para el cumplimiento del Reglamento (UE) 2020/741. Se pretende alcanzar una calidad de agua depurada de clase A, la máxima calidad contemplada en normativa, con la combinación de tecnologías más eficiente y sostenible tanto técnica como económica y medioambientalmente. Así mismo, se ha analizado la eliminación de CPE por las tecnologías de regeneración de agua probadas en el proyecto siguiendo la propuesta del citado Reglamento.

Con la ejecución de este estudio se persigue la inclusión de las EDARs en la economía circular dentro del ciclo integral del agua, al permitir disponer de un tratamiento regenerativo del agua eficiente y adaptado a su uso posterior. Cumpliendo con ello con los objetivos definidos en el Pacto Verde Europeo (mejorar la calidad del agua de nuestros ecosistemas acuáticos), y contribuyendo a la consecución de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS 6: agua limpia y saneamiento).

Materiales y métodos

Para la realización del estudio, se ha utilizado una planta piloto compuesta por seis tecnologías avanzadas con capacidad de combinarlas independientemente.

Las tecnologías que forman parte de dicha planta son un filtro de discos (FD), un filtro de zeolita (FZ), un módulo de microfiltración (MF), una etapa de ultrafiltración (UF), una filtración con carbón activo (CA) y una desinfección final con irradiación

ultravioleta (UV). Todas ellas dispuestas en serie, en el orden mencionado, y con capacidad de ser, todas ellas, by-paseadas.

Durante el estudio se han probado diversas combinaciones con el fin de determinar la calidad de agua tratada conseguida en base a la clasificación propuesta en el Reglamento (UE) 2020/741. En el presente resumen, se muestran los resultados obtenidos de dos de ellas:

1. FD + FZ + MF + CA + UV
2. FD + FZ + MF + UF + CA + UV

Discusión de resultados

Los parámetros físico-químicos analizados muestran, para la primera configuración, una reducción notable en cuanto a DBO_5, SS y turbidez (Tabla 1). Alcanzando valores medios dentro de los límites establecidos en el citado reglamento para calidades de clase A (Tabla 2). No obstante, dicha reducción resulta insuficiente para producir una calidad de agua efluente de clase A de forma consistente por la variabilidad mostrada (Figura 1). Microbiológicamente (Figura 3), la concentración de *E. Coli* es eliminada únicamente en la irradiación UV, resultando en un valor medio en efluente de 11 UFC/100 mL, ligeramente superior al límite establecido por normativa de 10 UFC/100 mL. Las reducciones de unidades logarítmicas para *E.Coli* y *Enterococos* fueron de 3.13 y 3.56 respectivamente.

Con respecto a la segunda configuración (Figura 2), la consistencia es superior en cuanto a SS y turbidez. Esta regularidad ha permitido validar este tren de tecnologías. Así mismo, se ha observado (Tabla 1) un aumento de entre el 20% y el 45% en el rendimiento de eliminación de los parámetros mencionados. Los análisis microbiológicos para esta configuración muestran rendimientos de eliminación de *E. Coli* del 100% (Figura 4) y del 99% para *Enterococos*. Las validaciones llevadas a cabo según el Reglamento (UE) 2020/741 resultaron en eliminaciones completas de cualquier patógeno analizado.

En ninguna de las configuraciones testadas se encontró *Legionella* ni huevos de Nemátodo en el efluente de la planta.

En cuanto a la eliminación de los CPE, las reducciones alcanzadas dependen fuertemente de las concentraciones medidas en el efluente secundario de la EDAR, siendo en la mayoría de los casos, inferiores al límite de detección. No obstante, aquellos CPE con mayor presencia en la entrada de la planta piloto, propanolol, trazodona y tiabenzadol, se han conseguido eficiencias de eliminación medias de hasta el 45%. Los resultados obtenidos muestran la necesidad de dopar los efluentes secundarios de las EDAR para obtener resultados concluyentes sobre las eficiencias de eliminación de las distintas tecnologías.

Conclusiones

La inclusión de la UF al tren de tratamiento ha permitido alcanzar de forma consistente la calidad de agua de clase A. No obstante, queda por estudiar la posibilidad de alcanzar esta calidad de forma más eficiente mediante otra de las configuraciones propuestas.

Referencias

Memoria de Gestión del año 2023 de la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunitat Valenciana.

Miró, J.; Estrela, M.J.; Olcina, J.; Martín-Vide, J. Future Projection of Precipitation Changes in the Júcar and Segura River Basins (Iberian Peninsula) by CMIP5 GCMs Local Downscaling. 2021, Atmosphere 12(7):879.

Reglamento (UE) 2020/741 del Parlamento Europeo y del Consejo de 25 de mayo de 2020, relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua.

Figuras y tablas

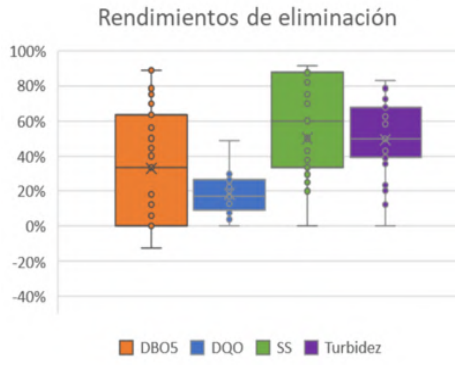


Figura 1 Rendimientos de eliminación de parámetros físico-químicos de la 1ª etapa.

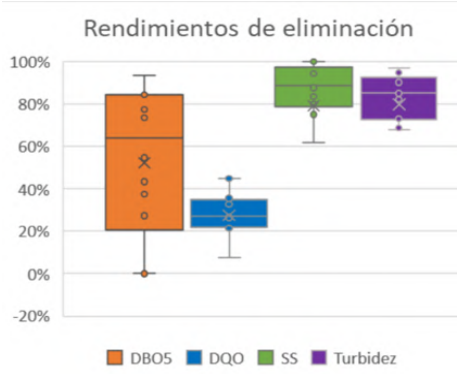


Figura 2 Rendimientos de eliminación de parámetros físico-químicos de la 2ª etapa.

Tabla 1 Rendimientos de eliminación de parámetros físico-químicos.

Parámetro físico-químico	Rendimiento promedio de eliminación (%)	
	1ª Configuración	2ª Configuración
DBO_5	47	67
DQO	18	31
SS	52	89
N_T	10	8
P_T	8	11
Turbidez	51	84

Tabla 2 Concentraciones del efluente de planta piloto.

Parámetro físico-químico	1ª Configuración	2ª Configuración	Límites por normativa para clase A
DBO5 (mg/L)	6 ± 4	9 ± 7	≤10
DQO (mg/L)	24± 4	32 ± 12	-
SS (mg/L)	4 ± 4	1 ± 1	≤10
NT (mg/L)	5.49 ± 1.64	12.31 ± 5.99	-
PT (mg/L)	3.33 ±1.59	2.94 ± 1.02	-
Turbidez (UNT)	2 ± 1	1 ± 1	≤5

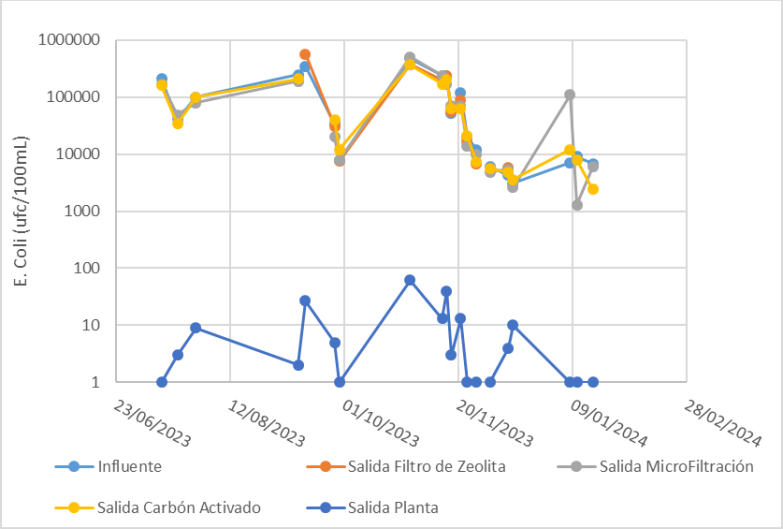


Figura 3 Evolución de la concentración de *E. Coli* en el influente y efluente de cada tecnología del tren de tratamiento de la etapa 1.

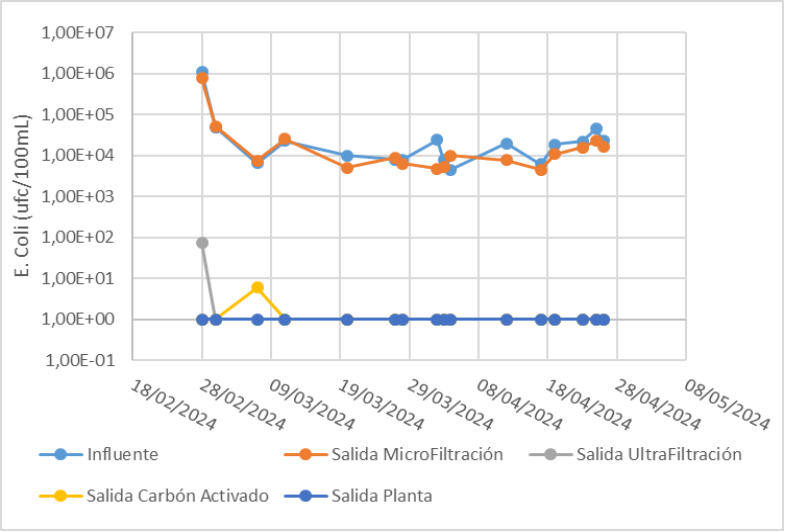


Figura 4 Evolución de la concentración de *E. Coli* en el influente y efluente de cada tecnología del tren de tratamiento de la etapa 2.

Discussion piece **Nro. 50**

¿Es el sector del agua atractivo para los jóvenes?

Rosario Mejuto López[1]

[1] Talent Acquisition en Departamento de Talento y Diversidad de Aqualia.
*Corresponding author: rosariomejutolpz@gmail.com

Abstract

En el entorno VUCA (Volatilily, Uncertainty, Complexity y Ambiguity) que vivimos, las empresas que no comprendan los nuevos retos a los que la sociedad se enfrenta y no sepan predecir qué se espera de ellas, no podrán convertirse en empresas capaces de atraer y comprometer al talento.

En este contexto, cabe preguntarse: *¿es el sector del agua un sector atractivo para los jóvenes?*

Description of discussion topic

El futuro del trabajo está cambiando, y esto es una realidad. El World Economic Forum expuso en su informe de 2022 el concepto de "The Great Resignation". Un fenómeno que se inició en Estados Unidos tras la pandemia, considerado no como la causa, sino como el catalizador para algo que ya se estaba generando en la sociedad.

El agua constituye un elemento estratégico en la economía, siendo utilizada por sectores como la agricultura, industria, y la energía entre otros. Por ello, no solo es importante impulsar su calidad y cantidad sino, contar con profesionales que hagan esto posible, ¿cómo? Se plantean los siguientes puntos que pueden servir de guía:

Ejercicio de escucha por parte de las organizaciones:

Entender lo que los profesionales valoran realizando un ejercicio de escucha tanto hacia los empleados actuales como los potenciales talentos que queremos atraer del mercado. Esto permitirá crear una imagen del sector atractiva, impactando positivamente en la experiencia de empleado o candidato ya que seremos capaces de ofrecer lo que realmente se demanda.

Compromiso bidireccional:

Las empresas que demuestran un compromiso con el desarrollo profesional, el bienestar de sus empleados o la diversidad, entre otros aspectos, tienen una ventaja competitiva a la hora de atraer talento joven. No obstante, esta relación debe ser bidireccional, es decir, los jóvenes también deben mostrar un compromiso con la sociedad y con la empresa para que el resultado sea satisfactorio para ambas partes.

La comunicación como un aliado:

Nos encontramos con muchos jóvenes que, tras finalizar sus estudios, no tienen claro a qué dedicarse. Y es que, si no saben a dónde ir, tampoco sabrán qué camino tomar. Por ello, la comunicación se convierte en un aliado clave de las empresas del sector, permitiéndoles generar impacto en la sociedad y siendo capaces de transmitir a estos jóvenes las oportunidades laborales en la gestión de los recursos hídricos y en el cuidado del medioambiente, así como crear una imagen de marca potente donde se expongan las acciones que se llevan a cabo en el sector.

Discussion piece **Nro. 51**

Desalinización, resolviendo sus dudas

José Luis Marín Delgado[1], Sergio Galván Lucas[2], Bartolomé Marín Fernández[3],

[1]Técnico de proyectos, dirección de tecnologías y redes Aqualia, España

[2]Técnico de proyectos, dirección de tecnologías y redes Aqualia, España

3Director departamento desalación, dirección de tecnologías y redes Aqualia, España

*Autor: *joseluismarindelgado@gmail.com*

Abstract:

Las severas y más frecuentes sequías han provocado que se ponga en riesgo el correcto desarrollo de la vida de las personas y la actividad industrial. La desalinización se ha convertido en un tema de interés para los actores sociales y políticos como una solución para mitigar este problema. En el siguiente artículo se abordan y aclaran tres de las dudas que han aparecido acerca de esta tecnología de obtención de agua potable.

Descripción acerca del artículo

La desalinización es mala para el medio ambiente

Se ha acusado a las desalinizadoras de dañar el fondo marino con sus captaciones y el vertido salino. Actualmente se realizan estudios de dilución y se incorporan sistemas de difusión del rechazo para minimizar el posible impacto sobre la vida marina. Toda esta información queda detallada en una Declaración de Impacto Ambiental (DIA).

Adicionalmente se ha encontrado un aumento de la vida marina alrededor de estas instalaciones mejorando la situación.

La desalinización es un proceso con un alto consumo energético

El proceso de desalinización ha ido evolucionando con el paso de los años desde procesos térmicos hasta procesos de ósmosis inversa mediante membranas que han ido reduciendo el consumo hasta llegar a valores de 3-3,4 kWh/m³ de agua producida. Esto significa que para producir una botella de agua de 1,5L se necesita un equipo de 4,5W funcionando durante 1h. Por ponerlo en contexto, los cargadores de nuestros smartphones con carga rápida suelen tener más de 20W de potencia y tardan esa misma hora en cargar el 80% de la batería.

La desalinización es un proceso muy costoso

Relacionado con el tema anterior a la desalinización se le achaca tener un coste elevado de producción de agua lo que merma las opciones de expansión de estas instalaciones. Gracias a las mejoras que se han ido implementando en las plantas (mejoras en eficiencia energética, materiales más duraderos…) el coste de producción de 1m³ de agua está alrededor de 1 euro. Traducido al ejemplo anterior, producir el agua de la botella costaría tan sólo 0,15 céntimos de euro.

Para finalizar comentar que la desalinización ha hecho frente a todos los posibles problemas que tenía en el pasado convirtiéndose en una forma segura de producir agua de calidad para la sociedad. No es sólo viable, sino que se puede convertir en un seguro para el abastecimiento y una fuente de recursos de alto valor al igual que está sucediendo con las depuradoras.

Case of study **Nro. 52**

Detección de fugas en la red de distribución de agua de la Comunidad de Madrid, gestionada por Canal de Isabel II

Ángela Martínez-Codina, PhD[1] , Palop, D.[2] y Javier Hernanz[1],

[1]Área de Conservación Sistema Guadarrama. Canal de Isabel II.

[1]Área de Operación y Centro de Control. Canal de Isabel II.

*Corresponding author: angelamartinez@canal.madrid

Keywords: detección de fugas; gestión de presiones; caudal mínimo nocturno

Abstract: Las gestoras del agua tratan de reducir las pérdidas de agua de las redes de abastecimiento para minimizar sus consecuencias económicas, sociales y medioambientales. Entre las metodologías empleadas se encuentran la gestión de presiones, los métodos de evaluación de fugas y los métodos de detección de fugas. Se presenta en este artículo una metodología que compagina estas tres técnicas y se aplica a dos sectores de la red de abastecimiento de la Comunidad de Madrid, gestionada por Canal de Isabel II. Los resultados muestran cómo se ha podido reducir las fugas en la red, mejorando la gestión de la misma.

Introducción

Las fugas y roturas en las tuberías de las redes de abastecimiento de agua generan grandes pérdidas económicas, sociales y medioambientales. Las gestoras del agua implantan metodologías y utilizan tecnologías para reducir su frecuencia.

Entre estas metodologías se encuentra la gestión de presiones, considerada como una de las herramientas más efectivas en el control de pérdidas de agua.

Entre los métodos de gestión de fugas se encuentran los métodos de evaluación de fugas, que determinan la cantidad de agua fugada, los métodos de detección de fugas, que tratan de localizar la ubicación de la fuga, y los modelos de control de fugas, que revisan el nivel de fugas actual y futuro (Puust, et.al, 2010).

Las empresas encargadas del ciclo integral del agua utilizan tecnologías de detección de fugas, como pueden ser los prelocalizadores y los geófonos, que se basan en la medición de parámetros, como el nivel de ruido, para posicionar las fugas en la red.

En este artículo, se presentan dos casos de estudios, en la red de abastecimiento de la Comunidad de Madrid, gestionada por Canal de Isabel II, donde se muestra cómo se trabaja en la detección de fugas y roturas, con el fin de minimizar sus consecuencias.

Metodología

La red de distribución de Canal de Isabel II está dividida en sectores para llevar a cabo un mejor control. Esta división junto con la instalación de caudalímetros a la entrada de los sectores, permiten conocer la evolución del caudal a lo largo del tiempo.

Si se analiza el caudal mínimo nocturno y se compara con otros periodos de tiempo, después de eliminar otras posibles incidencias que pudieran dar lugar a aumentos de caudal, para una misma población abastecida, se puede conocer si ha disparado el caudal, por lo que podría existir una fuga potencial.

Una vez se deduce que hay una posible fuga potencial, se realiza la prelocalización de fugas a través de Loggers de sonido para la vigilancia de redes de distribución de agua. Estos prelocalizadores se colocan en elementos de la red, como pueden ser válvulas, o

en la propia tubería, cada cierta distancia. Mediante parámetros relacionados con el ruido, ubican aproximadamente la fuga.

A continuación, con los geófonos, se descartan las interferencias que pueden existir, que se pueden deber a infraestructuras colindantes, como pueden ser los centros de transformación.

Entre las anomalías que se pueden detectar, se encuentran las fugas y roturas en tubería general o en acometidas. Tras su reparación, se vuelve a realizar un control de los caudales mínimos nocturnos del sector, para cerciorarse que se han reducido los caudales a sus niveles habituales, consiguiendo de esta forma, la reducción de las pérdidas de agua en la red de abastecimiento.

Resultados

Se presentan los resultados de la detección de fugas en varios dos, mostrados en la Figura 1, de la red de abastecimiento de la Comunidad de Madrid.

En dichos sectores, se vio que había fugas potenciales y se presenta la evolución de los caudales mínimos nocturnos que llevaron a dicha conclusión (Figura 2, 3, 4 y 5).

Además, se muestra la tecnología empleada para la detección de las fugas, teniendo en cuenta que las puestas de los prelocalizadores se han realizado en zonas de mayor a menor presión, para tratar de relacionar la presión con las roturas.

Se presentan las anomalías encontradas en la red en los casos de estudio, y las reparaciones realizadas para eliminar las fugas detectadas.

Finalmente, se muestran las gráficas de la evolución de los caudales, que concluyen que el sector ha vuelto a su funcionamiento normal sin fugas (Figura 2, 3, 4 y 5).

Conclusiones

El empleo de recursos en la detección de fugas por parte de las gestoras del agua es clave para mejorar su gestión, reduciendo las consecuencias que tienen las pérdidas de agua. En este artículo, se presenta una metodología comprobada que reduce las fugas y roturas en las redes de distribución de agua.

References

Aamo OM (2016) Leak detection, size estimation and localization in pipe flows. IEEE Trans Autom Control 61(1):246–251 IEEE

El-Zahab, S. y Zayed, T. (2019).Leak detection in water distribution networks: an introductory overview.

Martínez-Codina, Á. Metodología de análisis estadístico de roturas en redes de distribución de agua. Tesis Doctoral. ETSI Caminos, Canales y Puertos. Universidad Politécnica de Madrid.

Martínez-Codina, A., Cueto-Felgueroso, L., Castillo, M. y Garrote, L. (2015) Use of pressure management to reduce the probability of pipe breaks: A Bayesian Approach. Jouranl of Water Resources Planning and Management, pp.DOI: 10.1061/(ASCE) WR. 1943-5452.0000519.

Puust, R., Kapelan, Z., Savid, D.A. y Koppel, T. (2010). A review of methods for leakage management in pipe networks. Urban Water Journal, pp. Vol. 7, No.1, 25-45

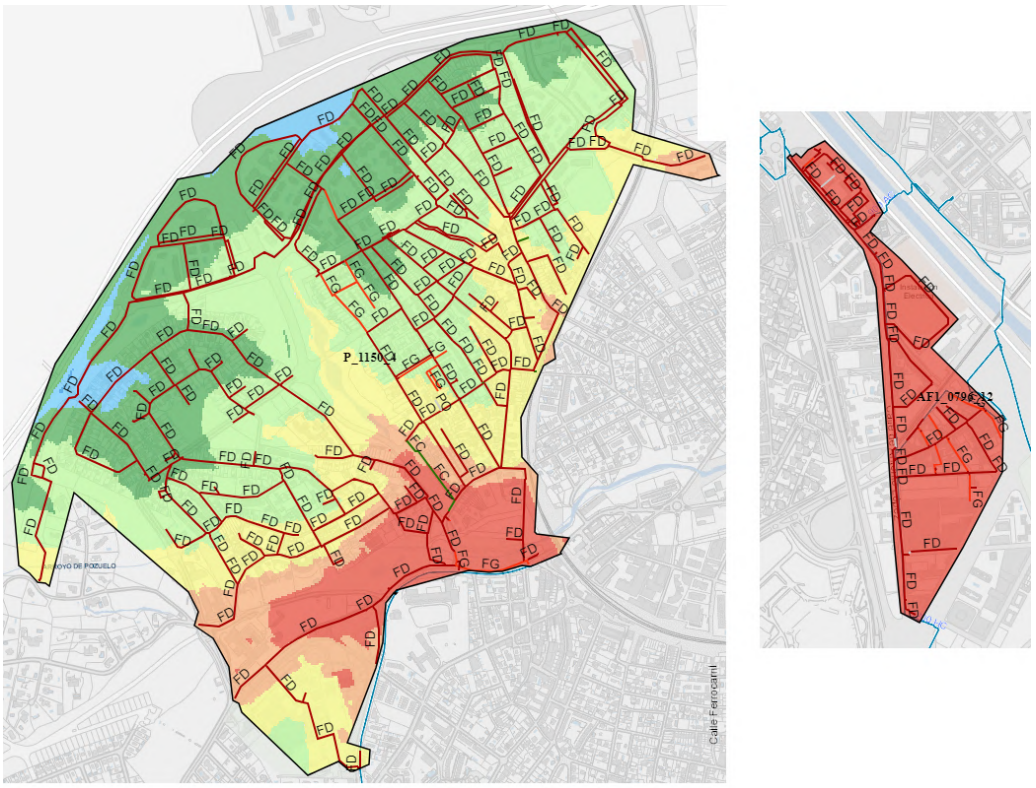


Figura 1 Casos de estudios.

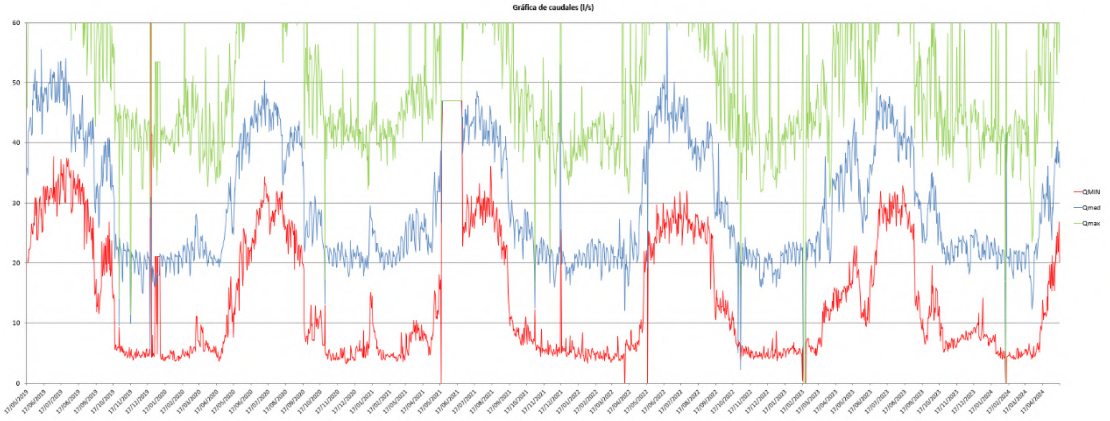


Figura 2. Evolución de los caudales del sector P_1150_4.

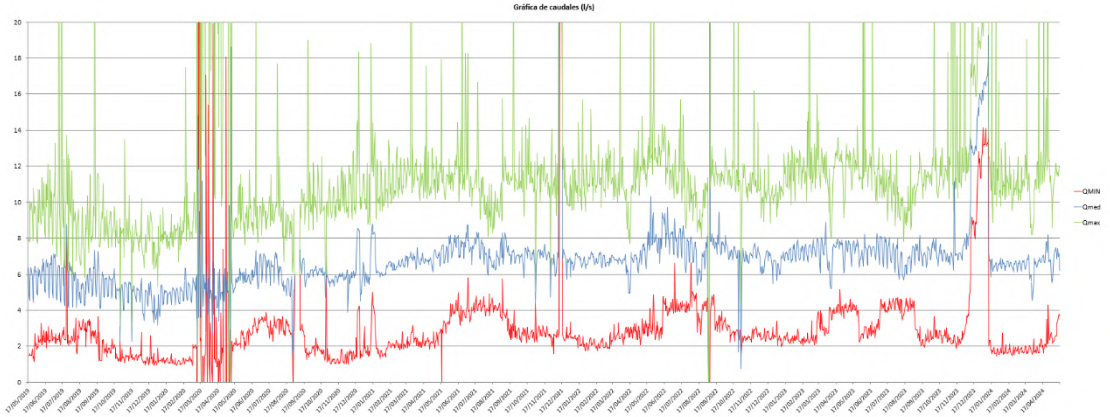


Figura 3. Evolución de los caudales del sector AF1_0796_12.

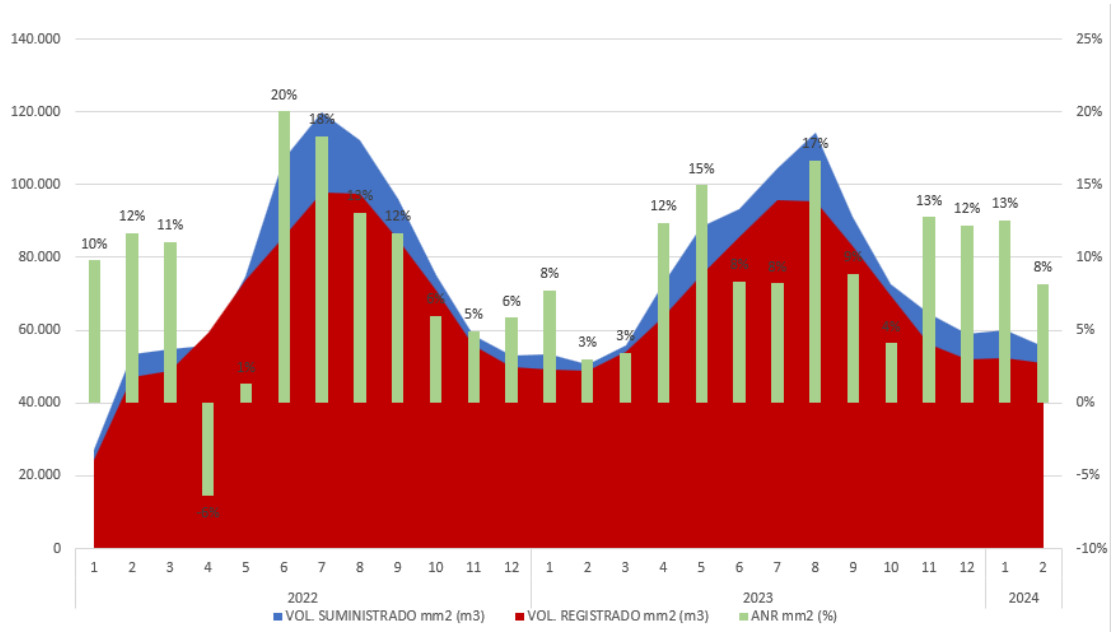


Figura 4. Evolución del agua no registrada (ANR) del sector P_1150_4.

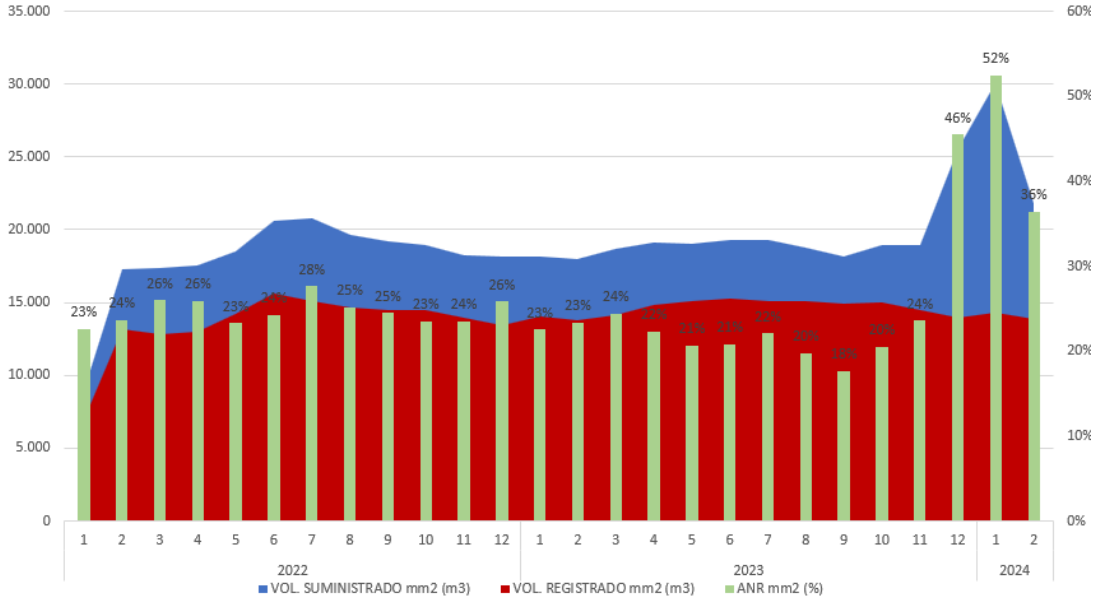


Figura 5. Evolución del agua no registrada (ANR) del sector AF1_0796_12.

Scientific abstract **Nro. 53**

Engineering of a microalgal-bacterial consortium for the removal of organic pollutants from petrochemical industry

Antonio León-Vaz[1,2*], Andrés F. Torres-Franco[1,2], Pedro A. García-Enncina[1,2] and Raúl Muñoz[1,2]

[1]Institute of Sustainable Processes, Dr. Mergelina, s/n, 47011 Valladolid, Spain

[2]Department of Chemical Engineering and Environmental Technology, School of Industrial Engineering, University of Valladolid, Dr. Mergelina. s/n, 47011 Valladolid, Spain

*Corresponding author: antonio.leon@uva.es

Keywords: Biodegradation**,** BTEX *Chlorella vulgaris*, *Rhodococcus opacus*, Symbiosis

Abstract: The presence of organic pollutants in industrial wastewaters causes a severe damage in aquatic environments. In this work, the biodegradation potential of a consortium composed of the microalga *Chlorella vulgaris* and the bacterium *Rhodococcus opacus* was assessed at multiple levels of organic pollutants such as phenol and BTEX compounds. The results showed that *C. vulgaris* tolerated high concentrations of these contaminants and was able to metabolize them. Moreover, the addition of *R. opacus* improved the biodegradation capacity of the consortium, showing promising results for the removal of these pollutants from industrial wastewaters.

Introduction

The increasing demand of energy and industrial products has caused a degradation of water quality in different environments during the last few decades. The key role of diesel, petroleum, and their derivatives in society during the last century, has positioned petrochemical industry as one of the most relevant industries. Unfortunately, petrochemical effluents have significantly contributed to the pollution of aquatic environments. Indeed, petrochemical effluents contain high concentrations of aliphatic hydrocarbons, phenolic compounds, or aromatic hydrocarbons.

The degradation of these compounds using microorganisms emerges as a promising solution to prevent the deterioration of aquatic environments. Although there are many studies using bacteria for biodegradation of these compounds, recent studies have highlighted the potential of different microalgae- bacteria consortia (Parsy et al., 2024). Algal-bacterial consortia reduce the need for mechanical aeration and the risk of pollutant stripping. Thus, the purpose of this work is to develop an effective consortium using the microalga *Chlorella vulgaris* and the bacterium *Rhodococcus opacus* for the removal of different pollutants of petrochemical industry, such as phenol, benzene, toluene, ethylbenzene and *o*-xylene.

Material and Methods

The experiments were performed in 250 mL gas-tight glass bottles with 100 mL of SK medium, using either 30% v/v of CO_2, N_2/CO_2 or air, when corresponded, at an initial optical density of 0.2 at 600 nm. *R. opacus* acclimated to the corresponding contaminant was co-cultured with *Chlorella vulgaris* for 6 days with the single contaminants or a mixture of them. The microalga or the consortium were cultivated at 25 °C and pH adjusted to 6.8, under continuous agitation (300 rpm) and light irradiation (300 µmol m^{-2} s^{-1}). Pollutants tested were phenol, at concentrations of 25, 50 and 100 ppm; and benzene, toluene ethylbenzene or *o*-xylene at aqueous concentrations of 3, 8 and 15 ppm for single experiments. Additionally, a mixture of these pollutants was tested at a

concentration of 25 ppm of phenol and increasing concentrations of benzene (2 to 8 ppm), toluene (2.5 to 8 ppm), ethylbenzene (1 to 3 ppm) and *o*-xylene (0.5 to 1 ppm).

Concentrations of benzene, toluene, ethylbenzene, and *o*-xylene were daily determined by gas chromatography coupled to flame ionization detector (GC-FID). Phenol and catechol concentrations were determined by HPLC coupled to diode array detector (DAD). Microbial growth was monitored via optical density at 600 nm.

Results and Discussion

C. vulgaris tolerated high concentrations of phenol without significant changes in its growth pattern (Fig.1A), even at concentrations of 100 ppm. However, the toxicity of the BTEX was greater than that of phenol, as shown in Fig. 1B-E. Concentrations of ppm of toluene, and 3 ppm of ethylbenzene were lethal for *C. vulgaris* (Fig. 1C and D). Furthermore, all the concentrations tested for *o*-xylene were toxic for the microalga, which could scarcely grow at 1ppm (Fig. 1E), showing that this compound exhibits a higher toxicity than the other pollutants for *C. vulgaris*. Interestingly, this microalga could also biodegrade phenol at all the concentrations tested after 4-5 days. However, the biodegradation levels of BTEX were lower than those of phenol, showing removal efficiencies of 20-50% for benzene, 30-50% for toluene, 60% for ethylbenzene and 30% for *o*-xylene in single pollutant experiments.

Under the presence of a mixture of pollutants, *C. vulgaris* could tolerate lower concentrations of these pollutants than with the single tests: 2 ppm of benzene, 2.5 ppm of toluene, 1 ppm of ethylbenzene and 0.5 ppm of *o*-xylene. In this experiment, the biodegradation levels of these compounds accounted for 70% of the initial concentration of benzene, 65% of toluene, 65% of ethylbenzene and 70% of *o*-xylene, which confirmed the high catabolic potential of this microalga.

The co-culture of *C. vulgaris* and *R. opacus* showed an improvement in BTEX removal. This is more remarkable at high concentrations of contaminants, which are lethal for the microalga and the bacterium can biodegrade these levels of pollutants.

Conclusions

The co-culture of the microalga *C. vulgaris* and the bacterium *R. opacus* represents a promising platform for the biodegradation of different organic pollutants from petrochemical industry, such as phenol, BTEXs or a mixture of thereof. However, further research is necessary to fully understand the interactions between pollutants and the algal-bacterial symbiosis before up-scaling this technology into a relevant petrochemical industry environment.

References

Parsy, A., Ficara, E., Mezzanotte, V., Mantovani, M., Guyoneaud, R., Monlau, F., Sambusiti, C., 2024. Culture of photosynthetic microalgae consortium in artificial produced water supplemented with liquid digestate in closed column photobioreactors and open-pond raceway. Biomass and Bioenergy 184. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2024.107165

Figures and Tables

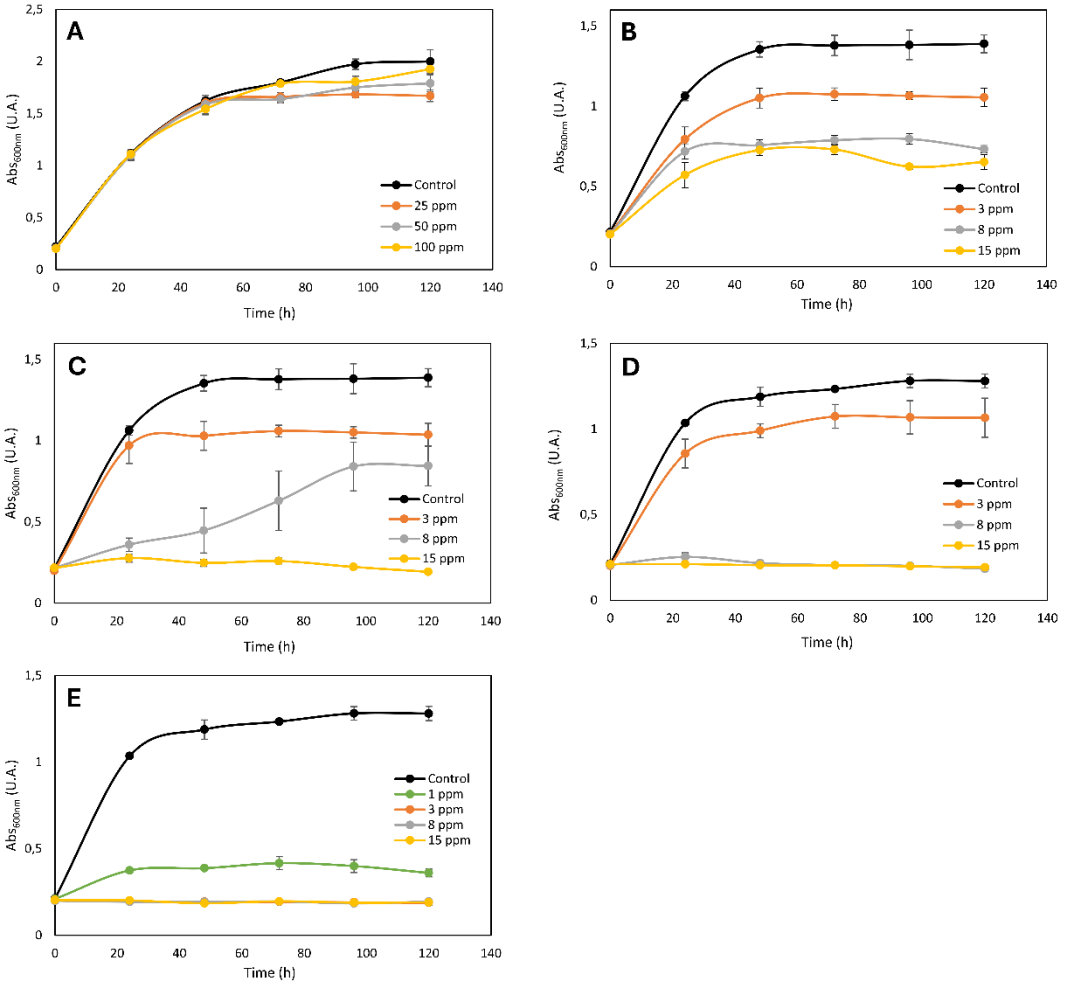


Figure 1 Tolerance of the microalga *C. vulgaris* to increasing concentrations of phenol (A), benzene (B), toluene (C), ethylbenzene (D) and *o*-xylene (E), cultured as described in Materials and Methods.

Scientific abstract **Nro. 54**

Mathematical modelling of a sulfidogenic UASB bioreactor fed with crude glycerol: model calibration, validation and scenario analysis

Eric Valdés[1], Daniel González[1], Giulio Munz[2] and David Gabriel[1*]

[1]GENOCOV research group, Department of Chemical, Biological and Environmental Engineering, Universitat Autònoma de Barcelona, Spain.

[2]Department of Civil and Environmental Engineering, University of Florence, Via di S. Marta, 3, 50139, Firenze, Italy

*Corresponding author: david.gabriel@uab.cat

Keywords: Upflow Anaerobic Sludge Blanket; Sulfate-reduction; Methane production

Abstract: In this work a mathematical model of a sulfidogenic UASB bioreactor was calibrated, validated, and used for a scenario analysis. The model aimed to describe the outcompetition of sulfate-reducing (SR) populations over methanogens due to the accumulation of slime-like substances (SLS) coming from the inlet crude glycerol solution. After calibration the model could accurately describe the outcome of the main carbon (C) and sulfur (S) species, for 280 days of operation. Its predictive capability was validated with a different dataset operating under dynamic feeding conditions. Finally, a scenario analysis was conducted to assess the outcomes under 2 different scenarios: use of crude glycerol and pure glycerine.

Introduction

Treatment of sulfate-rich effluents in sulfidogenic reactors has been proposed as a sustainable alternative for the recovery of metals from S- and metal-rich effluents (SULFATEQ process) as well as the recovery of elemental sulfur from SOx-rich waste gases (SONOVA process, Mora et al., 2020). In such processes, the first stage of the biological treatment is based on sulfate reduction (SR) to sulfide, often carried out in UASB reactors. Amongst others, crude glycerol has been shown as a proper electron donor for SR (Mora et al., 2020). However, (Zhou et al., 2024) reported a progressive loss of performance after 100 days of operation due to degranulation and granule flotation related with the formation of a slime-like substance (SLS) that contained a high concentration of long-chain fatty acids (LCFA), particularly palmitic acid, which can inhibit methanogenesis (Deaver et al., 2020) . In addition, several authors have reported a change in the performance of UASB reactors inoculated with methanogenic sludge when sulfidogenesis becomes a competitive process for the C source. Under certain conditions, methanogenic activity is lost, leading to an increase in the outlet chemical oxygen demand (COD), primarily in the form of volatile fatty acids (VFAs), essentially acetate.

In this work, the UASB reactor with sulfate reduction using glycerol as an external carbon source was modeled with a special focus on SLS accumulation and its effects on the long-term dynamics of volatile suspended solids (VSS), carbon (C) and sulfur (S) species. The model incorporates glycerol fermentation, sulfate-reduction and methanogenic processes and tackles the competition between five different trophic groups – fermenters, heterotrophic and autotrophic sulfate-reducers, acetoclastic and hydrogenontrophic methanogens. While the over-competition of sulfate-reducers over methanogens has been widely reported in the literature and even modelled, no study has mathematically described this phenomenon by means of the mass-transfer limitations caused by the accumulation of impurities – namely SLS – inside the reactor. After model calibration and validation, the model was used to predict the potential impact of 2 different

scenarios – use of crude glycerol and glycerine – on process performance. The results of the final part of this study are still a work in progress and for that reason they are not shown in this abstract.

Materials and Methods

The mathematical model was developed based on two main pillars: a hydraulic model which aimed at the proper description of the solids' dynamics along the height of the UASB, and the kinetic model which targeted to accurately describe the conversion of C and S species by the different trophic groups. Both sides of the model are interconnected by means of an inhibition term, which encapsulates the effects of the accumulation of SLS – represented as a solid fraction of the inlet TOC solution – over the growth of the different trophic groups. A methodic procedure was applied in order to calibrate the model, consisting of 3 main steps: a) model pre-calibration, in which the main key parameters affecting the hydraulic model were calibrated; b) sensitivity analysis to identify the most critical parameters of the kinetic model; c) model calibration, which involved the calibration of the 7 most sensitive parameters found in the sensitivity analysis. The model was calibrated using the experimental data from the operation of (Zhou et al., 2024) under steady- state feeding conditions, and validated using the data from (Fernández-Palacios et al., 2019), with dynamic feeding conditions.

Results and Discussion

The model calibration outcomes for the different C species during the first 280 days of operation of the sulfidogenic UASB can be seen in Figure 1. These results showcase a nice capability of the model to describe the transition between methanogenic and non-methanogenic conditions of the reactor. As can be observed, methane production starts decreasing after 100 days of operation due to the inhibitive effect of SLS accumulation – not shown in the plot –, which leads to volatile fatty acids accumulation, mostly in the form of acetate. The model validation outcomes under dynamic feeding conditions are shown in Figure 2, and they portray the reliability of the proposed model in predicting the accumulation of VFAs due to the loss of methanogenic activity, as well as the dynamics of sulfate reduction, through 6 different experimental phases with changing HRT and inlet sulfate and TOC concentrations.

Conclusions

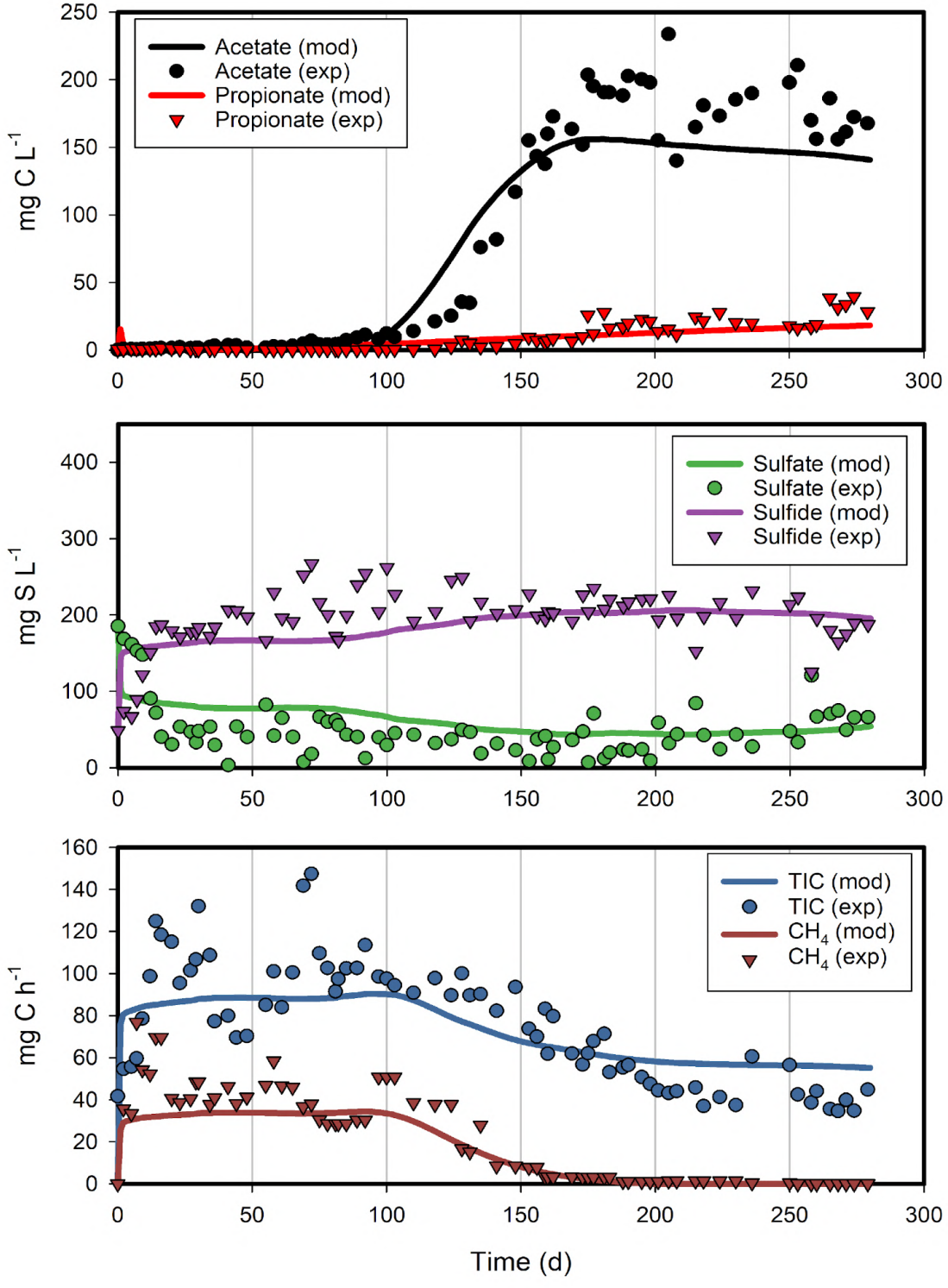
A mathematical model describing VSS, C and S species in a sulfidogenic UASB bioreactor was successfully calibrated and validated under two different sets of experimental data, respectively. The model was capable of properly describing the transitional dynamics between methanogenic and non-methanogenic conditions of the system by means of integrating a gradual inhibition process caused by the accumulation of SLS. Finally, model validation demonstrated a good predictive capability of the model under dynamic inlet conditions.

References

Deaver, J. A., Diviesti, K. I., Soni, M. N., Campbell, B. J., Finneran, K. T., & Popat, S. C. (2020). Palmitic acid accumulation limits methane production in anaerobic co-digestion of fats, oils and grease with municipal wastewater sludge. Chemical Engineering Journal, 396.

Fernández-Palacios, E., Lafuente, J., Mora, M., & Gabriel, D. (2019). Exploring the performance limits of a sulfidogenic UASB during the long-term use of crude glycerol as electron donor. *Science of the Total Environment*, *688*, 1184–1192

Mora, M., Fernández-Palacios, E., Guimerà, X., Lafuente, J., Gamisans, X., & Gabriel, D. (2020). Feasibility of S-rich streams valorization through a two-step biosulfur production process. *Chemosphere*, *253*.
Zhou, X., Fernández-Palacios, E., Dorado, A. D., Lafuente, J., Gamisans, X., & Gabriel, D. (2024). The effect of slime accumulated in a long-term operating UASB using crude glycerol to treat S-rich wastewater. *Journal of Environmental Sciences (China)*, *135*, 353–366.



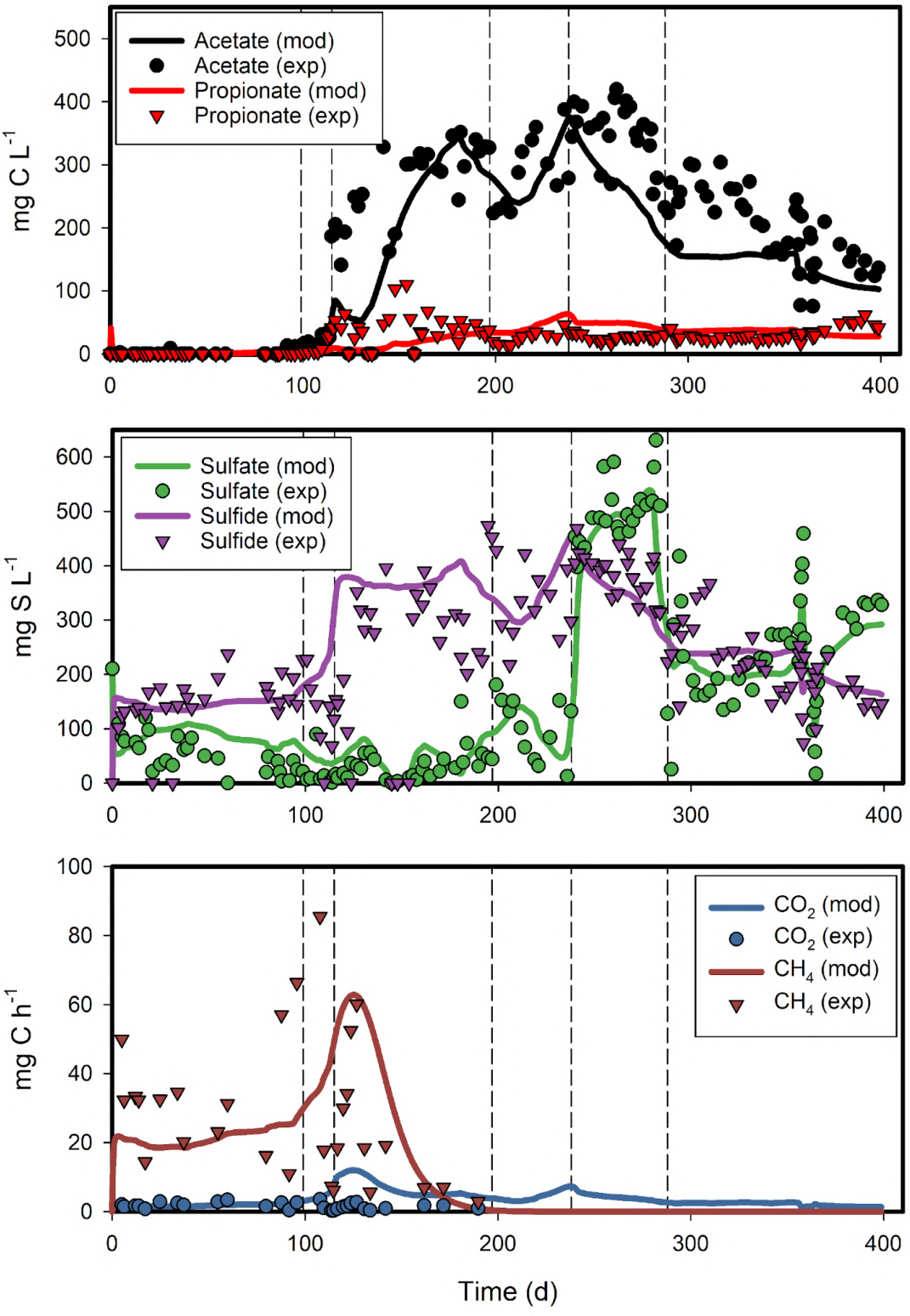


Figure 2. Model validation results of: (A) Acetate and propionate outlet concentrations, (B) sulfide and sulfate outlet concentrations and (C) methane and CO_2 outlet mass flowrates. The vertical dashed lines separate the 6 different experimental phases, the conditions of which can be found in table 2.

Case of study **Nro. 55**

Caso de éxito en Donostia-San Sebastián: Reducción del ANR y control de la eficiencia de la red de abastecimiento

Ander Farre[1]

[1] Ingeniero Hidráulico SERVICIOS INTEGRADOS EN PROCESOS DEL AGUA, C/ Urgozo nº10. Bajo. 48013 Bilbao, España (e-mail: afarre@seipa.es)

Keywords: Abastecimiento, Agua No registrada (ANR), Control de Fugas.

Abstract: Este caso de estudio centrado en la red de abastecimiento de Donostia-San Sebastián, pretende mostrar la implantación de un sistema de reducción de agua no registrada (ANR) y un control en la eficiencia del rendimiento de la red, utilizando un modelo matemático y un sistema de telecontrol que nos permita gestionar los datos recibidos en el centro de control, con el fin de reducir las pérdidas de agua y gestionar con mayor eficacia los trabajos de las brigadas de detección de fugas. Este trabajo se convierte en una sistemática imprescindible para el control del agua no registrada.

Introducción

La creciente escasez de agua está forzando un cambio en la concepción sobre este recurso, de tal forma que la gestión actual centrada en garantizar una mínima calidad de servicio con independencia de los costes asociados a la captación, tratamiento y distribución del agua han evolucionado hacia nuevos modelos más eficientes.

Por ello, la gestión del agua tiene como objetivo la recuperación de los costes para el uso eficiente del agua y la sostenibilidad ambiental en la actividad. De ahí que, las nuevas prioridades a la hora de gestionar las infraestructuras existentes pasan por la reducción de fugas de las redes secundarias, así como el aumento del rendimiento hidráulico en las redes urbanas. El MODELO MATEMÁTICO y un SISTEMA DE TELECONTROL son las herramientas idóneas con las cuales conocer el comportamiento real de la red de su estado actual y futuro, para poder acometer soluciones con el fin de reducir esas pérdidas de agua y conseguir una red más eficiente.

Método y análisis

La modelización de la red de Donostia-San Sebastián que se muestra, se ha realizado utilizando el software Epanet. EPANET es un software de distribución libre para el análisis de sistemas de abastecimiento de agua potable. El programa es de dominio público y es desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos.

Para el desarrollo del estudio, el primer paso es realizar un análisis y actualización de la información disponible utilizando sistemas de Información Geográfica (GIS), así como conocer el funcionamiento actual del sistema.

Una vez definido el funcionamiento y analizados los datos, se realiza la geocodificación de los consumos del municipio utilizando las direcciones disponibles en el padrón para luego asignarlos al modelo.

El siguiente paso es la modelización de la red, que se basa en discretización de los elementos que componen la red al software y generar el modelo hidráulico (tuberías, válvulas, depósitos, bombas, patrones de consumo, consignas, etc.). (Véase Figura 1)

Posteriormente, se realiza el ajuste de caudales y la calibración de las presiones, se realiza comparando los resultados del caudal (12 caudales de salida de depósito) y de

las presiones de los nodos con los registros en campo realizados (64 registros) o disponibles en la zona de estudio (15 registros de presión en reductoras). Con el modelo ya calibrado ya disponemos de un modelo real con la que poder controlar el rendimiento de la red, definir las mejoras de diseño y operatividad necesarias para el funcionamiento óptimo y sostenible. (Véase Figura 2)

Resultados y conclusiones

La red de abastecimiento de Donostia-San Sebastián cuenta con 494 km de tubería, 8 grandes depósitos, 7 pequeños depósitos y 13.190 acometidas, para una población de 189.849 habitantes y con 91.803 contadores. Con objetivo de mejorar el rendimiento hídrico, se realizó una propuesta de sectorización utilizando el modelo matemático calibrado.

La sectorización tiene como finalidad aumentar el control sobre el consumo de la red y obtener una red más eficiente. Para realizar la sectorización se utilizando diferentes criterios (definir líneas arteriales, sectores 10-15 km, entrada de agua única, presión similar, evitar fondos de saco, menor número de válvulas frontera, con capacidad de abastecer a sectores colindantes). Una vez definidos los sectores se realiza el confinamiento de cada sector, verificándolo en campo, cerrando las válvulas fronteras de cada de sector y dejando solo paso de agua por la válvula de entrada al sector, se instala un registrador de presión en algún elemento dentro del sector y se cierra la válvula de entrada al sector para comprobar que la presión baja a mínimos. Se definieron 58 sectores, se etiquetaron 255 válvulas frontera y se realizaron 79 cortes de agua para definirlos. (Véase Figura 3)

Comprobado el correcto confinamiento de los sectores, se procede a instalar los elementos de telecontrol que registraran los datos de entrada a cada uno ellos. Se dimensiona y se define la obra civil (50 arquetas de hormigón armado), los equipos a instalar y la telemetría necesaria (55 caudalímetros electromagnéticos con su respectiva telemetría), para controlar el caudal y la presión a la entrada al sector.

Cuando se hayan instalados todos elementos de telecontrol y están transmitiendo datos, es necesario disponer de un centro de control en el cual telegestionar toda la información enviada, para controlar las alarmas de emergencia, realizar análisis de datos, emisión de informes y dirigir los trabajos de las brigadas de detección de fugas atendiendo a las alarmas en la variación en los caudales mínimos nocturnos, priorizando los sectores a revisar. Una vez localizas las fugas y reparadas se comprueba en el centro de control los caudales mínimos nocturnos y se verifica que vuelven a sus valores normales, sin generar alarmas en el sistema. (Véase Figura 4)

El modelo y el sistema de telecontrol para el agua no registrada, es un trabajo fundamental para mantener y optimizar el rendimiento de los sistemas de abastecimiento urbano en unos niveles que permitan tanto el ahorro de costes de agua, como el ahorro de un bien tan preciado en esta época de cambio climático con sequias prolongadas, como se muestra en los resultados. (Véase Figura 5 y 6).

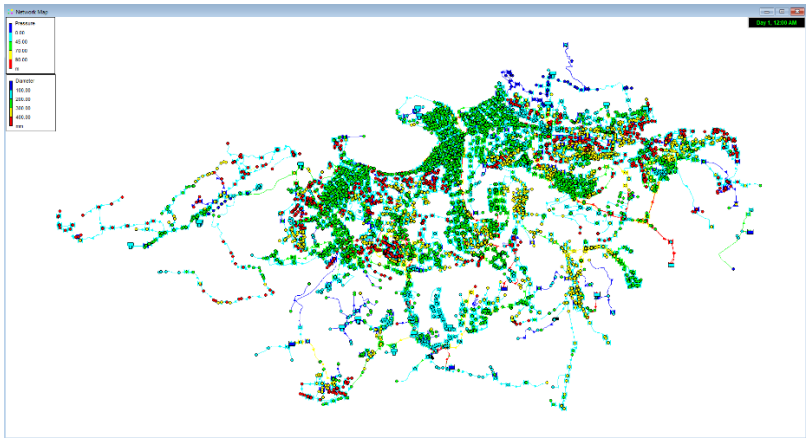


Figura 1. Modelo matemático (EPANET)

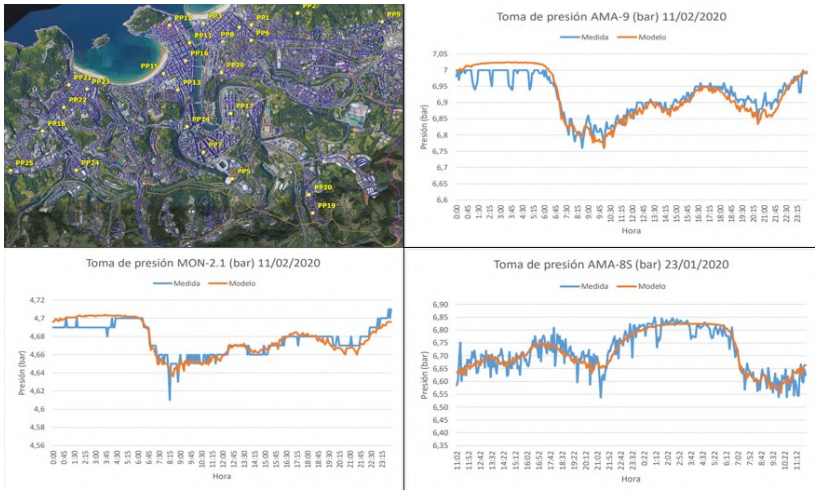


Figura 2. Calibración Modelo matemático (EPANET-DATOS

Figura 3. Sectorización implementada

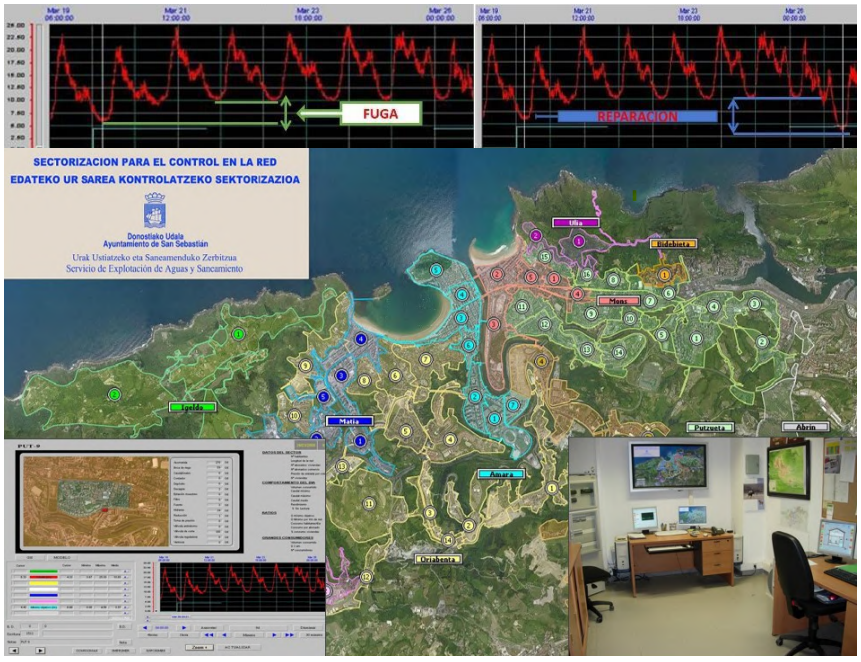


Figura 4. Centro de control

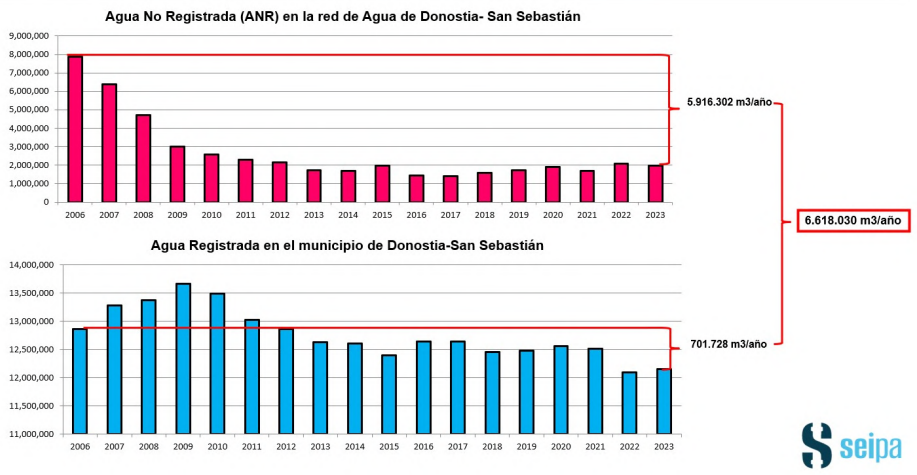


Figura 5. Agua No Registrada (ANR) Y Agua Registrada

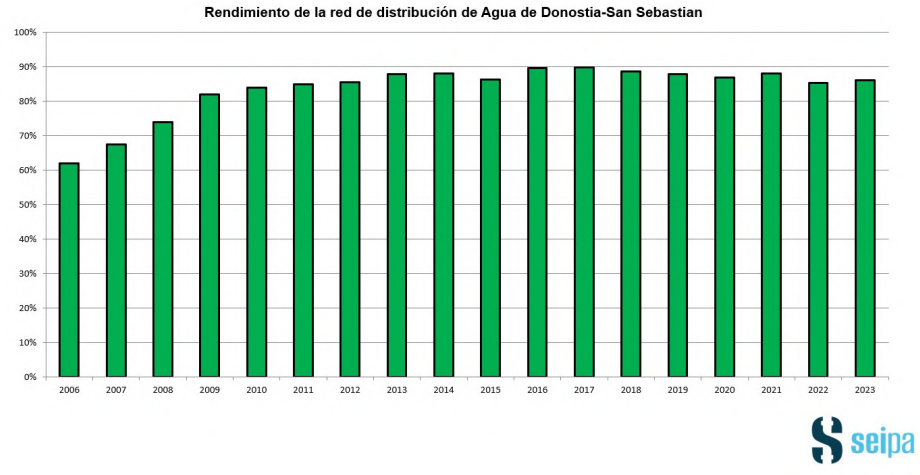


Figura 6. Rendimiento de la red de distribución de Agua

Scientific abstract **Nro. 56**

Fermentación anaerobia de residuos orgánicos a bajos tiempos de retención hidráulico

Marta de Vicente[1], Elia Tomás-Pejó[1] and Cristina González-Fernandez[1,2,3]

[1] Unidad de Procesos Biotecnológicos, IMDEA Energía, Móstoles, Madrid, 28935, España.
[2] Departamento de Ingeniería Química y Tecnología medioambiental, Escuela de Ingeniería Industrial, Universidad de Valladolid, Dr. Mergelina, s/n, Valladolid, 47011, España.
[3] Instituto de Procesos Sostenibles, Dr. Mergelina, s/n, Valladolid, 47011, España.
*Correspondencia: cristina.gonzalez@imdea.org

Keywords: Fermentación anaerobia, Tiempo de retención hidráulico, Ácidos grasos de cadena corta

Abstract: La fermentación anaerobia (FA) es una tecnología actualmente estudiada para la producción de ácidos grasos de cadena corta (AGCCs) que pueden ser una alternativa sostenible a petroderivados. Por su similitud, al emplear material solido como sustrato, la tendencia es utilizar largos tiempos de retención. Sin embargo, esta investigación demuestra que se pueden emplear bajos tiempos de retención (8-10 días) sin comprometer una alta bioconversión a AGCCs (60-70%). En cuanto al microbioma, se identificó también los beneficios de utilizar un sistema bacteriano con alta diversidad metabólica como inóculo en lugar de fangos adaptados a condiciones restrictivas (bajos pH y bajos HRT).

Introducción

En línea con la economía circular, hoy en día es necesario revalorizar los residuos orgánicos para su conversión en bioenergía o en bioproductos de alto valor añadido y de este modo, recuperar recursos. Estos bioproductos podrían sustituir a los compuestos derivados del petróleo, como es el caso de los ácidos grasos de cadena corta (AGCC). Los residuos agrícolas han demostrado ser una materia prima prometedora para la producción de AGCC (Greses et al, 2021). Los AGCCs se producen en una digestión anaerobia desequilibrada, de forma que solo el proceso de fermentación es llevado a cabo. Al contrario que la digestión anaerobia, la fermentación anaerobia es una tecnología menos conocida y debe ser optimizada. El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto de diferentes inóculos, así como la influencia de bajos TRH sobre la producción de AGCCs.

Materiales y métodos

Los residuos empleados fueron una mezcla de pepino, calabacín, tomate y melón (25% p/p). La composición de la materia prima se determinó como demanda química de oxígeno (DQO) total y soluble, sólidos totales y volátiles (ST y SV), nitrógeno total (NKT) y amonio (NH_4^+-N). Se calculó el contenido de carbohidratos, proteínas, lípidos y cenizas. Se operaron dos reactores anaerobios de 1 L a 25°C, pH 6 y una carga volumétrica de 3 g VS/Ld. El primer reactor funcionó con un TRH de 10 días (R1). Una vez alcanzado el estado estacionario, el TRH se redujo a 8 días (R2), utilizando como inóculo el microbioma adaptado previamente (en R1). Por otro lado, R3 se ajustó directamente a un TRH de 8 días (R3). Como inóculo para R1 y R3 se empleó fango anaerobio proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales.

Las muestras se caracterizaron dos veces por semana midiendo la DQO total y soluble, ST y SV y el pH de los efluentes. Se determinó la producción de AGCC mediante HPLC, y la composición gaseosa mediante un GC_TCD. Alcanzado el estado

estacionario, se evaluó la eficiencia global del proceso determinando la producción de AGCC, la bioconversión, la acidificación y la hidrólisis.

La población microbiana se identificó en los estados estacionarios mediante extracción de DNA y posterior secuenciación.

Resultados y discusión

La valorización de residuos agrícolas mediante fermentación anaerobia permitió una producción de AGCC de 15,9, 15,6 y 14,6 g/L para R1, R2 y R3, respectivamente. Estas concentraciones correspondieron a una bioconversión de 58,5, 60,1 y 71,8 % (AGCC-DQO/DQOalimentada) (Tabla 1). La producción de AGCCs y la bioconversión observadas en R1 fueron similares a las alcanzadas por Greses et al. (2020), cuando se utilizaron residuos alimentarios similares en CSTRs operados a 9,3 y 10,2 días de TRH. R3 alcanzó los rendimientos de bioconversión más altos de los que se tiene constancia a un TRH tan bajo (8 d). Esta elevada bioconversión se vio favorecida por el perfil de AGCC (más capróico). En los 3 reactores, los ácidos predominantes fueron butírico, y acético. La acidogénesis y la hidrólisis (% de eliminación de VS) también fueron similares en los 3 reactores. Los altos porcentajes de acidificación indicaron una elevada actividad microbiana, sin inhibición en la fase acidogénica. Las diferencias en las bioconversiones se atribuyeron a diferencias en los inóculos microbianos y en el TRH utilizado, como también se evidenció mediante el análisis de poblaciones bacterianas.

Conclusiones

Las condiciones operativas aplicadas y los inóculos utilizados permitieron obtener elevadas conversiones de residuos en AGCC. La alta concentración de AGCC y las eficiencias de bioconversión alcanzadas con lodos convencionales y un TRH de 8 días (R3) demostraron que estas condiciones promovieron una comunidad bacteriana capaz de hidrolizar los residuos agroindustriales y convertir la materia orgánica en productos específicos. La comunidad microbiana se especializó y permitió una alta acidificación. Caproico y valérico, de gran interés industrial, representaron el 29% del total de AGCCs. En comparación con la digestión convencional, los TRH aplicados en la FA para la producción de AGCC son mucho menores, pudiéndose tratar caudales de residuos más elevados y obtener productos químicos alternativos a los derivados del petróleo.

Referencias

Greses, S., Tomás-Pejó, E., González-Fernández, C. (2021). *Short-chain fatty acids and hydrogen production in one single anaerobic fermentation stage using carbohydrate-rich food waste*. J Clean Prod. 284.

Greses, S., Tomás-Pejó, E., Gónzalez-Fernández, C. (2020). *Agroindustrial waste as a resource for volatile fatty acids production via anaerobic fermentation*. Bioresour Technol. 297.

Figuras y tablas

Tabla 1: *Media y desviación estándar de la eficiencia de los reactores de FA durante la fase estable del proceso.*

CSTR	R1 - HRT 10 d	R2 - HRT 8 d – Fango adaptado	R3- HRT 8 d- Fango convencional
AGCCs (g/L)	15.9 ± 0.7	15.6 ± 1.0	14.6 ± 0.4
AGCCs (g DQO/L)	25.1 ± 1.8	23.8 ± 1.9	24.5 ± 0.6
Acidificación (%)	99.0 ± 3.5	96.2 ± 3.8	94.7 ± 3.5
Bioconversión (%)	58.5 ± 5.9	60.1 ± 4.1	71.8 ± 3.1
Eliminación SV (%)	36.2 ± 6.8	41.8 ± 3.4	46.2 ± 1.5
DQO Soluble / DQO Total (%)	56.3 ± 6.5	73.1 ± 5.2	77.7 ± 2.4

Scientific abstract **Nro. 57**

Experimental Study of the Parameters Affecting the Standard Oxygen Transfer Efficiency on WWTP

Oscar Prades-Mateu[1*], Guillem Monrós-Andreu[1], Salvador Torró[1], Raúl Martínez-Cuenca[1] and Sergio Chiva[1]

[1]Departament d'Enginyeria Mecànica i Construcció, Universitat Jaume I, Spain

*Corresponding author: oprades@uji.es

Keywords: oxygen transfer efficiency; aeration system; conductivity needle probe

Abstract: This study examines the effect of diffuser layout and flow rate on SOTE (standard oxygen transfer efficiency). Parameters responsible for SOTE variation are investigated, such as bubble generation size, bubble contact time, or coalescence. Oxygen probes, conductivity needle probes (CP), high-speed camera (HSC) and an acoustic Doppler velocimeter (ADV) are used for system characterization. Finally, the hydrodynamic results and local flow parameters are correlated with SSOTE outcomes.

Introduction

In WWTPs, aeration can account for 50% to 60% or even more of the total energy consumption. In recent years, efforts have focused on improving the efficiency of aeration systems. A key parameter is the Standard Oxygen Transfer Efficiency (SOTE), whose calculation is governed by the ASCE standard (1990).

There are numerous design parameters of an aeration system that affect the SOTE, such as the diffuser layout, the operating flow rate, or the diffuser type (Behnisch et al., 2020). These parameters impact mass transfer factors like bubble size, contact time, and turbulence. This study experimentally examines their relationship with diffuser layout and flow rate.

Material and Methods

The experimental setup consists of a 1.3 x 1.3 meters reactor with a height of 1.2 meters (Figure 1-a), which is located inside a cylindrical steel reactor with windows. At the base of the reactor, there is a matrix of 4 x 4 diffusers, where each diffuser can be independently controlled. In Figure 1-b, there is a P&ID diagram of the installation. The total flow rate of the system is controlled with a mass flow meter (Bronkhorst EL-FLOW F-203AV), and the diffuser lines have been adjusted to ensure flow rate differences are less than 5%. Nitrogen is used for deoxygenation.

For mass transfer tests, dissolved oxygen probes have been used following the ASCE standard (1990). Hydrodynamic characterization has been carried out using the acoustic Doppler velocimetry (ADV) technique. Finally, for obtaining local gas-phase flow parameters, conductivity needle probes (CP) have been used. A high-speed camera (HSP) has been used for CP measurements validation.

Three diffuser distributions have been studied (Figure 2). The homogeneous distribution has been studied in more detail, examining three different flow rates. The effect on the SOTE of the diffuser distribution and flow rate is studied separately.

Results and Discussion

The research has been focused on two main parts: the study of the influence of flow rate in the homogeneous case and the study of the effect of diffuser distribution for the same flow rate. Table 1 shows the specific standard oxygen transfer efficiency (SSOTE) results obtained for the different cases studied.

The higher the flow rate, the lower the SSOTE (Behnisch et al., 2020), presumably caused by two reasons: the reduction of contact time due to the increase in liquid velocity and the increase in bubble size. It can be seen in Figure 3-a how the gas-phase velocity increases considerably from Q1-H to Q2-H, whereas from Q2-H to Q3-H there is almost no change. The variation between Q2-H and Q3-H occurs at the initial heights, where the plumes converge at about 0.5 meters; the gas-phase velocity is similar. An increase in bubble size with flow rate (Figure 3-b) is observed. An increase in bubble size with height has also been observed. This increase can be explained by the presence of coalescence, which has been observed with an HSC.

For the same total flow rate of a system, the higher the diffuser density, the higher the SSOTE (Behnisch et al., 2020). This is likely due to two factors: a lower flow rate per diffuser, resulting in smaller bubbles, and greater difficulty in generating convective currents. This effect is observed when comparing flow rate Q1 across the three distributions (Figure 3), in the case Q1-H, a lower velocity and bubble size are observed compared to the cases Q1-CL and Q1-QX. The reduction in velocity from a certain height is not observed in the case Q1-CL due to the currents generated by the merging of the two diffusers lines (Figure 4). The bubble size is similar in Q1-CL and Q1-QX and is smaller than in the case of Q2-H, this can be attributed to the reduction of coalescence. The SSOTE is similar between Q1-CL and Q1-QX, even slightly higher in the case of Q1-QX, which exhibits a lower bubble velocity.

Conclusions

Based on CP and ADV measurements, it has been observed that an increase in flow rate leads to a reduction in SSOTE, which aligns with the increase in bubble size and gas phase velocity observed. The results suggest that an increase in diffuser density decreases the flow rate per diffuser, leading to an increase in the SSOTE. For Q1-CL and Q1-QX, no substantial differences in SOTE were found, likely due to the high diffuser density minimizing the impact of layout variations.

Acknowledgments

The authors express their gratitude to the grant DASAE3 (PID2021-128405OB-I00) funded by MICIU/AEI/10.13039/501100011033 and by "ERDF A way of making Europe". Additionally, acknowledgement is extended to the "Complementary Plan THINKINAZUL, Component 17 'Institutional Reform and Capacity Strengthening of the National Science, Technology, and Innovation System'. Recovery, Transformation, and Resilience Plan (PRTR)."

References

Behnisch J., Schwarz M. and Wagner M. (2020). Three decade of oxygen transfer tests in clean water in a pilot scale test tank with fine-bubble diffusers and the resulting conclusions for WWTP operation. *Water practice & Technology*, **15**(4), 910-920.

Figures and Tables

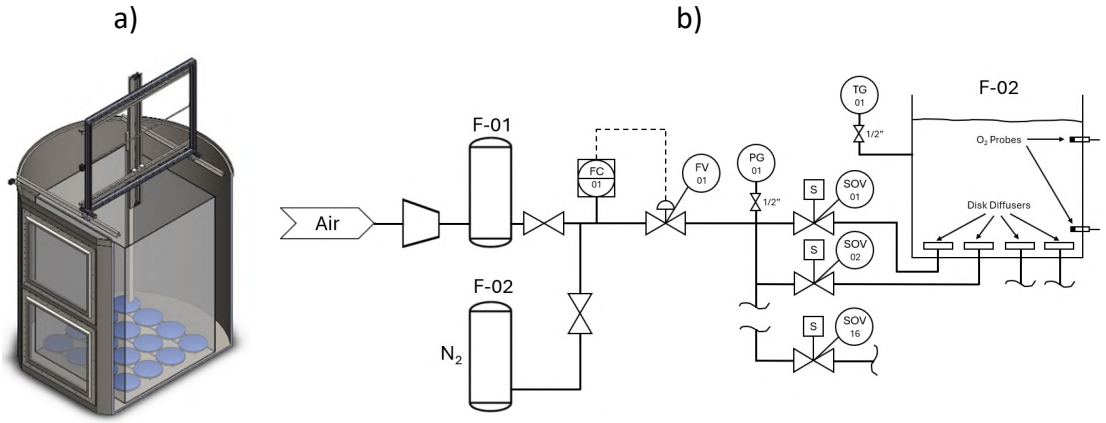


Figure 1 Experimental setup CAD model (a). P&ID diagram of the experimental setup (b).

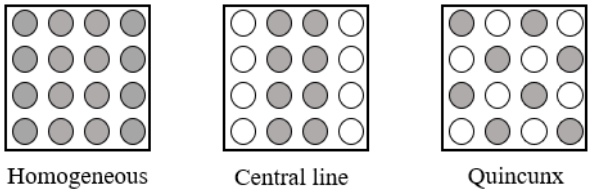


Figure 2 Diffuser layout.

Table 1 Description of the studied cases and the SOTE obtained.

Case	Diffuser layout	Total flow rate [m^3/h]	Number of diffusers [-]	SSOTE [%/m]
Q1-H	Homogeneous	10	16	11.4
Q2-H	Homogeneous	20	16	9.4
Q3-H	Homogeneous	40	16	8.3
Q1-CL	Central line	10	8	9.3
Q1-QX	Quincunx	10	8	9.4

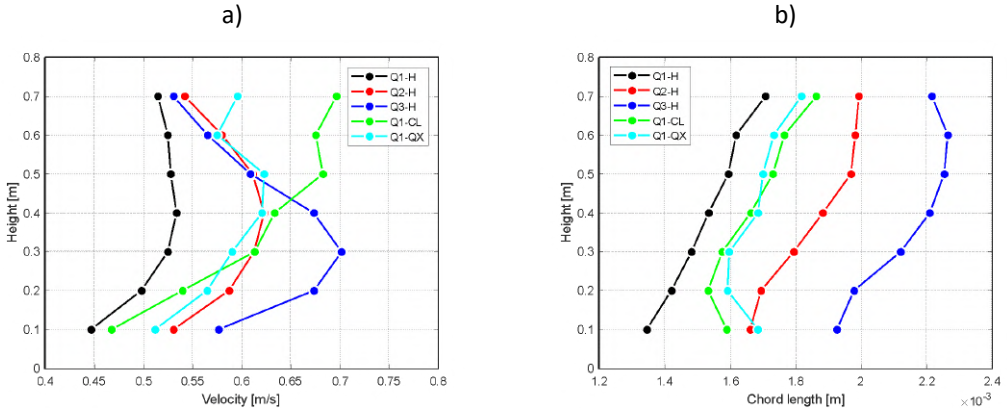


Figure 3 Variation of the bubble velocity (a) and chord length (b) with height for the different cases studied, obtained with CP.

a) b)

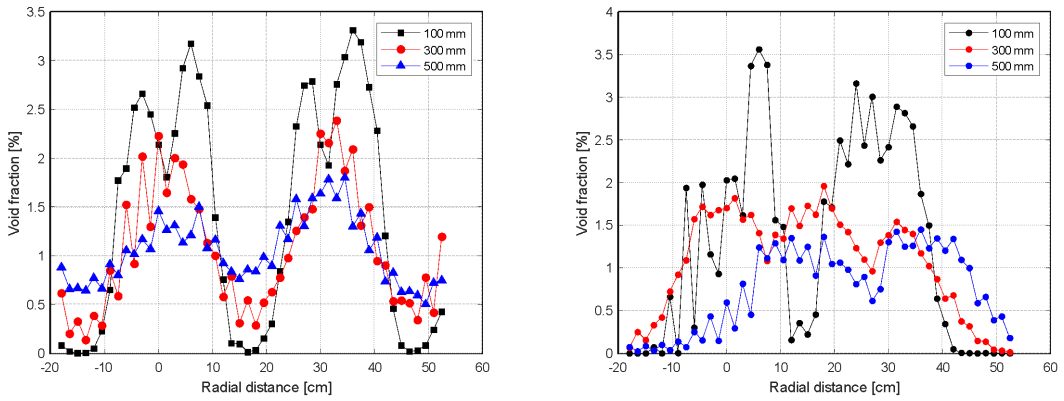


Figure 4 Evolution of void fraction profiles at different depths for Q2-H (a) and Q1-CL (b), obtained with CP.

Case of study **Nro. 58**

Desafíos en la Tramitación Administrativa de Proyectos y Obras de Red Secundaria de Abastecimiento de Agua: Perspectiva de Boslan Ingeniería y Consultoría S.A.

Daniel Herrero

Departamento de Infraestructuras y Urbanización, Boslan Ingeniería y Consultoría S.A., Bilbao, Vizcaya, España
Correo: *danielherrerog@boslan.com*

Palabras clave: *Proyectos; Gestión; Administraciones.*

Resumen: El proceso de gestión de autorizaciones de los proyectos y obras de abastecimiento de red secundaria de abastecimiento de agua potable en Bizkaia, desde la perspectiva de Boslan Ingeniería y Consultoría S.A., enfrenta diversos desafíos (técnicos, económicos y ambientales). A pesar de seguir un procedimiento claro, la complejidad normativa, los trámites administrativos y la coordinación entre entidades pueden generar ampliaciones de plazo y modificaciones en el alcance de los proyectos. La actualización constante y la gestión proactiva son fundamentales para superar estos desafíos y garantizar la viabilidad técnica, legal y sostenible de los proyectos.

Introducción

Desde la perspectiva de Boslan Ingeniería y Consultoría S.A., la redacción y posterior ejecución de proyectos de red secundaria de abastecimiento de agua potable no están exentas de desafíos. Además de los inherentes a la propia solución técnica del objeto del proyecto, cabe señalar otros, como la gestión de autorizaciones con las distintas administraciones y organismos reguladores involucrados. Si bien estas gestiones son necesarias para asegurar la viabilidad y sostenibilidad, tanto desde un punto de vista técnico, como legal y económico de los proyectos, a menudo se convierten en uno de los puntos clave del desarrollo del proyecto. El objetivo de este estudio es, por lo tanto, compartir nuestra experiencia en la gestión de autorizaciones, incidiendo no solo en los procedimientos empleados, si no sobre todo en los desafíos que nos encontramos a lo largo del proceso de redacción de un proyecto.

Metodología

Durante los últimos 6 años, en Boslan hemos colaborado con el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia (CABB) en la redacción y posterior seguimiento de la ejecución de proyectos de red secundaria de abastecimiento. Entre la amplia relación de especificaciones técnicas y normativa interna de la que dispone el CABB, se indica claramente la obligación por parte del proyectista de recoger todos los procesos de intercambio de información efectuados con los organismos competentes que, de manera preceptiva, se hayan realizado para la correcta tramitación administrativa de los proyectos con distintas administraciones y organismos afectados, como la Agencia Vasca del Agua (URA), Diputación Foral de Bizkaia, Gobierno Vasco, Demarcación de Costas, Patronato de Urdaibai, Renfe, Adif, ETS, entre otros.

A este respecto, en primer lugar, se piden las repercusiones de la obra proyectada en el entorno, así como los diferentes organismos a consultar y autorizaciones a solicitar.

Posteriormente, se identifican minuciosamente los requisitos legales y regulatorios aplicables al proyecto. Esto implica un análisis exhaustivo de las normativas estatal, autonómica y local, relacionada con la construcción de infraestructuras de servicios

públicos, que puedan afectar técnica, económica o medioambientalmente al proyecto en curso. Una vez identificados los condicionantes de cada uno, se prepara una documentación técnica completa y precisa, que incluye como mínimo, una memoria descriptiva del proyecto, planos y presupuesto, en la que se desarrolla el objeto del proyecto y sus afecciones al entorno.

A continuación, se establece una primera comunicación con las autoridades y organismos afectados, con el objeto de obtener información sobre la viabilidad de los trabajos proyectados. En el desarrollo del proyecto, se tendrán en cuenta todas las observaciones y condicionantes aportados por cada una de las gestiones realizadas, obteniendo finalmente un documento viable desde un punto de vista técnico, con el que se podrán solicitar oficialmente las correspondientes autorizaciones de obra.

Todas las autorizaciones tramitadas y los resultados obtenidos se recopilan en un informe, en el que se recogerán especialmente aquellos que supongan modificaciones en el alcance del proyecto. Será fundamental, hasta el inicio de la obra, realizar un seguimiento periódico de la vigencia de las autorizaciones gestionadas, con el fin de que sean entregadas al contratista previamente al comienzo de las obras.

Desafíos y conclusiones

A pesar de tener un procedimiento claro para la tramitación de las autorizaciones, en algunos casos la gestión puede enfrentar diversos desafíos y variar en función de la ubicación geográfica del proyecto.

En primer lugar, la diversidad de regulaciones y la evolución constante de la normativa pueden complicar la interpretación y aplicación de los requisitos técnicos y legales. Por lo que es imprescindible mantenerse actualizado con todos los cambios normativos y consultar regularmente dichos requerimientos.

Por otro lado, la obtención de las autorizaciones por la afección a infraestructuras o áreas y elementos protegidos puede ocasionar retrasos significativos en la entrega final del proyecto o, directamente en la inviabilidad de la solución propuesta, por lo que hay que ser conocedor de la normativa vigente para plantear desde inicio una solución adecuada. Además, la coordinación entre múltiples entidades y organismos reguladores puede ser complicada, especialmente cuando hay superposición de competencias y diferencias en sus procedimientos administrativos y plazos de respuesta.

Por último, es importante tener en cuenta que, los requerimientos técnicos de las normativas en referencia a infraestructuras, masas de agua, elementos culturales y áreas de especial protección ambiental, pueden ocasionar incrementos económicos del proyecto, por la necesidad de emplear tecnologías sin zanja y la elaboración de estudios especializados (estudios de alternativas, geotécnicos, de inundabilidad, de impacto ambiental, etc.) que puedan implicar una mayor complejidad del proyecto.

En resumen, la gestión de autorizaciones en proyectos y obras de red secundaria de abastecimiento de agua enfrenta desafíos significativos debido a la complejidad normativa y la coordinación entre entidades, que puede generar ampliaciones de plazo y modificaciones en el alcance de los proyectos. La actualización normativa y gestión proactiva son esenciales para garantizar la viabilidad de los proyectos.

Figuras

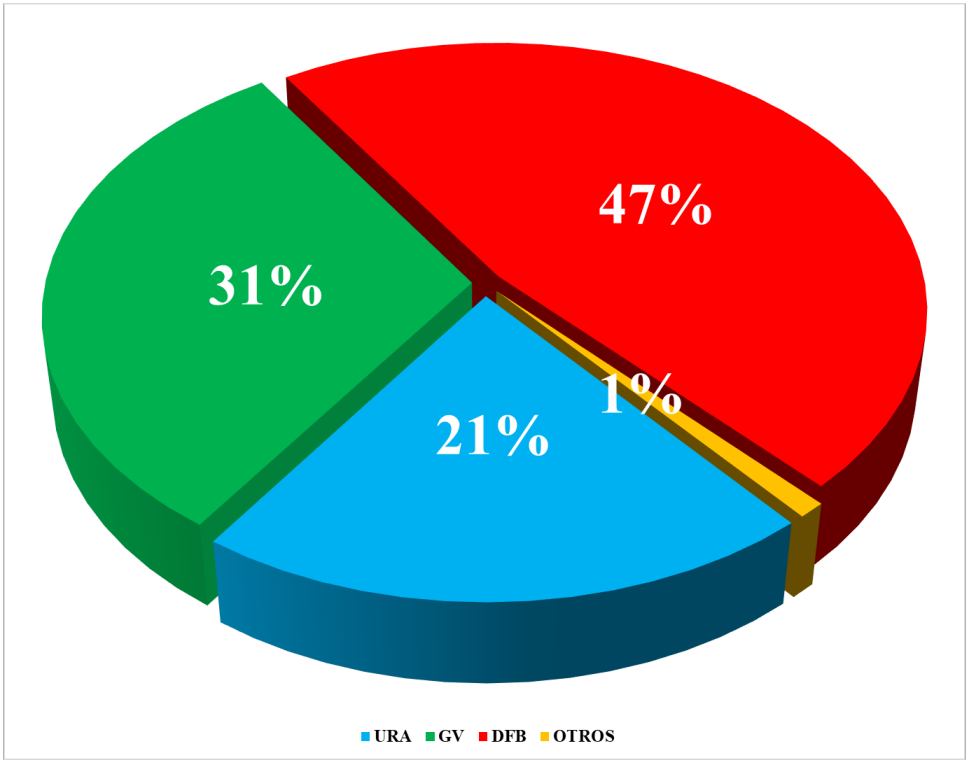


Figura SEQ Figura * ARABIC 1. Administraciones y organismos relevantes en los proyectos y obras de red secundaria de abastecimiento en Bizkaia.

Scientific abstract **Nro. 59**

Valorización del fango de ETAP en humedales artificiales intensificados para la mejora de las aguas residuales y la biodiversidad. LIFE Renaturwat.

***E. Escrig-Torres[1], N. Oliver[1], V. Pastelero[1], M. Añó[1], C. Hernández-Crespo[2] and M. Martín[2]**

[1] Global Omnium, Gran Vía Marqués del Turia, 19, 46005, Valencia, Spain

[2] Universitat Politècnica de València, Camí de Vera, s/n, 46022, Valencia, Spain.

*Autor: *enesctor@globalomnium.com*

Keywords: Fango de ETAP; Humedales artificiales intensificados; Aguas residuales.

Abstract:

El objetivo del proyecto LIFE Renaturwat es demostrar cómo la combinación de un humedal artificial intensificado de flujo vertical subsuperficial (VFCW) seguido de un humedal artificial de flujo superficial (FWSCW) permite mejorar la calidad fisicoquímica y biológica de los efluentes secundarios de EDAR, promoviendo su renaturalización. Se presentan los resultados obtenidos durante los primeros 17 meses de monitorización con relación a nutrientes como el PT, con eliminaciones superiores al 70%, y reducciones de Escherichia coli (E.Coli) de 1.7 unidades logarítmicas, demostrando la efectividad de usar el fango de ETAP (DWTS) como sustrato innovador en humedales artificiales.

Introducción

La escasez de agua es un problema cada vez más frecuente y grave en muchas regiones del sur de la Unión Europea como es España. Además, la contaminación del agua afecta a muchas masas de agua de la Unión Europea lo que les impide alcanzar el buen estado que exige y especifica la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE).

Actualmente, la reutilización de aguas residuales es la solución más viable para afrontar la situación de estrés hídrico que debe abordarse desde un enfoque ecológico mejorando la calidad ambiental de ríos y humedales. El proyecto LIFE Renaturwat (RW) tiene como objetivo demostrar la implementación de humedales artificiales (CW) con un sustrato reactivo innovador compuesto por fangos procedentes del tratamiento de agua potable (DWTS) (Figura 1). Para ello, se está operando y monitorizando (17 meses) la calidad alcanzada del agua a treves de humedales artificiales de flujo vertical subsuperficial (VFCW) relleno de este sustrato innovador, seguido de un humedal artificial de lámina de agua libre (FWSCW). Este sistema permite mejorar tanto la calidad fisicoquímica de las aguas residuales tratadas, como su calidad biológica, permitiendo su renaturalización antes de ser devuelta al medio receptor. El beneficio, en términos de eliminación de contaminantes, de utilizar fangos de ETAP como sustrato reactivo en humedales artificiales, se demostró en un estudio previo a escala piloto de dos prototipos operados en paralelo tratando el efluente secundario de una gran EDAR (129000PE), en modo secuencial y modo continuo, a flujo saturado (Hernández-Crespo et al. 2022).

Materiales y métodos

Las características de los humedales del proyecto RW, implementados en dos pequeñas EDAR ubicadas en Valencia (España), denominadas EDAR1 (100PE) y EDAR2 (1000PE) se muestran en la Tabla 1. El medio filtrante de los VFCW se estructura como muestra la Figura 2. En ambas EDAR, los VFCW intensificados tratan el efluente procedente de un tratamiento secundario basado en dos humedales artificiales de flujo horizontal (400 m2) en la EDAR1 en la que VFCWI y VFCWII están en paralelo; y de

una aireación prolongada con macrófitos flotantes (45 m2) en la EDAR2. Los efluentes se vierten a un FWSCW, renaturalizando el agua y reutilizándola posteriormente en riego de zonas verdes o usos medioambientales.

Para el seguimiento y análisis químico se tomaron muestras de 2 l de afluente y efluente de cada CW cada dos semanas desde octubre de 2022. Las variables de calidad del agua analizadas y los métodos fueron: demanda química de oxígeno (DQO) (prueba de Hach: ISO 6060), demanda biologica de oxígeno (DBO_5) (respirometría con sistema de control OxiTop®), nitrógeno total (NT) (prueba Hach: ISO 11905-1+fotometría), amonio ($N\text{-}NH_4^+$) (prueba Hach: ISO 7150-1), nitrógeno total (PT) (ensayo de Hach: digestión+ISO 6878) y E. Coli (mediante Colilert-18 Quanti-Tray™).

Resultados y discusión

Los VFCW implementados disminuyeron aún más la concentración de PT de sus respectivos tratamientos secundarios (Figura 3). Los valores medios de eficiencia de eliminación alcanzados fueron del 90% en EDAR1 (dos VFCW dispuestos en serie) y 81% en la EDAR2 (un VFCW seguido de un FWSCW). No obstante, en la EDAR2 se alcanzaron eficiencias de eliminación superiores al 90%, dependiendo de la concentración de entrada, y concentraciones en su efluente tan bajas como 0,15 mgP/l, lo que demuestra el potencial de valorización de este residuo para reducir el vertido del principal nutriente implicado en la eutrofización de las masas de aguas dulces. Además, los VFCW también redujeron la variabilidad de la concentración en el afluente.

Por otro lado, las concentraciones de patógenos medidos como E. Coli (Figura 4), provenientes del tratamiento secundario disminuyeron, en ambas EDAR, a su paso por el tratamiento RW, alcanzándose reducciones medias de 1.7 unidades logarítmicas. Ello ha permitido, en el caso de la EDAR2, alcanzar la calidad de agua regenerada tipo C y calidad D en el caso de la EDAR1, definidas en el Reglamento UE 2020/741 relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua residual. En el caso de la EDAR2, destaca la eliminación de E. Coli alcanzada en el FWSCW (0.87 unidades logarítmicas), que muestran el papel que estos sistemas de depuración natural ejercen sobre la desinfección de las aguas, gracias a la combinación de procesos naturales, entre los que destaca la influencia de la radiación solar o la presencia de depredares.

Conclusiones

Desde el punto de vista de la operación de la EDAR, los beneficios de utilizar DWTS como medio filtrante en VFCW, frente a sustratos convencionales, como la grava, son económicos y ambientales. Los DWTS se valorizan dentro de procesos del Ciclo Integral del Agua, evitando la compra de medios filtrantes y la calidad del agua, especialmente en términos de fósforo, mejora significativamente, devolviendo al medio aguas de elevada calidad físico-química, reduciendo su impacto sobre el medio receptor. Las eficiencias de eliminación de PT obtenidas han sido similares a las obtenidas previamente a escala piloto operando en condiciones óptimas, y significativamente superiores a los alcanzados sustratos convencionales como gravas (10-20%) (Dotro et al., 2017). Además, los resultados obtenidos de eliminación de microorganismos patógeno, demuestran el poder de desinfección de estos sistemas de depuración natural, permitiendo la reutilización agrícola de los efluentes. Estos resultados validan el escalado del sistema diseñado a escalas inferiores.

References

Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O. & von Sperling, M. (2017). *Treatment Wetlands - Biological Wastewater Treatment Series*. Vol. **7** IWA Publishing.

Hernández-Crespo, C., Oliver, N., Peña, M., Añó, M. & Martín, M. (2022). Valorisation of drinking water treatment sludge as substrate in subsurface flow constructed wetlands for upgrading treated wastewater. *Process Safety and Environmental Protection*. Vol. **158**, 486-494.
Hernández-Crespo, C., Fernández-Gonzalvo, M.I., Miglio, R.M. & Martín, M., (2022). *Escherichia coli* removal in a treatment wetland - pond system: A mathematical modelling experience. *Science of The Total Environment,* Vol. **839**, 156237.

Figuras y tablas

Table 1. Superficie y caudal de agua tratada de humedales artificiales RW.

	WWTP1		**WWTP2**	
	VFCWI / VFCWII	FWSCW	VFCW	FWSCW
Surface (m^2)	20	15	60	50
Water flow (m^3/d)	11	7	97	17

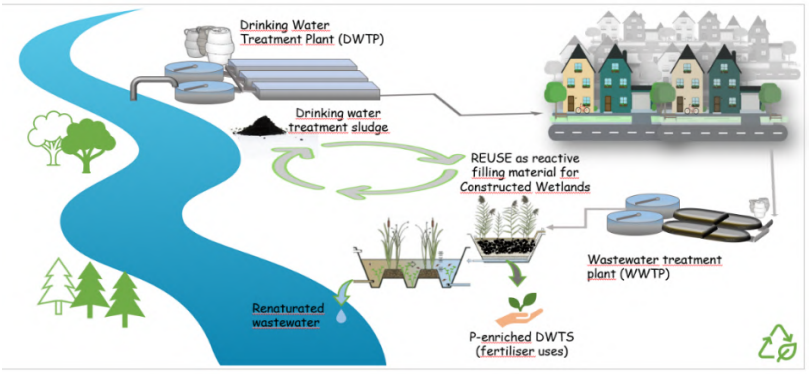


Figura 1. Esquema del proyecto LIFE Renaturwat.

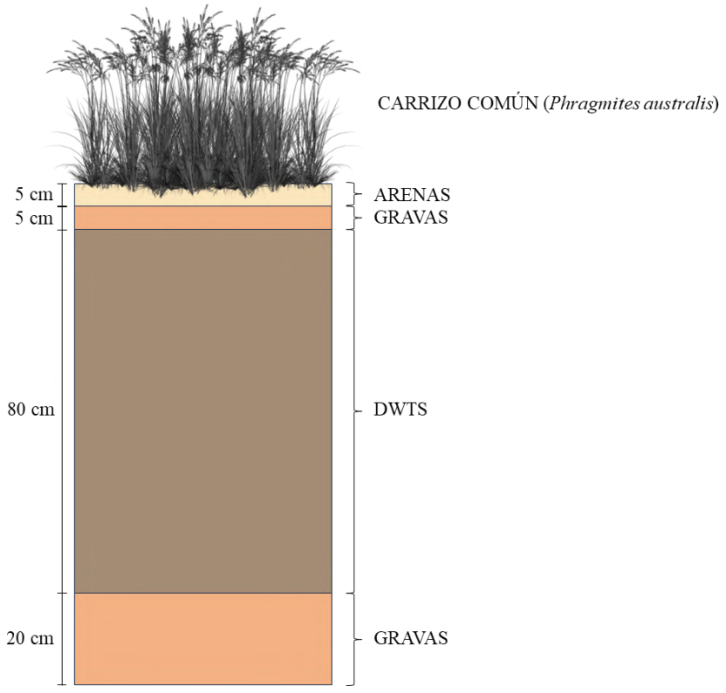


Figura 2. Esquema de medio filtrante de relleno de los VFCW.

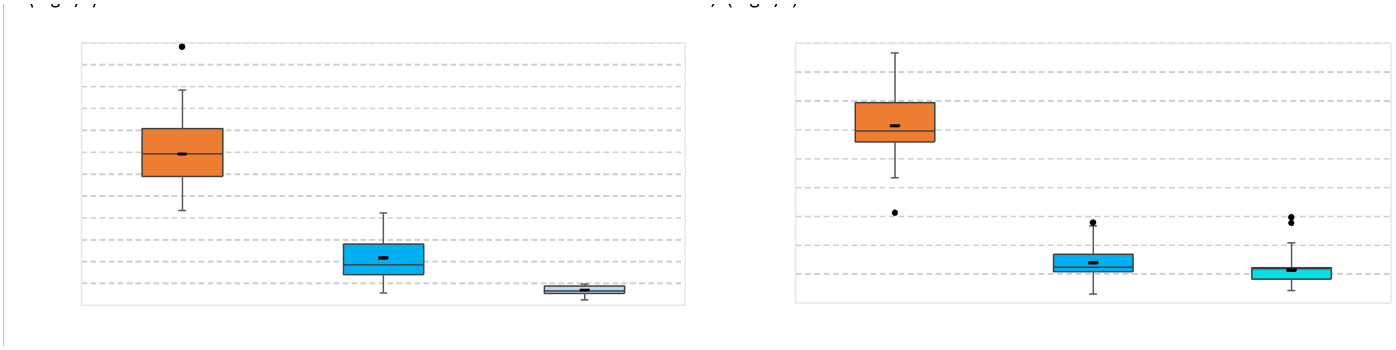


Figura 3. Gráfico *box-and-whisker* de la concentración de PT medida en las corrientes afluente y efluente de cada VFCW.

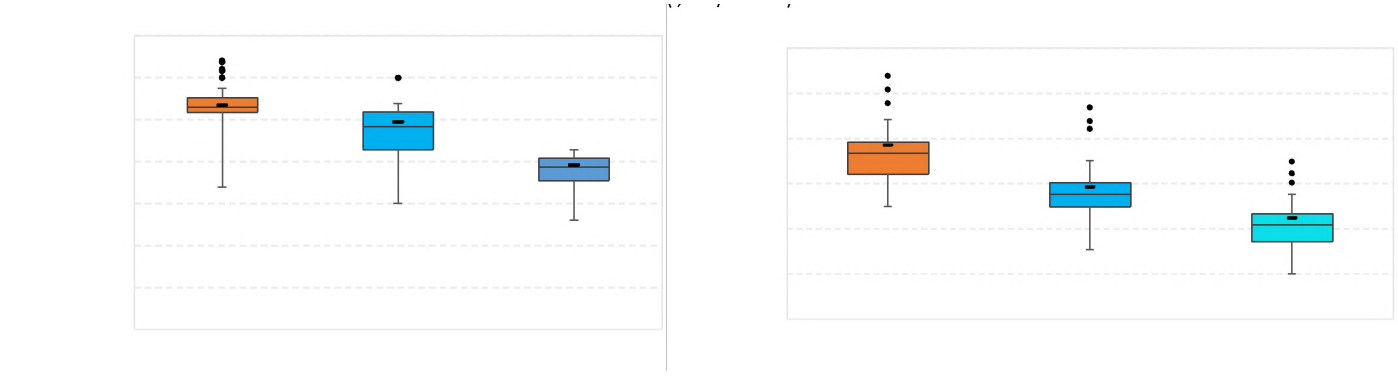


Figura 4. Gráfico *box-and-whisker* de la concentración logarítmica de E. Coli medida en las corrientes afluente y efluente de cada CW.

Case of study **Nro. 60**

Trabajos de revisión de la Directiva de Aguas Residuales Urbanas durante la Presidencia española de la UE

Morante Sánchez, Irene[1*]; García Domínguez, Eduardo[1]; Leal Meca, María[2]; Álvarez Sánchez, Sergio[2]

[1] Dirección General del Agua, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, España

[2] Consejería de Medio Ambiente, Representación Permanente de España en la UE, Bélgica.

*Corresponding author: imorante@miteco.es;

Keywords: Aguas Residuales Urbanas; Presidencia española; Unión Europea.

Resumen: *La Directiva 91/271/CEE sobre tratamiento de aguas residuales urbanas tiene más de treinta años, habiendo sido fundamental para mejorar la calidad del agua en la UE. Sin embargo, no considera fuentes clave de contaminación, como las pequeñas poblaciones, los desbordamientos del saneamiento y los microcontaminantes. A finales de 2022, tras ser evaluada por la Comisión, se presentó la revisión de esta Directiva, alcanzándose durante la Presidencia española de la UE., en el segundo semestre de 2023, la orientación general sobre la misma en el Consejo. Se prevé que la Directiva se apruebe formalmente en otoño de 2024.*

Antecedentes

La Directiva 91/271/CEE, sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas, es fundamental en la legislación ambiental europea y ha mejorado claramente la calidad de las aguas en la UE y, por extensión, en España. Sin embargo, la Directiva tiene más de 30 años y su eficacia para abordar los retos pendientes se agota. En la actualidad, el 98% de las aguas residuales de la UE se recogen adecuadamente, y el 92% se tratan de manera correcta (CE, 2022a).

La Comisión Europea llevó a cabo una Evaluación de la Directiva en el año 2019 (REFIT) (CE, 2019). Esta Evaluación puso de manifiesto que su aplicación había sido un éxito, pero que todavía existían fuentes de contaminación remanente sin considerar, como la contaminación procedente de pequeñas poblaciones.

A partir de esa Evaluación, en octubre de 2022, la Comisión Europea presentó su propuesta de Revisión de la Directiva (CE, 2022b), en el marco del Pacto Verde Europeo. Esta propuesta se presentó como una refundición de la Directiva existente durante la Presidencia checa. Posteriormente, a principios de 2023, y ya durante la Presidencia sueca, se comenzó una primera lectura en profundidad del texto.

Trabajos realizados durante la Presidencia española

España sucedería a Suecia en la Presidencia durante el segundo semestre del 2023. En la Dirección General del Agua (DGA) del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) se fijó como objetivo prioritario alcanzar la denominada "Orientación General" del Consejo de la UE durante la Presidencia española, que constituye el mandato del Consejo (representando a los 27 Estados miembros). Se trata de la posición del mismo, y constituye la base para la fase de negociaciones con el Parlamento Europeo y la Comisión sobre la forma final de la Directiva. El resultado de esta segunda fase de negociaciones (denominada "trílogos"), es el texto que se adopta formalmente.

España, una vez ocupó la Presidencia del Consejo elaboró **tres propuestas de texto de compromiso**, comenzando a partir de un texto de compromiso parcial que presentó la Presidencia sueca. El aspecto más crítico era mantener un equilibrio entre la dispar situación de partida en los 27 Estados miembros (MS – *Member States* en sus siglas en inglés) y la renovada ambición ambiental de la Comisión.

A través del estudio del texto, y de los comentarios de los MS, a lo largo de los meses de julio y septiembre de 2023 se debatieron dos propuestas de texto españolas completas, que se recibieron positivamente. Este debate se realiza en los Grupos de Trabajo de Medio Ambiente del Consejo, donde se aportan comentarios y flexibilidades que permitan una puesta en práctica más realista de la futura Directiva.

El 26 de septiembre se presentó la tercera propuesta española del texto, que trató de superar, además, problemas particulares manifestados en diversos territorios. Después, se constató que era posible alcanzar la Orientación General con la mayoría cualificada necesaria (un 55% de los MS votan a favor y los MS favorables representan el 65% de la población de la UE).

Finalmente, la Presidencia española preparó un último texto de compromiso, que se aprobó en el Consejo de Ministros de Medio Ambiente de la UE, celebrado el 16 de octubre. Análogamente, el día 5 de octubre, el Parlamento había aprobado un texto con sus enmiendas, así que se estaba en condiciones de iniciar la fase de trílogos, que también empezó durante la Presidencia española.

Posición española en el proceso de revisión

España, a través de la DGA, y desde que se presentó la propuesta, compartió y apoyó la renovada ambición ambiental de la Comisión. No obstante, la Presidencia del Consejo debe ser neutral, centrándose en promover acuerdos entre los MS, dejando en un segundo plano los intereses nacionales.

El acuerdo debía mantener un delicado equilibrio, y por ello la premisa principal de la Presidencia española fue tratar de mantener esta ambición ambiental, solicitada por un amplio conjunto de MS en el Consejo, pero dotando la propuesta de más flexibilidad (solicitado por otro amplio bloque) para adaptarse a los nuevos y más exigentes requerimientos, especialmente en cuestión de plazos y valores de emisión, garantizándose al mismo tiempo un alto nivel de protección de la salud humana y del medio ambiente y acercarnos al objetivo de contaminación cero.

Una vez superada la fase de trílogos durante la siguiente Presidencia belga del Consejo, se espera que la Directiva se publique en otoño de 2024, una vez sea ratificado por el nuevo Parlamento que se configurará tras las elecciones de junio de 2024. El Consejo también debe dar, de manera formal, su visto bueno final.

Referencias

CE (2019). *Commission staff working document impact assessment. Evaluation of the Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991, concerning urban waste-water treatment.* Comisión Europea.
CE (2022a). *Commission staff working document impact assessment. Accompanying the document Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council concerning urban wastewater treatment (recast)*. Comisión Europea.
CE (2022b). *Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (versión refundida*). Comisión Europea.

Scientific abstract **Nro. 61**

Implementation of Power-to-Gas in WWTPs for sustainable biomethane production.

Alberto Torrecilla del Rey[1*], Deborah Leroy Freitas[2], María Fdz. –Polanco[3], Israel Díaz Villalobos[4]

[1,2,3,4] Department of Chemical and Environmental engineering, University of Valladolid, Spain.

*Corresponding author: alberto.torrecilla@uva.es

Keywords: Biomethanation, Power-to-gas, microaeration.

Abstract: Renewable gases can be a potential asset for decarbonisation and energy transition. Electrolysis of water can be coupled with anaerobic digestion to produce biomethane which has similar properties as natural gas. The aim of this work is to analyse the effect of pressure in an in-situ biomethanation and establish optimum operational parameters for H_2S removal. CH_4 production can be enhanced with increasing pressure and H_2S can be effectively eliminated from biogas through microaeration with pure O_2.

Introduction

The EU Green Deal aims for a decarbonised Europe by year 2050, promoting an Energy System Integration Strategy that links energy sources and infrastructure. Renewable gases (RG) can play a major role in a context of circular economy for energy transition as energetic vectors. Surplus renewable electricity could be stored and transformed into RG such as biomethane and green H_2 through Power-to-Gas.

Implementing Power-To-Gas in WWTPs can be done through electrolysis of water to produce O_2 and green H_2 (Adnan et al., 2019). When H_2 is injected into the anaerobic digester CO_2 from biogas can be biologically reduced to CH_4 (in-situ biomethanation) and, through microaeration, small doses of O_2 can oxidise H_2S into sulphur (Kapoor et al., 2019). The resulting gas (biomethane) has similar properties to natural gas and could be injected into the natural gas grid or be used as fuel for vehicles (Díaz et al., 2020).

The objective of this study is to analyse the effect of pressure on CH_4 production and H_2 injection and the complete elimination of H_2S from biogas.

Material and Methods

In-situ biomethanation was performed in a 30L stainless steel reactor. Regular analysis of COD, ST/SV, VFA, NH_4^+, TKN and alkalinity were performed according to APHA-AWWA-WPCF, UNE EN 25663 and UNE 77004:2002. Gas samples were measured daily in a GC-TCD Agilent 8860. One litre of thickened mixed sludge was fed daily to reach a HRT of 20 days. An initial conventional anaerobic digestion was performed to find CO_2 volumetric flowrate followed by a pressurised biomethanation. H_2 was supplied through a bottle. Pressure was subsequently increased by 0.5 bar up to 1.5 bar, allowing each stage to reach steady state before increasing pressure.

H_2S elimination was carried out in two identical 40L reactors. Same analysis as the ones stated previously were conducted. Gas samples were measured daily in a GC-TCD Bruker. Thickened mixed sludge was fed as substrate to reach different HRTs of 20, 10 and 5 days. Two different O_2 concentrations were tested to assess its impact on H_2S elimination, see table 1. 1 g/L of Na_2SO_4 was added to the substrate to promote H_2S formation during anaerobic digestion.

Results and Discussion

Biomethanation was carried out during more than 250 days, see figure 1. Conventional anaerobic digestion produced an average biogas flowrate of 11.5 NL/d with an average CH_4 concentration of 68% and 32% for CO_2. Injection of H_2 at atmospheric pressure with flowrates of 15.83 and 7.31 NL/d showed no significant effect on CH_4 production but rather a dilution effect due to H_2 which is attributed to its very poor solubility. Increasing pressure up to 0,5 bar at 7.31 NL H_2/d increased CH_4 flow to 9.56 NL/d which is sensibly higher than the one of the conventional anaerobic digestion (7.82 NL CH_4 /d), however CO_2 flow increased during this stage up to 4.75 NL/d which could be attributed to a higher concentration of organic matter in the feed sludge and the lack of H_2 in the system to reduce most CO_2 formed. Next, at 0.5 bar the introduction of 14.3 NL H_2/d further increased CH_4 production, 10.03 NL/d, while keeping CO_2 at its lowest with a flow of 3.27 NL/d. Finally at 1 bar CH_4 reached its peak production with 10.3 NL/d showing a positive correlation between pressure increase and CH_4 production due to enhanced solubility of H_2 in the liquid phase.

H_2S elimination showed a better performance when O_2 was dosed at concentrations of 36 $mLO_2/L_{reactor}/d$ for every HRT studied. Interestingly highest H_2S concentration (1722 ppm) was detected at a HRT of 20 days and O_2 dose of 6 $mLO_2/L_{reactor}/d$ which is even higher than in stage I. However, 36 $mLO_2/L_{reactor}/d$ showed to be quite efficient at eliminating all H_2S from biogas as it can be seen in stages II, III and IV.

Conclusions

This work gives insight on biogas upgrading through biological means, seizing renewable energy surpluses to produce biomethane. This work shows that pressurised in situ biomethanation results in an increased CH_4 production and microaeration of 36 $mLO_2/L_{reactor}/d$ can eliminate all H_2S present in biogas.

References

Adnan, A. I., Ong, M. Y., Nomanbhay, S., Chew, K. W., & Show, P. L. (2019). Technologies for biogas upgrading to biomethane: A review. In *Bioengineering* (Vol. 6, Issue 4). https://doi.org/10.3390/bioengineering6040092

Díaz, I., Fdz-Polanco, F., Mutsvene, B., & Fdz-Polanco, M. (2020). Effect of operating pressure on direct biomethane production from carbon dioxide and exogenous hydrogen in the anaerobic digestion of sewage sludge. *Applied Energy*, *280*. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.115915

Kapoor, R., Ghosh, P., Kumar, M., & Vijay, V. K. (2019). Evaluation of biogas upgrading technologies and future perspectives: a review. In *Environmental Science and Pollution Research*. https://doi.org/10.1007/s11356-019-04767-1

Figures and Tables

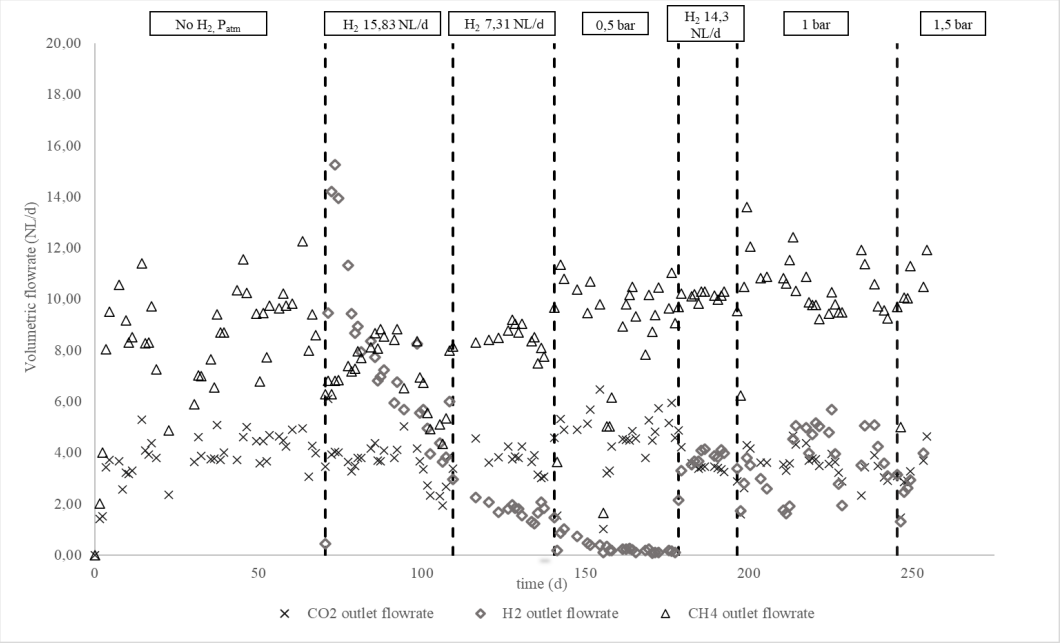


Figure 1. Evolution of volumetric flowrates of outlet gases

Table 1. Operational parameters of each stage for H_2S elimination.

Stage	**I**		**II**		**III**		**IV**	
Reactor	**R1**	**R2**	**R1**	**R2**	**R1**	**R2**	**R1**	**R2**
HRT (d)	20	20	20	20	10	10	10	5
Microaeration ($mLO_2/L_{reactor}/d$)	0	0	36	6	36	6	36	36

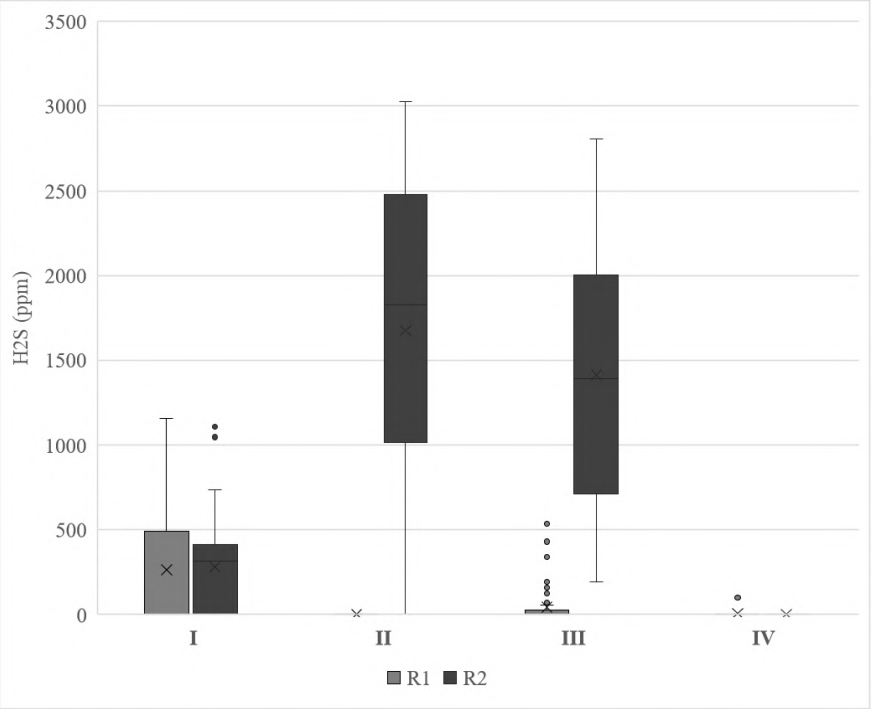


Figure 2. H_2S concentration for each reactor and stage.

Scientific abstract **Nro. 62**

Intelligent irrigation network optimization algorithm with UAV and blockchain integration

De La Fuente Varela, Marcos[1]; López Periago, José Eugenio[2]

Department of Plant Biology and Soil Sciences[1]. Water Campus Building University of Vigo. Galicia. Department of Applied Physics, Earth Physics Area[2]. Water Campus Building University of Vigo. Galicia

Keywords *Advanced intelligent algorithm, Irrigation water management, Artificial intelligence (AI), Water distribution, Endowment, Unmanned aerial vehicles (UAVs), Graph Theory, Advanced sensors, Automatic Georeferencing, Geomorphological analysis, Penman-Monteith equation FAO, Potential evapotranspiration (ET_0), Crop phenological stages, Plant density, Solar radiation exposure, Terrain morphology, Soil characteristics, Field capacity (CC), Permanent wilting point (PMP).*

Abstract:

In this study, we present the development of an advanced intelligent algorithm for irrigation water management and distribution driven by artificial intelligence (AI) and designed to optimize water distribution in agricultural plots. The system integrates unmanned aerial vehicles (UAVs) equipped with advanced sensors to perform georeferencing, geomorphological analysis and evaluation of key agricultural parameters, such as potential evapotranspiration (ET_0), crop phenological stages and plant density. Unmanned aerial vehicles also evaluate exposure to solar radiation and terrain morphology to determine shading effects throughout the day. Soil characteristics within each plot, including field capacity (CC), permanent wilting point (PMP), root depth estimation (Dr), and soil texture, are analyzed to improve soil management strategies. water retention and distribution.

Using this complete data, the AI system calculates the crop coefficient (Kc), based on the growth stage and subsequently calculates the crop evapotranspiration (ETc). The efficiency of the irrigation system (Ef) is evaluated to determine the water requirement (WR) for each plot. The system dynamically adjusts these calculations incorporating effective precipitation and soil properties. By leveraging geospatial data from the water distribution network, including pipe sections and working pressures, AI optimizes water allocation to meet the specific needs of each crop, ensuring efficient resource utilization.

The operational integrity of the system is maintained using blockchain technology, providing a secure and traceable record of water use and distribution. AI continuously monitors water flow through metering devices and regulates valve operations to maintain compliance with predefined water allocations and user payments.

This study demonstrates a significant advancement in precision agriculture, offering a scalable solution that improves water use efficiency, reduces operating costs, and supports sustainable agricultural practices through the integration of cutting-edge technology.

Introducción

Contexto y Relevancia

El manejo eficiente del agua es uno de los desafíos más críticos en la agricultura moderna, especialmente en regiones con recursos hídricos limitados. La creciente demanda de alimentos, junto con la variabilidad climática, exige el desarrollo de sistemas de riego más inteligentes y sostenibles. En este contexto, la tecnología juega un papel crucial al permitir un uso más eficiente de los recursos hídricos disponibles.

Revisión de la Literatura

Investigaciones recientes han explorado el uso de tecnologías avanzadas como la teledetección, UAVs y sistemas de información geográfica (SIG) para mejorar la gestión del riego. Estudios previos han demostrado ser capaces de automatizar varias técnicas de detección del suelo (Hemalatah y Sujatha (2015)), así como la calidad de los cultivos y muchas otras técnicas (Liakos et al., 2018). Sin embargo, la aplicación de inteligencia artificial (IA) para la gestión dinámica y automatizada de redes de riego y dotación aún está en etapas incipientes.

Problema Planteado

Un desafío recurrente en los sistemas de riego tradicionales es la distribución ineficiente del agua debido a variaciones en la presión de trabajo y la estructura de la red de distribución, así como las dotaciones de agua en función de las necesidades reales de los cultivos. Esto acabando originando redes y parcelas de mayor o menor grado de poder", donde el suministro de agua disminuye significativamente en las secciones secundarias y terciarias de la red. Además, la falta de integración de datos en tiempo real limita la capacidad de optimizar la distribución del agua de acuerdo con las necesidades específicas de cada parcela y cultivo, detectar fugas, hurtos y estimación temporal de suministros volumétricos.

Objetivos del Estudio

Este estudio se propone desarrollar y evaluar un sistema avanzado de gestión de riego basado en IA, que utiliza UAVs de manera autómata para recopilar datos geoespaciales detallados y realizar análisis precisos del terreno y las condiciones de cultivo. Los objetivos específicos son:

Desarrollar un algoritmo basado en IA que integre datos de UAV, condiciones climáticas y características del suelo para calcular la ET_0, Kc y ETc en tiempo real mediante sensores de acoplados a UAV, cámara multi espectral con Parrot Sequoia, cámara térmica TDR, anemómetro Ultrasonic Wind Sensor, Piranómetro de Kipp&Zonen Sp Lite2, sensor de Tª y Hr SHT31.

Implementar un sistema de optimización de la distribución de agua que tenga en cuenta la geolocalización, la variación en las presiones de trabajo y las necesidades hídricas de cada cultivo.

Incorporar tecnología blockchain que garantice la transparencia y seguridad de los datos recopilados sobre las necesidades hídricas y la distribución del agua, ya que toda la información registrada en la blockchain es inmutable y verificable. Además, los contratos inteligentes pueden automatizar la gestión del riego y los pagos en futuro, mejorando la eficiencia operativa y reduciendo la necesidad de intervención manual. La trazabilidad completa de todas las transacciones y eventos facilita auditorías y asegura el cumplimiento de normativas. Finalmente, la descentralización de blockchain aumenta la confianza entre agricultores, proveedores de agua y otras partes interesadas, eliminando la dependencia de una autoridad central y favoreciendo la neutralidad, también se establecen ciertos criterios para ponderar los precios del agua.

Importancia y Contribución

Este trabajo representa una contribución significativa al campo de la gestión de los recursos hídricos y por consiguiente a la agricultura de precisión, proporcionando un marco para el desarrollo de sistemas de riego más eficientes y sostenibles. La integración de tecnologías avanzadas como la IA, UAVs y blockchain no solo mejora la eficiencia del uso del agua, sino que también facilita una gestión más transparente y rastreable, alineándose con los principios de sostenibilidad y responsabilidad ambiental.

Referencias

Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Bongiovanni, R., & Lowenberg-DeBoer, J. (2004). Precision agriculture and sustainability. Precision Agriculture, 5(4), 359-387. doi:10.1023/B:PRAG.0000040806.39604.aa

Colomina, I., & Molina, P. (2014). Unmanned aerial systems for photogrammetry and remote sensing: A review. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 92, 79-97. doi:10.1016/j.isprsjprs.2014.02.013

Doraiswamy, P. C., Hatfield, J. L., Jackson, T. J., Akhmedov, B., Prueger, J., & Stern, A. (2004). Crop condition and yield simulations using Landsat and MODIS. Remote Sensing of Environment, 92(4), 548-559. doi:10.1016/j.rse.2004.05.017

Kim, Y., Evans, R. G., & Iversen, W. M. (2008). Remote sensing and control of an irrigation system using a distributed wireless sensor network. IEEE Transactions on Instrumentation and Measurement, 57(7), 1379-1387. doi:10.1109/TIM.2008.917198

Zhang, C., & Kovacs, J. M. (2012). The application of small unmanned aerial systems for precision agriculture: A review. Precision Agriculture, 13(6), 693-712. doi:10.1007/s11119-012-9274-5

Li, L., Zhang, Q., & Huang, D. (2014). A review of imaging techniques for plant phenotyping. Sensors, 14(11), 20078-20111. doi:10.3390/s14112000.

Scientific abstract **Nro. 63**

Tratamiento de compuestos azólicos mediante adsorción con carbón activado.

M.Ferre[1], M.J. Moya-Llamas[2], E.Dominguez[1], N.Ortuño[1] y D.Prats[1]

[1]Instituto Universitario del Agua y de las Ciencias Ambientales, Universidad de Alicante, España

[2]Instituto Universitario del Agua y de las Ciencias Ambientales y Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Alicante, España

*Corresponding author: *marta.ferre@ua.es*

Palabras clave: carbón activado (CA), compuestos azólicos, adsorción

Resumen:

Este estudio contempla la remoción de una serie de compuestos azólicos presentes en matrices acuosas sintéticas, incluidos en la propuesta de revisión de la Directiva 91/271/CEE sobre tratamiento de aguas residuales urbanas, o en la 3° Lista de Observación de la Unión Europea (Decisión de Ejecución UE 2020/116). La experimentación se realiza a escala laboratorio con matrices acuosas sintéticas dopadas con los contaminantes seleccionados. Se realizan ensayos en discontinuo y en continuo, y en ambos procedimientos se observa que la adsorción con carbón activado es un tratamiento eficaz para eliminar contaminantes azólicos, puesto que se alcanzan eliminaciones superiores al 80%.

Introducción

La presencia de contaminantes emergentes (CEC) en las masas de agua es un problema global que genera una preocupación creciente. En este sentido, en la Unión Europea, la Decisión de Ejecución UE 2020/1161 de la Comisión, establece la tercera lista de observación de CEC que incluye microcontaminantes de interés, y recientemente en la revisión de la Directiva Comunitaria 91/271/CEE del Consejo sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas (European Commission, 2022) se propone un tratamiento cuaternario de las aguas residuales que permita reducir al menos un 80% la concentración de microcontaminantes presentes en las aguas residuales que llegan a las plantas depuradoras.

Los tratamientos apropiados para la reducción de microcontaminantes pueden basarse en múltiples tecnologías, como procesos de oxidación avanzada, adsorción con carbón activado, separación con membranas, y otros. Los compuestos azólicos son compuestos recalcitrantes y por tanto resistentes a los tratamientos de oxidación, por lo que es de interés buscar alternativas para la remoción de este tipo de microcontaminantes.

En el presente trabajo se ensaya el carbón activado (CA) para el tratamiento de una serie de contaminantes azólicos seleccionados. El carbón activado se caracteriza por tener una gran superficie de adsorción, por ello es muy eficiente para la eliminación de CEC en aguas. El proceso de adsorción se basa en interacciones entre adsorbente y adsorbato relacionado con dos variables: cantidad de carbón activado y tiempo de contacto agua-carbón (Della-Flora et al., 2021b). Sus diferentes propiedades fisicoquímicas y de superficie permiten retener diferentes tipos de contaminantes de preocupación emergente (Esquerdo et al., 2021). Es importante considerar que la materia orgánica del agua competirá con los CEC en los centros de adsorción, por lo que en aguas muy cargadas de materia orgánica la eficiencia de adsorción disminuirá (Bogeat, 2012; Kovalova et.al., 2013; Luo et.al., 2014 y Li et.al., 2024). La ventaja de este tratamiento es que es fácil de operar tanto en continuo como en discontinuo. Autores como Ormad et.al (2008) y Díaz

Viúdez et.al (2016) demuestran sus altas tasas de remoción de sustancias en aguas tanto potables como residuales.

Materiales y Métodos

Los compuestos azólicos estudiados son benzotriazol, fluconazol, metilbenzotriazol, penconazol y sulfametoxazol, que figuran en la 3ª lista de observación de la UE o en la lista de compuestos traza previstos en le revisión de la Directiva 91/271. Se conservaron a -20ºC en disoluciones de 1000 mg/L de metanol. Se empleó agua sintética dopada a una concentración de 10 ng/mL de cada CEC. La técnica analítica para la detección de estos compuestos en las aguas residuales sintéticas ha sido la cromatografía líquida de alta resolución acoplada a un espectrómetro de masas (HPLC/MS) con una columna capilar de fase estacionaria C18 (monocapa de dimethyl-n- octadecylsilane).

El carbón activado usado para los ensayos, carbón granular (CAG) AquaSorb CS, se fabrica a partir de cáscara de coco. Tiene una gran cantidad de microporos para eliminar eficazmente compuestos orgánicos con bajo peso molecular o trazas. Tiene una superficie (BET) de 1050 m^2/g y una densidad aparente de 540 kg/m^3.

El ensayo de carbón en discontinuo se realizó con un equipo Jar-Test modelo JT60E (figura 1), empleando distintas dosis de CAG que van de 100 a 4000 mg/L y con una duración de 24h (Ince, 1999; Adams et.al., 2000; Cruz-González et.al., 2017). Para los ensayos en continuo se diseñó y construyó un dispositivo que consta de 4 columnas de 1 m de altura y 10 mm de diámetro (figura 2), que se operó con una carga hidráulica de 10 m/h a un tiempo de contacto total de 20 min (Benstoem et al., 2017, Çeçen & Aktas, 2011). La altura de lecho útil para el relleno de CAG es de 0,8 m en cada columna, resultando un volumen total de lecho de carbón de 250 cm^3. El ensayo se realizó durante 24 h.

Las muestras recogidas en cada ensayo se filtraron con filtros de PVDF con un tamaño de poro de 0,45µm y se guardaron en viales opacos de 2 mL para su análisis. Los viales se conservaron en refrigeración a -20ºC.

Resultados y Discusión

Los ensayos realizados en discontinuo con carbón activado (CA) para tratar agua residual sintética, se llevaron a cabo con 100, 500, 1000, 2000 y 4000 mg/L de CA, tomando muestras a las 24 horas. En los resultados obtenidos (figura 3) se observa que la dosis más baja, 100 mg/L, no es efectiva para tratar compuestos azólicos, ya que solo consigue retenerlos un 30%. Las dosis intermedias entre 500 a 2000 mg/L van adsorbiendo cada vez más compuestos y logrando el objetivo de retenerlos al menos en un 80%, excepto el penconazol, obteniendo eliminaciones del 70%. La dosis de 4000 mg/L elimina los mismos compuestos y con los mismos porcentajes que la de 2000 mg/L. Los primeros compuestos en retenerse completamente son benzotriazol y metilbenzotriazol, luego el sulfametoxazol y por último el fluconazol.

Para el ensayo en continuo se pasó el alimento durante 24 horas y se muestreó a la salida de cada columna. Los resultados se muestran en la figura 4, en la que se puede apreciar que en la primera columna, equivalente a un tiempo de contacto de 5 min, todos los compuestos logran el objetivo de alcanzar remociones del 80%, llegando casi al 100 %, excepto el metilbenzotriazol que alcanza una retención superior al 90.

Conclusiones

Los compuestos azólicos son compuestos recalcitrantes y por tanto resistentes a los tratamientos de oxidación, por lo que es de interés buscar alternativas para eliminar estos compuestos de las aguas residuales. La adsorción con carbón activado ha resultado ser muy efectiva para eliminar estos compuestos de las aguas.

Referencias

Adams, C. D., & Kuzhikannil, J. J. (2000). Effects of UV/H2O2 preoxidation on the aerobic biodegradability of quaternary amine surfactants. Water Research, 34(2), 668-672.

Benstoem, F., Nahrstedt, A., Boehler, M., Knopp, G., Montag, D., Siegrist, H., & Pinnekamp, J. (2017). Performance of granular activated carbon to remove micropollutants from municipal wastewater—A meta-analysis of pilot-and large-scale studies. Chemosphere, 185, 105-118

Bogeat, Á. E. (2012). Utilización de carbón activado y titania en la ozonación fotocatalítica de contaminantes emergentes del agua (Doctoral dissertation, Universidad de Extremadura).

Çeçen, F., & Aktas, Ö. (2011). Activated carbon for water and wastewater treatment: integration of adsorption and biological treatment. John Wiley & Sons.

Cruz-González, G., Julcour-Lebigue, C., & Jäuregui-Haza, U. (2017). El Estado actual y perspectivas de la degradación de pesticidas por procesos avanzados de oxidación. Revista Cubana de Química, 29(3), 492-516. http://scielo.sld.cu/pdf/ind/v29n3/ind13317.pdf

Della-Flora, A., Wilde, M. L., Lima, D. R., Lima, É. C., & Sirtori, C. (2021b). Combination of tertiary solar photo-Fenton and adsorption processes in the treatment of hospital wastewater: The removal of pharmaceuticals and their transformation products. Journal Of Environmental Chemical Engineering, 9(4), 105666. https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105666

Díaz Viúdez, A. (2016). Estudio de la eliminación de fármacos mediante la combinación de carbón activo y SBR (Doctoral dissertation, Universitat Politècnica de València).

Esquerdo, A. A., Galvañ, P. V., Gadea, I. S., & Prats, D. (2021). Carbamazepine and Diclofenac Removal Double Treatment: Oxidation and Adsorption. International Journal Of Environmental Research And Public Health, 18(13), 7163. https://doi.org/10.3390/ijerph18137163

European Commission (2022). Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council concerning urban wastewater treatment.https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-revised-urban-wastewater-treatment-directive_en

Ince, N. H. (1999). "Critical" effect of hydrogen peroxide in photochemical dye degradation. Water Research, 33(4), 1080-1084.

Kovalova, L., Siegrist, H., Von Gunten, U., Eugster, J., Hagenbuch, M., Wittmer, A., Moser, R., & McArdell, C. S. (2013b). Elimination of Micropollutants during Post-Treatment of Hospital Wastewater with Powdered Activated Carbon, Ozone, and UV. Environmental Science & Technology, 47(14), 7899-7908. https://doi.org/10.1021/es400708w

Li, W. K., & Shi, Y. P. (2024). Recent advances of carbon materials on pesticides removal and extraction based determination from polluted water. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 117534.

Luo, Y., Guo, W., Ngo, H. H., Nghiem, L. D., Hai, F. I., Zhang, J., ... & Wang, X. C. (2014). A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. Science of the total environment, 473, 619-641.

Ormad, M. P., Miguel, N., Claver, A., Matesanz, J. M., & Ovelleiro, J. L. (2008). Pesticides removal in the process of drinking water production. Chemosphere, 71(1), 97-106.

Figuras y Tablas

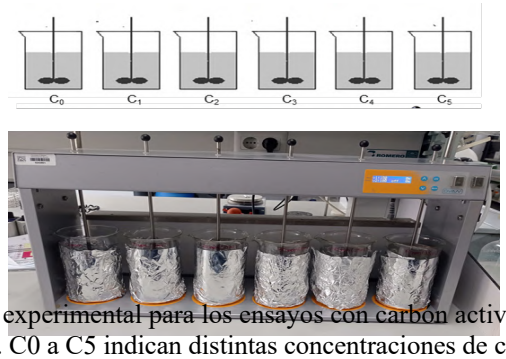


Figura 1 Dispositivo experimental para los ensayos con carbón activado en discontinuo a escala laboratorio. C0 a C5 indican distintas concentraciones de carbón en el agua.

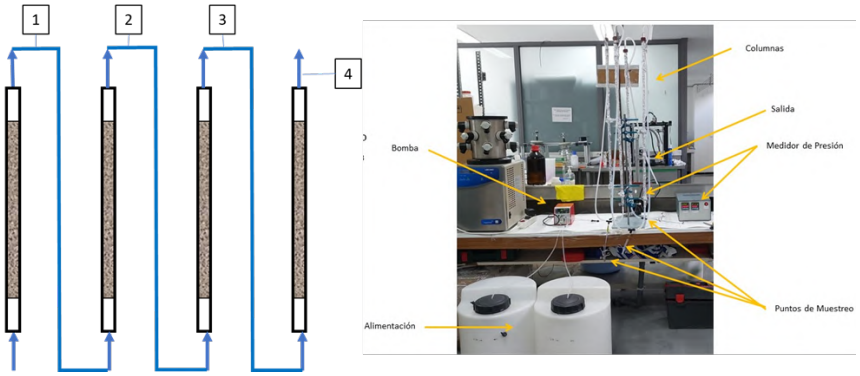


Figura 2 Planta piloto de carbón activado en continuo escala laboratorio.

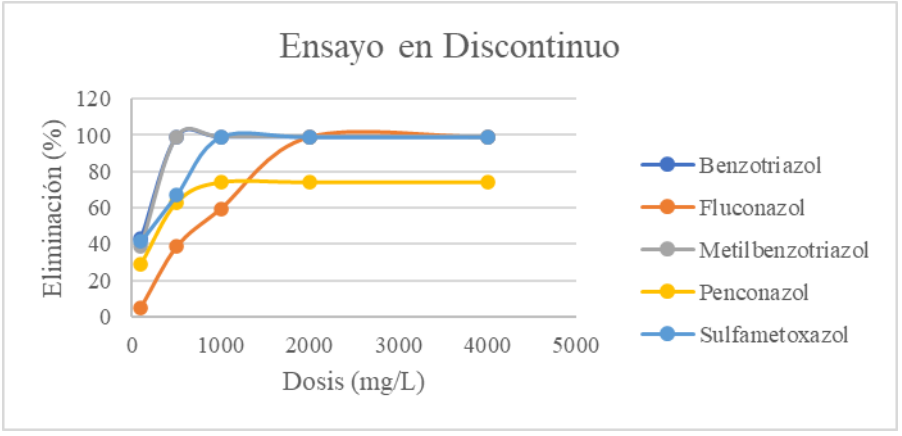


Figura 3 Resultados obtenidos en los ensayos de carbón activado en discontinuo.

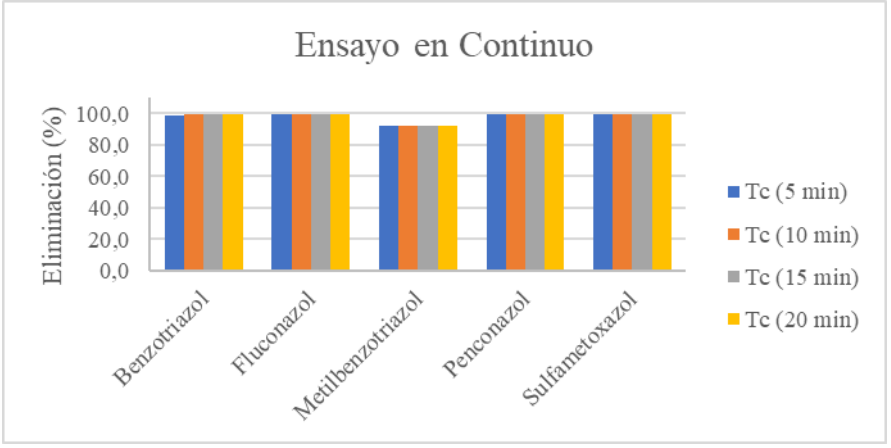


Figura 4 Resultados obtenidos en los ensayos de carbón activado en continuo.

Case of study **Nro 64.**

Challenges and Strategies in Integrating Water Utility Assets Distribution Networks in Multidisciplinary Projects: Case of Study The Red Sea Project

Marco Narváez Lüer[1], Ana Crespo Saenz[1*]

[1]Water department (Infrastructures) of IDOM Consulting, Engineering, Architecture, S.A.U., Madrid, Spain

*Corresponding author: marco.narvaez@idom.com

Keywords: **Integration, Project Management, Primary Water Network, Utility Assets.**

Abstract: This document examines the complexities of integrating utility assets in The Red Sea Project, a vast luxury tourism development in Saudi Arabia. Challenges include coordinating multiple companies, swift response to changing variables, and managing communication across linguistic and cultural divides. IDOM's role involves integrating primary service networks and designing extensive water supply networks. Strategies for effective coordination and engineering management are crucial. Despite challenges, project execution underscores the importance of integrated and coordinated management in large-scale projects.

Introduction

The Red Sea Project (Red Sea Global, n.d) is a luxury tourist complex located in the Tabuk province of the Kingdom of Saudi Arabia, covering an area of 28,000 km². This project involves 50 luxury hotels with a capacity of 8,000 rooms, along with 1,000 residential properties and its own airport (Public Investment Fund, n.d.). Announced in 2017 by the Crown Prince of Saudi Arabia, Mohammad bin Salman, is part of the Saudi Vision 2030, which includes the complete construction of the city, including its supply networks, residential and tourist infrastructure, services, access roads, airport, and more.

The project involves multiple companies and simultaneous design and construction activities, which present significant challenges in terms of coordination and engineering management. Furthermore, as it is a project where construction works proceed simultaneously with design, reaction times to changes are crucial to meet the project's scope within the established time frame.

IDOM has undertaken numerous assignments within The Red Sea Project. One of these assignments focuses on utility assets integration and will be the subject of this presentation, using the PMBOK Guide by the Project Management Institute (PMI, 2021) as a management tool. This integration involves managing spaces for primary utility service networks, their battery limits, and clashes with other structures and networks, their delivery points, and ensuring they are arranged within their respective easement.

Additionally, IDOM is responsible for designing the primary water supply networks of Potable Water Network (WPN), Treated Sewage Effluent (TSE), District Cooling Networks (DCN), and Sewage (SEW) in all areas of the project, both continental and insular, totalling over 180 km of network extension and the design of all associated works.

The main challenge lies in the need to coordinate engineering works while considering variables that can change daily, such as the definition of water supply

points, demands, easements, corridors, and integration with other networks and infrastructures within the project. Modifications to these variables have a significant impact on project resource management, where priorities, technical impacts, and above all, the impact on project timelines must be evaluated.

This case study will explore the specific challenges faced, as well as the strategies and best practices developed to overcome them, highlighting the importance of integrated and coordinated management in projects of this scale and complexity.

Objectives

- Analyze the challenges in integrating utility assets, particularly water distribution networks, in multidisciplinary projects.
- Examine the specific problems encountered in this case study.
- Identify strategies and best practices developed to effectively coordinate engineering works in a dynamic project environment using PMI guidance (PMI, 2021).
- Highlight the importance of integrated and coordinated management in complex projects to ensure success and efficiency.

Content

- Project context: General description of The Red Sea Project and the involved stakeholders with their respective roles, priorities, and functions, and the importance of integrating utility assets, specifically focusing on water distribution networks.
- Identified challenges: Analysis of specific challenges faced, such as coordinating design activities given the continuous scope changes of the project, coordination with the client and all other stakeholders, communication management, project resources, and risks.
- Strategies and solutions: Presentation of the strategies and best practices developed to address these challenges.
- Case study: Details on the application of these strategies in the specific project, with examples of results and lessons learned.
- Conclusions and recommendations: Final reflections on the importance of integrated and coordinated management in complex projects, along with recommendations for similar future initiatives.

Conclusions:

The study of The Red Sea Project highlights the unique challenges of integrating water distribution networks within multidisciplinary and dynamic project environments. However, it also demonstrates that with appropriate strategies and integrated and coordinated management, these challenges can indeed be overcome, paving the way for successful execution of projects of such scale and complexity.

References

Red Sea Global. (n.d.). The Red Sea. Red Sea Global, Retrieved April 30,2024, from https://www.redseaglobal.com/en/our-destinations/the-red-sea
Public Investment Fund. (n.d.). Red Sea Global. Public Investment Fund. Retrieved April 30,2024, from https://www.pif.gov.sa/en/our-investments/giga-projects/red-sea-global/
Project Management Institute. (2021). A guide to the project management body of knowledge (PMBOK® Guide) (7th ed.). Project Management Institute.

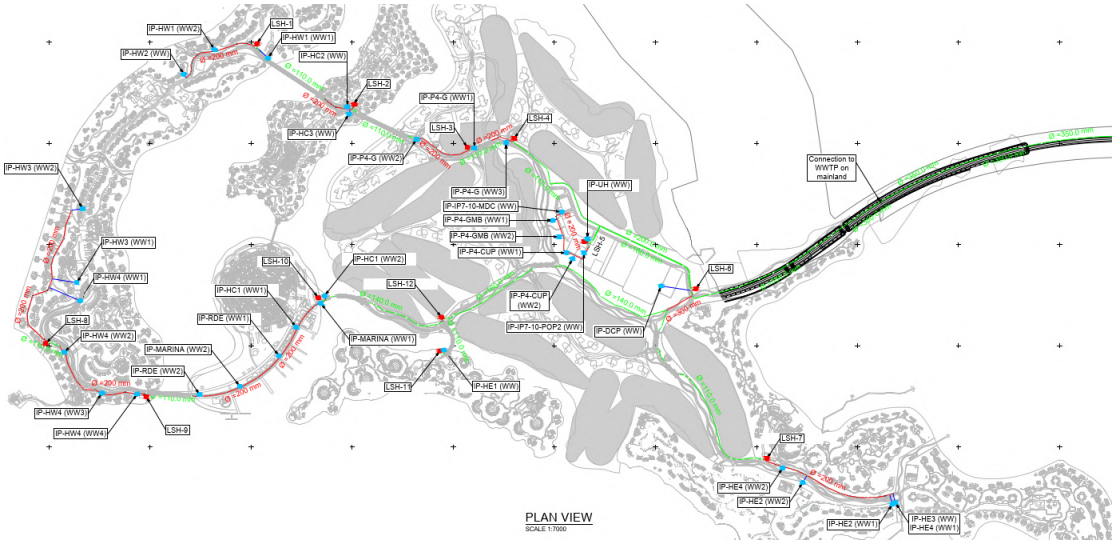


Figure 1 Sewage Network in Shura Island. Network with more than 16 km pipe length with 13 pumping stations, bridge crossings, and interaction with other water networks, power and instrumentation networks.

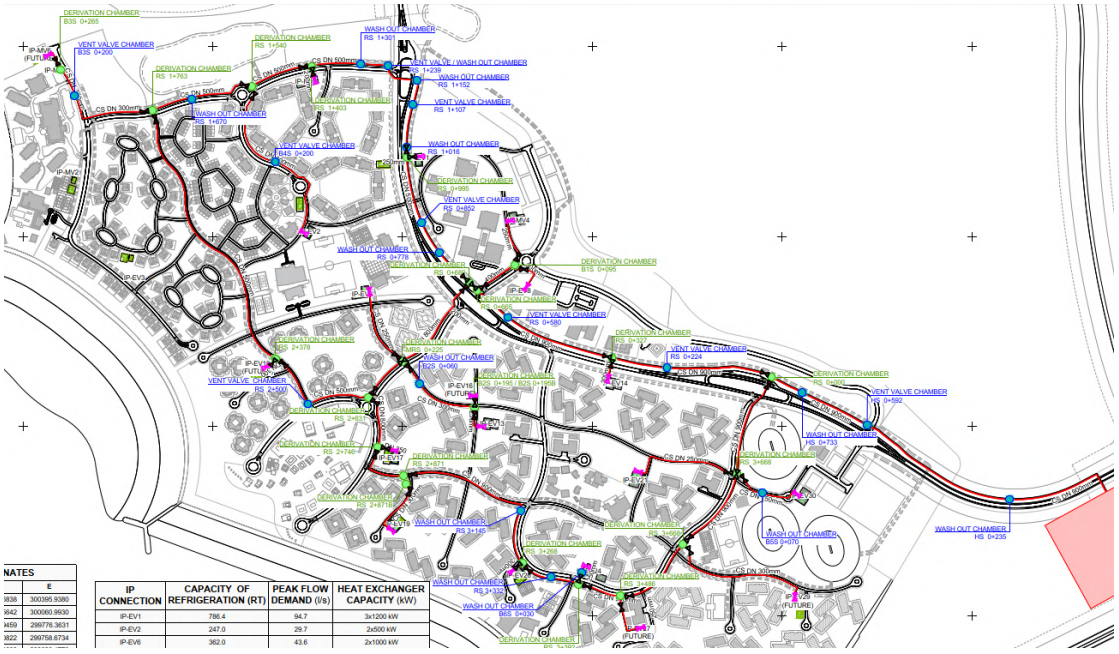


Figure 2 District Cooling Network in Coastal Village. Network with more than 10 km pipe length reaching 23 points interacting with other water networks, utility assets and infrastructures.

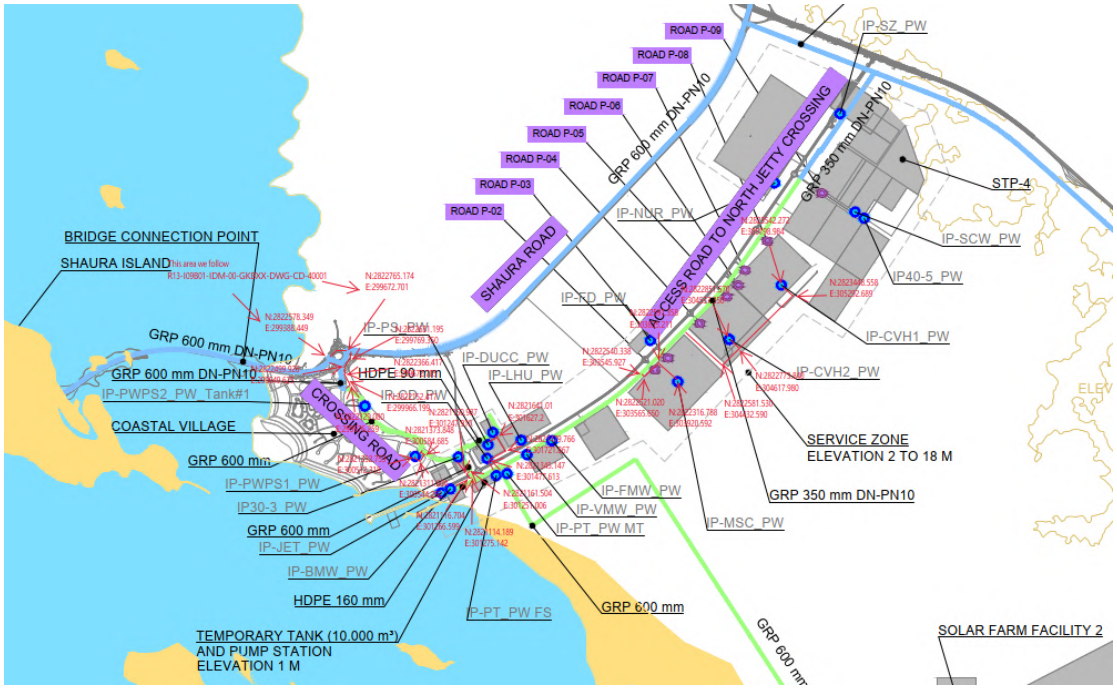


Figure 3 Potable Water Network in Mainland and Service Zone. 60.000 m³/d pipeline from Reverse Osmosis Plant reaching more than 30 delivery points, interacting with other utility assets and water networks.

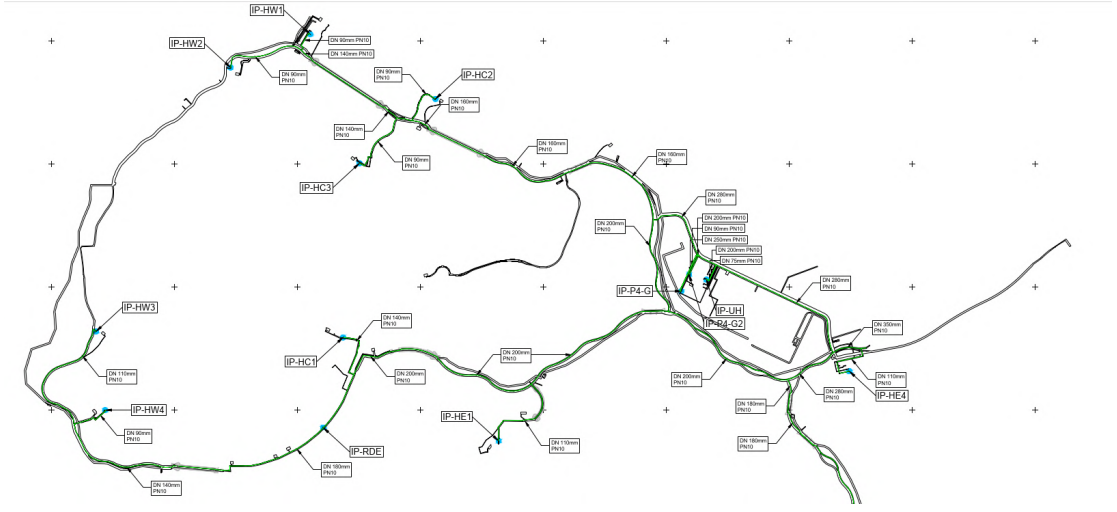


Figure 4 Treated Sewage Effluent Network in Shura Island. 9 km pipe length reaching 13 delivery points, interacting with other water networks and utility assets.

Scientific abstract **Nro. 65**

Estudio de la codigestión anaerobia de fangos de EDAR con la fracción líquida del proceso de carbonización hidrotermal del fango deshidratado

Julio Revert-Vercher[1*], Javier Díaz-Pineda[1], Juan B. Giménez[1], Aurora Seco[1], Josep Ribes[1]

[1]CALAGUA – Unidad Mixta UV-UPV, Departament d'Enginyeria Química, Universidad de Valencia, Avenida de la Universidad s/n, 46100 Burjassot, Valencia, España. *Corresponding author: julio.revert@uv.es

Keywords: codigestion anaerobia; carbonización hidrotermal; biogás

Abstract: La Carbonización Hidrotermal (HTC) se plantea como una tecnología prometedora y sostenible ante la problemática actual de la gestión de fangos. Sin embargo, el efluente líquido producido (LFHTC) requiere un tratamiento posterior ante la elevada carga orgánica, nutrientes y sustancias recalcitrantes. En este contexto, la Digestión Anaerobia (AD) se ha considerado como un método de valorización de la LFHTC eficaz, recuperándose el carbono en forma de biogás. El objetivo de este proyecto de investigación es evaluar el efecto de la incorporación de la LFHTC de fangos deshidratados sobre el proceso de digestión anaerobia de fangos primarios espesados, tanto en ensayos *batch* como en continuo, atendiendo a parámetros operacionales, microbiológicos y energéticos.

Introducción

El proceso de **Digestión Anaerobia** (DA) está ampliamente extendido en el tratamiento de aguas residuales y la gestión de los fangos de EDAR (Mulligan et al., 2024). Sin embargo, el aumento en la producción de fangos, y una normativa cada vez más estricta, han acentuado la necesidad de encontrar tecnologías que permitan una gestión sostenible de los mismos (Mulligan et al., 2024; Scrinzi et al., 2023). Así, procesos de conversión termoquímicos como la **Carbonización Hidrotermal** (HTC) permiten reducir el volumen de fangos y recuperar energía y nutrientes de sus subproductos (Nguyen et al., 2023; Scrinzi et al., 2023). A pesar de ello, se obtiene un efluente líquido (LFHTC) con un elevado contenido en materia orgánica y nutrientes, por lo que se necesita una gestión adecuada del mismo (Yang et al., 2023). Ante esta situación, dadas sus características, la valorización de la LFHTC mediante AD para obtener biogás se plantea como una opción prometedora, reduciéndose los impactos medioambientales derivados de su disposición y generando energía (Campbell et al., 2022; Ipiales et al., 2024). Ahora bien, dicha LFHTC presenta una composición química compleja, con presencia de sustancias recalcitrantes que pueden inhibir el proceso de digestión anaerobia (Merzari et al., 2019). Así pues, el trabajo de investigación pretende estudiar el efecto de incorporar la LFHTC en el proceso de digestión anaerobia del fango primario espesado, analizando la co-digestión de ambos sustratos en términos de operación del proceso (estabilidad, generación de fangos, etc.), comunidad microbiológica y producción de biogás.

Materriales y métodos

Para cumplir con los objetivos descritos, este proyecto de investigación se ha basado, por un lado, en la realización de ensayos en *batch* de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) en botellas de 600 mL, bajo condiciones mesofílicas (35±1ºC), utilizando para la medición del metano producido un dispositivo AMPTS II (Automatic Methane Potential Test System) - Bioprocess Control AB, Lund, Sweden-. El inóculo empleado se ha obtenido de una planta piloto de digestión anaerobia, propiedad del grupo CALAGUA. En cuanto a los sustratos, el fango primario espesado se ha obtenido de la

EDAR de la "Conca del Carraixet", situada en la Comunidad Valenciana, y la LFHTC procede de la HTC de fangos digeridos deshidratados en un reactor de alta presión de 2 L (Parr 4524, Parr Instrument Company, USA), propiedad del grupo CALAGUA. Por otro lado, próximamente, se llevará a cabo un estudio experimental a escala de laboratorio, mediante el montaje y operación en continuo de un reactor de digestión anaerobia (AnD) y de un reactor anaerobio de membranas (AnMBR) para el tratamiento conjunto del fango primario espesado y la LFHTC. Ambos reactores operarán en condiciones mesófilas y estarán equipados con sondas de pH-temperatura y medidores del biogás producido (ver *Figura 1*).

Resultados preliminares

Primeramente, se realizaron ensayos BMP de la LFHTC, analizándose varias ratios de inóculo/sustrato -RIS- (1, 2 y 4) para detectar un posible efecto tóxico/inhibitorio de la misma sobre el proceso de digestión (ver *Figura 2*). Se obtuvieron rendimientos de metano entre 123-153 $mLCH_4/gDQO_{añadida}$, siendo la biodegradabilidad inferior al 50% en todos los casos (ver *Tabla 1*). También se observó una disminución de la velocidad de reacción a menores RIS, indicando este hecho la existencia de cierta inhibición por sustrato. Seguidamente, se realizaron ensayos de codigestión de fango primario espesado y LFHTC en discontinuo, variando la cantidad de LFHTC añadida con respecto al fango primario espesado. Se observaron rendimientos de metano entre 133-160 $mLCH_4/gDQO_{añadida}$, obteniéndose los mejores resultados para una concentración de LFHTC del 25% (ver *Tabla 2*). Finalmente, con respecto al estudio de la codigestión en continuo, en la actualidad se está llevando a cabo el montaje de ambos reactores (AnD y AnMBR), y está previsto comenzar con su operación en las próximas semanas, empleando los valores óptimos alcanzados en discontinuo.

Referencias

Campbell, B. S., Thorpe, R. B., Peus, D., & Lee, J. (2022). Anaerobic digestion of untreated and treated process water from the hydrothermal carbonisation of spent coffee grounds. *Chemosphere*, *293*, 133529. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.133529

Ipiales, R. P., Lelli, G., Diaz, E., Diaz-Portuondo, E., Mohedano, A. F., & de la Rubia, M. A. (2024). Study of two approaches for the process water management from hydrothermal carbonization of swine manure: Anaerobic treatment and nutrient recovery. *Environmental Research*, *246*, 118098. https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2024.118098

Merzari, F., Langone, M., Andreottola, G., & Fiori, L. (2019). Methane production from process water of sewage sludge hydrothermal carbonization. A review. Valorising sludge through hydrothermal carbonization. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *49*(11), 947-988. https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1561104

Mulligan, N., Sakaveli, F., Petala, M., Tsiridis, V., & Darakas, E. (2024). Enhancing Methane Yield in Anaerobic Co-Digestion of Primary Sewage Sludge: A Comprehensive Review on Potential Additives and Strategies. *Waste 2024, Vol. 2, Pages 29-57*, *2*(1), 29-57. https://doi.org/10.3390/WASTE2010002

Nguyen, T. A. H., Bui, T. H., Guo, W. S., & Ngo, H. H. (2023). Valorization of the aqueous phase from hydrothermal carbonization of different feedstocks: Challenges and perspectives. *Chemical Engineering Journal*, *472*, 144802. https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2023.144802

Scrinzi, D., Ferrentino, R., Baù, E., Fiori, L., & Andreottola, G. (2023). Sewage Sludge Management at District Level: Reduction and Nutrients Recovery via Hydrothermal Carbonization. *Waste and Biomass Valorization*, *14*(8), 2505-2517. https://doi.org/10.1007/S12649-022-01943-2/TABLES/7

Yang, H., Si, B., Huang, S., Wu, H., & Liu, Z. (2023). Efficient anaerobic digestion of hydrothermal carbonization wastewater via an innovative multistage anaerobic hythane reactor (MAHR): Organic conversion and microbial evolution. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *11*(3), 110179. https://doi.org/10.1016/J.JECE.2023.110179

Agradecimientos

Esta publicación forma parte del proyecto de I+D+i coordinado RECREATE (PID2020-114315RB-C21 y PID2020-114315RB-C22), financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación y la Agencia Estatal de Investigación (MCIN/AEI/10.13039/501100011033). Los autores también agradecen el apoyo recibido por parte de la Generalitat Valenciana a través de la ayuda CIACIF/299.

Figuras y tablas

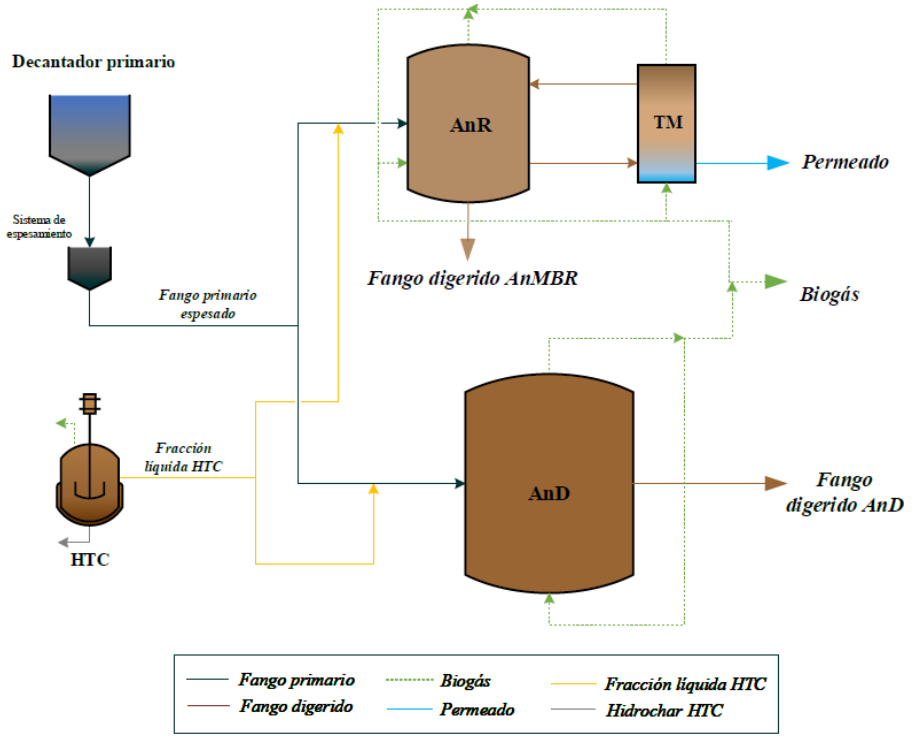


Figura 1 Esquema de tratamiento propuesto para la co-digestión anaerobia de la LFHTC con fangos primarios espesados mediante reactor convencional CSTR y AnMBR.

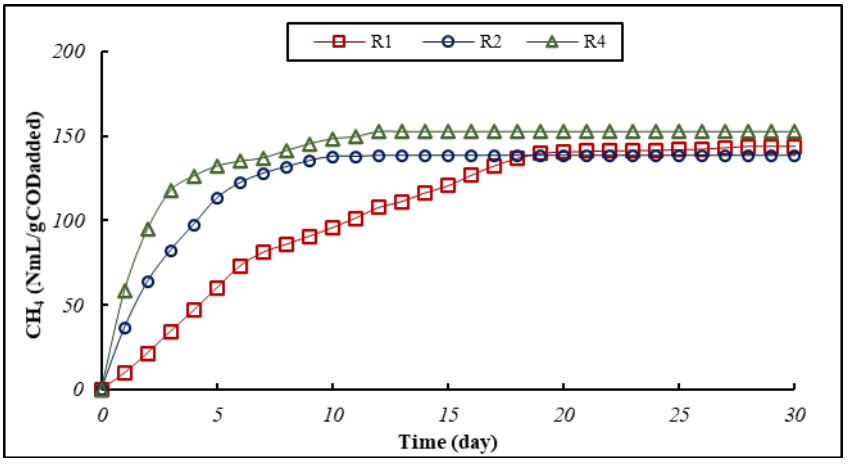


Figura 2 Resultados obtenidos para el estudio de la RIS en los ensayos BMP de la LFHTC.

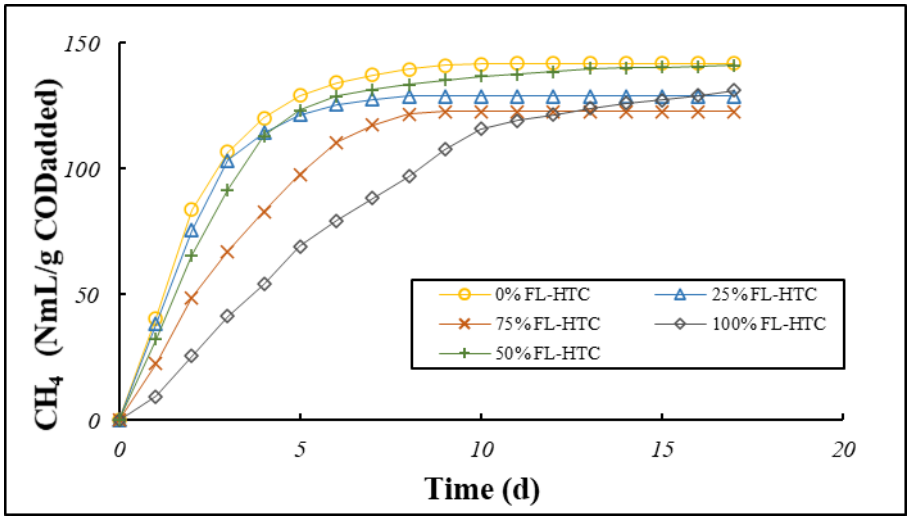


Figura 3 Resultados experimentales obtenidos para el estudio de la codigestión en *batch* de la LFHTC, con una RIS de 2. %FLHTC: porcentaje de FLHTC añadida (en base DQO) con respecto al fango primario espesado.

Tabla 1 Parámetros cinéticos obtenidos tras la aplicación del modelo de primer orden a los ensayos BMP para el estudio de la RIS en la biodegradabilidad de la LFHTC. RIS:, G_m: producción potencial de metano, k_1: constante de velocidad.

RIS	**1**	**2**	**4**
DQO añadida (g)	2,78	1,39	0,72
%biodegradabilidad	41%	39%	44%
G_m ($NmLCH_{4,STP}$/gDQOañadida)	144 ± 9	138 ± 19	144 ± 81
k_1 (d^{-1})	0,093 ± 0,002	0,254 ± 0,004	0,381 ± 0,004
R^2	0,993	0,988	0,997

RIS: Ratio Inóculo-Sustrato, G_m: producción potencial de metano, k_1: constante de velocidad; R^2: coeficiente de determinación.

Tabla 2 Parámetros cinéticos obtenidos tras la aplicación del modelo de primer orden a los ensayos BMP para el estudio de la codigestión de la LFHTC, con una RIS de 2.

ISR	**0% LFHTC**	**25% LFHTC**	**50% LFHTC**	**75% LFHTC**	**100% LFHTC**
DQO añadida (g)	2,12	2,12	2,12	2,12	2,12
%biodegradabilidad	41%	38%	41%	37%	45%
G_m ($NmLCH_{4,STP}$/gDQOañadida)	144 ± 2	133 ± 4	142 ± 4	130 ± 3	160 ± 3
k_1 (d^{-1})	0,427 ± 0,006	0,441 ± 0,030	0,348 ± 0,003	0,274 ± 0,010	0,117 ± 0,021
R^2	0,995	0,990	0,992	0,986	0,992

G_m: producción potencial de metano, k_1: constante de velocidad; R^2: coeficiente de determinación.

Case of study **Nro. 66**

Banco de pruebas para membranas osmosis inversa, el valor del modelado 3D

Diego Alejandro Montenegro Zuloeta[1], José Luis Marín Delgado[2]

[1]Modelador BIM, Tecnología y redes de Aqualia, España

[2]Técnico de proyecto, Tecnología y redes de Aqualia, España

*Correo del autor: diegoalejandro.montenegro@fcc.es

Palabra clave: Fabricación y montaje, modelado 3D.

Resumen: El desarrollo de un banco de pruebas, con membranas para aplicación de ósmosis inversa, consiste en la realización de ensayos para ver el rendimiento y caracterización de dicho módulo. El propósito del Proyecto es ver qué importancia tiene un diseño 3D previo a una puesta en marcha de un banco de pruebas.

Introducción

Normalmente las plantas desalinizadoras son instalaciones complejas que requieren una planificación y un diseño cuidadoso para garantizar un rendimiento y una eficacia óptima. Con un banco de pruebas para probar las membranas de ósmosis inversa lo que queremos es poder desarrollar y obtener una calidad de agua como si estuviésemos ya en una planta desaladora real.

Para poder llevar a cabo una buena fabricación y un buen montaje de un módulo de pruebas aplicaríamos un diseño 3D cumpliendo las normas, especificaciones y directrices que requiere el proyecto, para así garantizar que el diseño cumpla con los criterios técnicos deseados.

Material y métodos

Lo primero es elegir el software adecuado para el diseño del proyecto teniendo en cuenta la compatibilidad y funcionabilidad. Teniendo el software indicado podremos crear y manipular nuestro modelo 3D como si de una planta real se tratara.

Aplicaríamos la metodología BIM para integrar y coordinar datos de diferentes disciplinas y fuentes, analizar y optimizar el rendimiento y la eficacia del diseño, colaborar y comunicarse con otras partes interesadas y finalmente monitorear el ciclo de vida de nuestro proyecto.

Resultados

El diseño de un banco de pruebas en un software de modelado 3D nos ha permitido visualizar de manera clara y concisa el espacio disponible para poder optimizar ese espacio instalando más tubos de presión y comprobando que los equipos adquiridos se pueden instalar y operar de manera segura para los operarios.

De esta manera se van a poder probar diferentes configuraciones de membranas, diferentes flujos y presiones de funcionamiento que más tarde servirá para optimizar con pruebas fehacientes el diseño de la planta desaladora final.

Conclusión

Optimizar tiempo y ganar eficacia en el desarrollo de un módulo de pruebas viene acompañado de un buen diseño, ya que esto nos permite comprobar cualquier problema o interferencia potencial antes de la construcción del mismo.

Figuras y tablas

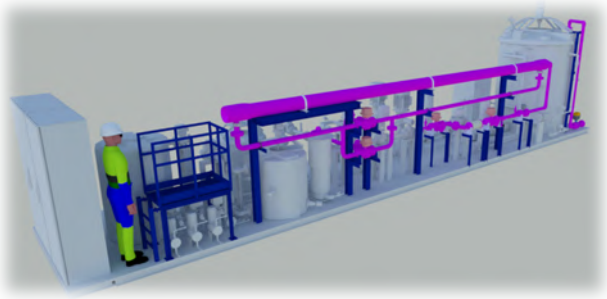


Figura 1 Ejemplo de banco de pruebas en 3D.

Scientific abstract **Nro. 67**

Nuevo enfoque en la purificación *in situ* de biogás en digestión anaerobia - Proyecto UPBIOMET+2

A. Valles[1], M. A. Leal[1], C. Colvée[1], M. Gauchía[1], J. Godifredo[2] y J. García[2]

[1]Departamento de Biotecnología Ambiental, AINIA, Carrer Benjamin Franklin 5-11, Paterna, España
[2]Departamento de Medio Ambiente, AINIA, Carrer Benjamin Franklin 5-11, Paterna, España

Palabras clave: Digestión anaerobia; Biochar; DIET

Resumen: UPBIOMET+2 es un proyecto de investigación orientado a obtener un mayor conocimiento de la promoción de la vía metabólica DIET como tecnología de purificación *in situ* del biogás generado en digestión anaerobia. El objetivo principal del proyecto se centra en el estudio del enriquecimiento del biogás en metano a partir del uso de materiales conductores y/o de la aplicación de diferencias de potencial.

Introducción

El biogás, producido en el proceso de digestión anaerobia, presenta una potencial contribución a la descarbonización del sector energético. El poder calorífico de este biocombustible puede incrementarse mediante el enriquecimiento en metano, contenido originalmente en un porcentaje entre el 50 y el 60%. Tradicionalmente, la purificación del biogás se ha llevado a cabo como una operación unitaria adicional a la digestión anaerobia. En la actualidad se están estudiando diferentes alternativas, algunas implican la purificación *in situ* del biogás en el propio digestor (Sarker et al., 2018).

En este contexto, un enfoque prometedor se basa en la promoción de la recientemente descubierta ruta metabólica DIET (*Direct Interspecies Electron Transfer*) en la que los electrones son transferidos directamente a partir de proteínas y/o *pilus* conductivos de los microorganismos acidogénicos o acetogénicos. En los últimos años, se han llevado a cabo numerosos estudios orientados a promover la ruta DIET en sistemas de digestión anaerobia mediante la adición de materiales conductivos (Figura 1a) y mediante la aplicación de un ligero voltaje externo a partir de un sistema de electrodos (Figura 1b). La combinación de ambas estrategias (Figura 1c) está adquiriendo un interés creciente, aunque su estado actual de estudio es muy limitado (Mostafa et al., 2020; Zhang et al., 2023).

Este estudio aborda la evaluación de la purificación *in situ* del biogás utilizando *biochar* como material conductivo y electrodos de grafito en digestión anaerobia llevada a cabo en modo de operación semicontinuo.

Materiales y métodos

La digestión anaerobia se llevó a cabo en un reactor con 7 litros de volumen efectivo, el esquema del dispositivo experimental se ilustra en la Figura 2. El digestor se operó a 35°C y se fijó una agitación de 200 rpm. A partir de fracción orgánica generada en los restaurantes, utilizada como sustrato, se estableció un régimen de alimentación semicontinuo en el que la carga orgánica volumétrica se fijó en 1,5 kg/SV m^3 d. El biochar se empleó como material conductivo a una carga del 2% (p/v) y el voltaje (0,2 y 0,4 V) se aplicó mediante electrodos de grafito. La Tabla 1 presenta el plan experimental, conformado por etapas de 7 días de duración.

Resultados y Discusión

La adición de *biochar* y/o la aplicación de voltaje no dieron lugar a un incremento del porcentaje de metano contenido en el biogás. Dicho porcentaje se mantuvo a lo largo de la experimentación en un valor de 68 ± 3%. A partir de estos resultados, se pone de manifiesto la necesidad de profundizar en el estudio de estas estrategias, relativas a la promoción de la ruta DIET, en digestión anaerobia en modo semicontinuo.

Sin embargo, tal y como muestra la Figura 3, la combinación de ambas estrategias sí que presentó un efecto significativo ($p = 0.037$) sobre la productividad y el rendimiento de biogás. Los valores máximos de productividad (5014 ± 2449 mL/d) y de rendimiento (24.1 ± 12.2 mL/kg SV) se observaron con material conductivo y un voltaje de 0.2 V.

Conclusiones

El uso combinado de *biochar* y electrodos de grafito en digestión anaerobia alimentada en semicontinuo con fracción orgánica de restaurantes es un enfoque viable para la mejora de la productividad de biogás. Es necesario continuar estudiando esta tecnología en base al objetivo de incrementar el contenido en metano.

Referencias

Charalambous, P., Vyrides, I., 2021. *In situ* biogas upgrading and enhancement of anaerobic digestion of cheese whey by addition of scrap or powder zero-valent iron (ZVI). J. Environ. Manage. 280, 111651. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111651

Mostafa, A., Im, S., Song, Y.C., Ahn, Y., Kim, D.H., 2020. Enhanced anaerobic digestion by stimulating DIET reaction. Processes. https://doi.org/10.3390/PR8040424

Sarker, S., Lamb, J.J., Hjelme, D.R., Lien, K.M., 2018. Overview of recent progress towards in-situ biogas upgradation techniques. Fuel. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.04.021

Zhang, Q., Yang, Y., Hou, L. an, Zhu, H., Zhang, Y., Pu, J., Li, Y., 2023. Recent advances of carbon-based additives in anaerobic digestion: a review. Renewable and Sustainable Energy Reviews. https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113536

Figuras y tablas

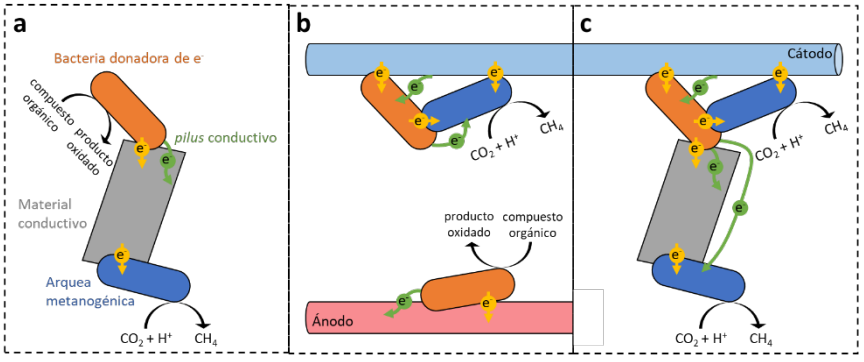


Figura 1 Fomento de la reacción DIET con suplementación de materiales conductivos (a), empleo de electrodos (b) y combinación de ambas estrategias (c).

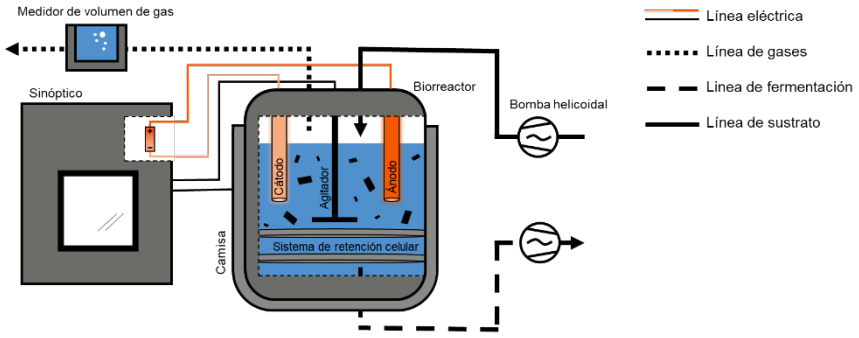


Figura 2 Esquema del dispositivo experimental.

Tabla 1 Plan experimental.

Etapa	Tiempo días	*Biochar*	Voltaje V
1	0 7	No	0
2	8 14	Si	0
3	15 21	Si	0,2
4	22 28	Si	0,4

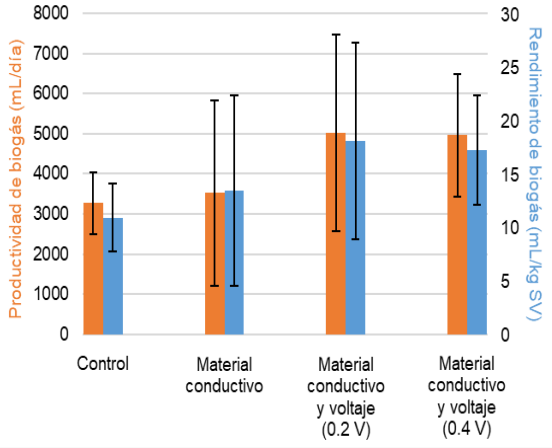


Figura 3 Productividad (mL/d) y rendimiento de biogás (mL/kg SV) obtenidos en cada etapa de la experimentación.

Case of study **Nro. 68**

Enhancing Innovative Education: ICT-Driven Strategies in Hydraulic Heritage

Delia Trifi[1*], Pablo Altaba[1], Paloma Barreda[1] , Laura Menéndez[2] and Sergio Chiva[1]

[1] Department of Mechanical Engineering and Construction, Universitat Jaume I, Castellón, Spain

[2] Parque Científico, Tecnológico y Empresarial, Universitat Jaume I, Castellón, Spain

*Corresponding author: trifi@uji.es

Keywords: Hydraulic Heritage; ITC tools; Education; Public awareness; Dissemination impact.

Abstract: The study and understanding of architectural and landscape heritage, as well as human interaction with environmental resources, are crucial aspects, especially during the early stages of academic training. This article explores the European project *"H2OMap: Innovative Learning by Hydraulic Heritage Mapping"* analysing water-related heritage in a Mediterranean context. The preservation of this heritage is not limited to the physical restoration of structures. However, it requires a holistic approach encompassing identification, research, protection, rehabilitation, dissemination and education, considering economic, social and cultural aspects. The aim of this European project is to promote innovative educational methods using computational science, engineering and mathematical approaches to characterise and raise awareness of the elements of the local hydraulic heritage, analyzing water resources in-depth and highlighting the characteristics of their environment, enriching the education.

Introduction

Public administrations and institutions in charge of protecting and preserving cultural heritage are interested in promoting programmes of activities aimed at educating citizens about the importance of research, protection and conservation of cultural assets (IPCE, 2015).

The primary purpose of this europena project "H2OMap: Innovative Learning by Hydraulic Heritage Mapping" (Erasmus+ KA201) is to promote the use of innovative educational methodologies involving ICT and STEM (science, technology, engineering and mathematics) approaches. This entails upgrading the quality of education while carrying out a comprehensive analysis of water resources and highlighting the importance of hydraulic heritage. It also seeks to inculcate the ethical and civic responsibility we must all assume to protect the environment. The innovation achieved in this project is the creation of a container that can gather knowledge for both teachers and secondary school students: based on the knowledge of hydraulic heritage that is transformed into an open access database through ICT, GIS tools and the participation at first stage of administrations and international school. Then, all the material generated will be freely accessible.

Material and Methods

Three universities are involved in this international project (Universitat Jaume I of Castelló, the University of Pavia and the University of Alicante) that develop innovative educational tools. Along with them, four secondary schools are also the project partners: IES Penyagolosa (Spain), Instituto Superiore Tamarelli Foscolo (Italy), Agrupamento de Escolas de Campo Maior (Portugal), and Agrupamento de Escolas nº 3 de Elvas

(Portugal) whose purpose is to test the tools for their improvement and carry out the case studies developed during the project

The study has focused on two major objectives: enhancing high school students' ICT skills and their application in both technological and social sciences, as well as equipping school teachers with innovative educational approaches related to digital technology and ICT skills. To accomplish these goals, the project has developed a ***methodological guide (O1)***, has provided teachers with ***e-learning training courses (O2)***, and created an ***educational multiplatform (O3)*** **(Figure 1).**

Results and Discussion

For the creation of these geolocating tools, a detailed workflow with two demarcated aspects has been followed. The main one is related to the creation indeed of the three (O1, O2 and O3) intellectual products (in KA201 projects, known as intellectual output).

-***Methodological guide (O1)*** a user-friendly manual that assisted teachers in gaining knowledge about innovative educational techniques.

-***E-learning training courses (O2):*** to train school teachers with innovative didactic tools using ICT to be able to create virtual maps.

-***Educational multiplatform (O3)***: This part of the workflow ends with the development of the geolocating tool by itself using QGIS software (framework development and synchronization), Qfield APP (on-site geocataloguing) and ArcGIS software (for the creation of the storymaps).

The other aspect but also a fundamental backbone of this type of project is its website. It is used to track and update the economic budget (private area) and also as a dissemination tool. That is since to have a wider scope in the 21st century, it is necessary to have visibility in all networks without forgetting conventional media such as radio, press (digital format), etc.

Conclusions

The partnership of the project was formed due to the shared passion for the valorisation of our own hydraulic heritage and the desire to transfer knowledge to future generations and work together through digital tools. This project has successfully facilitated cooperation, mobility, innovation, and the creation of lasting networks and alliances between educational institutions in Europe, enhancing the educational experience and promoting the personal and professional growth of participants **(Figure 2)**.

References

Instituto del Patrimonio Cultural de España (IPCE). (2015). *Plan Nacional de Educación y Patrimonio.* Ministerio de Educación, Cultura y Deporte. Madrid, Spain

Figures and Tables

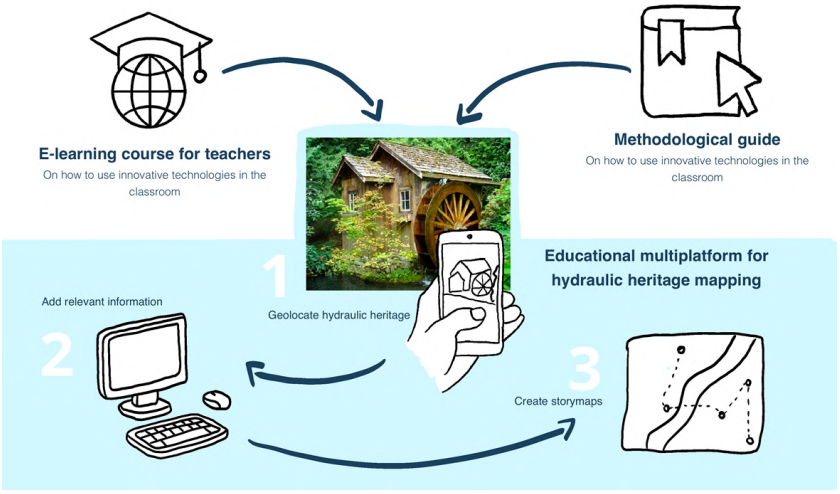


Figure 1 Intellectual outputs developed through the project and their interrelationship. (Source: authors).

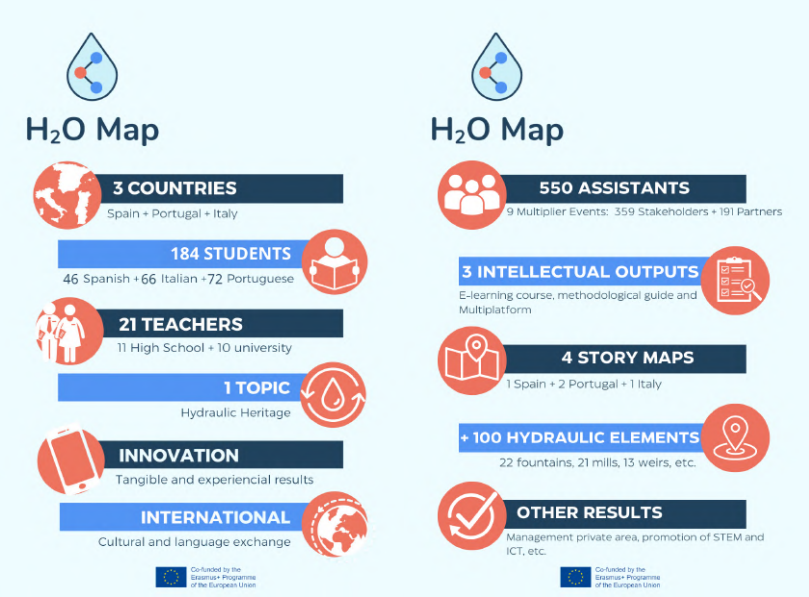


Figure 2 The scope (or impact) of H2OMap project in numbers. (Source: authors)

Scientific abstract **Nro. 69**

R3VOLUTION project: a revolutionary scheme for water reuse and resource recovery in the petrochemical industry

Ariadna Yañez[1*], Nicole Lima[1], Lidia Fernandez-Rojo[1], Eric Santos-Clotas[1], Carlos Echevarria[1], Mateo Pastur[1], Laura Gomez[2], Carlos Gonzalez[2]

[1]Cetaqua, Water Technology Centre, Spain

[2]Repsol Technology Lab, Spain

*Corresponding author: *ariadna.yanez@cetaqua.com*

Keywords: zero liquid discharge; industrial reuse; resource recovery

Abstract: The R3VOLUTION project aims to research, develop and demonstrate new membrane-based zero liquid discharge technologies that can be applied in water-intensive industries to address water scarcity, energy costs and pollution. A case study has been proposed for each of the petrochemical, steel, biochemical and pulp and paper industries. For the petrochemical case study, a pilot plant will be designed and built to treat water from the outlet of the industrial wastewater treatment plant of a Spanish refinery, capable of recovering more than 90% of water, 80% of energy and 40-60% of solutes.

Introduction

Water use in European industry has significant environmental, economic and social impacts. These include increasing water scarcity, which affects approximately 40% of water withdrawals in Europe. Despite improvements in the treatment of wastewater generated by industrial activities due to increased regulation of discharges, the complexity of operations contributes to water pollution and the deterioration of water quality. In addition, industrial water use is associated with significant energy costs, with more than 50% of the operating costs of wastewater treatment related to energy consumption. However, despite the urgency of addressing these challenges in the context of the climate crisis, the implementation of industrial wastewater reclamation projects remains limited. This limitation is largely due to the fact that industry does not base its productive activity on water purification, so water is sometimes undervalued, which limits industrial investment in water recovery technologies. Therefore, it is urgent to explore innovative solutions to recover valuable compounds from wastewater and reduce the energy cost of reclamation treatments, thereby creating additional revenue streams and strengthening the business case for industrial wastewater reclamation efforts.

The petrochemical sector represents the challenges faced by water-intensive industries, producing effluents with recalcitrant organics, dissolved salts, heavy metals and nutrients for which intensive regeneration processes have not been developed. Furthermore, a significant thermal energy used in petrochemical processes is lost, contributing to both economic losses and direct greenhouse gas emissions. These inefficiencies highlight the urgent need for advanced and sustainable water management solutions tailored to the specific needs of these industries.

The R3VOLUTION project aims to address these challenges by investigating, developing, and demonstrating a tailored membrane-based Zero Liquid Discharge (ZLD) treatment train within the downstream process of a Spanish refinery's industrial wastewater treatment plant (WWTP). The primary objective is to recover more than

90% of water, 80% of energy, and 40-60% of solutes, including sodium hydroxide (NaOH), hydrochloric acid (HCl) and ammonia (NH_3).

Material and Methods

The treatment train (Figure 1), which is being designed to treat 1 m^3/h, aims to achieve over 90% reuse of high quality reclaimed water by reverse osmosis (RO) and pre-treatment focused on removal of organics (through granular activated carbon and ultrafiltration) and divalent salts and ammonia (through nanofiltration and zeolites). The RO concentrate stream is concentrated up to 10 times by ceramic membrane distillation (MD) and fed to a bipolar electrodialysis stage for HCl and NaOH production. The zeolites are regenerated with the on-site produced NaOH and a rich ammonia stream is discharged to a second ceramic MD module to recover an NH_3 condensate stream. The pre-treatment rejects (rich in divalents and solids) are managed by a physicochemical system, producing a chemical sludge to be managed as solid waste, while the clarified sludge is returned to the headworks.

Results and Discussion

The outlet stream of the refinery's industrial WWTP has been characterised (Table 1) and the waste heat streams for the energy recovery have been identified in order to have more detailed information for the design of the pilot plant. The design phase of the pilot plant has commenced with the aim of completing construction by mid-2026. This phase includes a preliminary commissioning before the start of the experimentation, which will allow the validation of the project objectives under real conditions.

Conclusions

The R3VOLUTION project aspires to revolutionise industrial water management in the European Union (EU) by providing innovative solutions that are economically viable, environmentally sustainable and operationally feasible. By maximising water and energy recovery while minimising environmental impact, the project sets a precedent for future industrial water reclamation projects, contributing to the EU's sustainability goals over the next decade.

Acknowledgments

This work has been conducted under financial support of the HORIZON Programme of the European Commission within the framework of the R3VOLUTION Project (HORIZON-CL4-2023-TWIN-TRANSITION-01-40 - 101138245 R3VOLUTION).

Figures and Tables

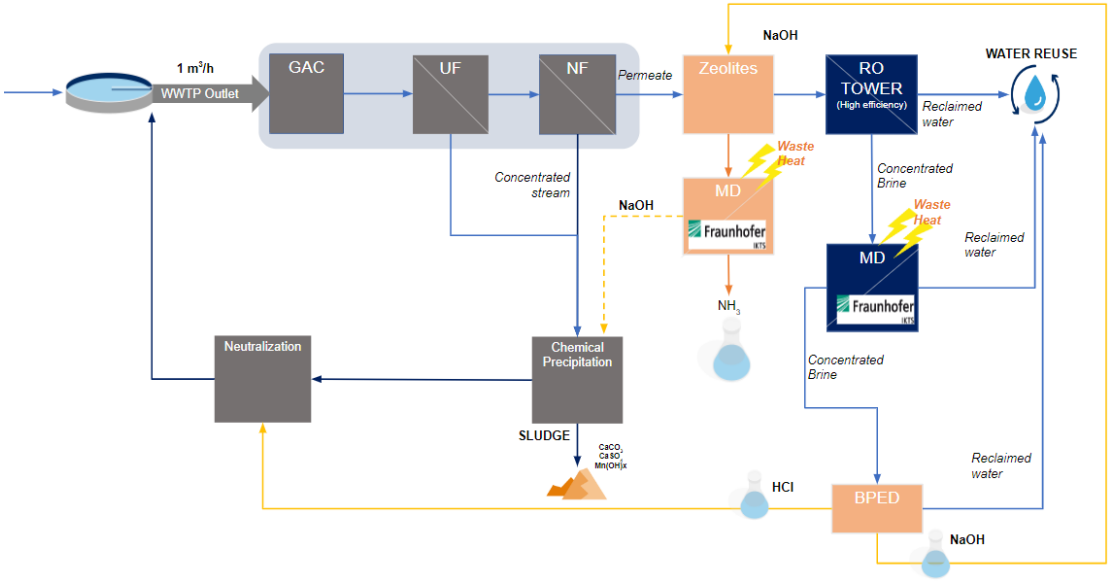


Figure 1 Petrochemical case study pilot scheme of R3VOLUTION project.

Table 1 Critical effluent compounds.

	Average	Limit
Carbon oxygen demand (ppm)	87.6	125
BOD_5 (ppm)	19.9	30
Nickel (ppb)	6.3	17
Total phosphorus (ppb)	0.9	1.5
Cyanides (ppb)	23.1	130
Fluorides (ppm)	0.9	1.3
Sulphides (ppb)	<200	200
Hexavalent Chromium (ppb)	<5	10
Arsenic (ppb)	6.6	16

Scientific abstract **Nro. 70**

Eliminación de contaminantes emergentes mediante tecnologías de membranas

Elizabeta Domínguez[1*], Nuria Ortuño[1], Marta Ferre[1], M.J. Moya-Llamas[1] y Daniel Prats[1]

[1]Instituto Universitario del Agua y las Ciencias Ambientales, Universidad de Alicante, España

*Autor correspondiente: elizabeta.dominguez@ua.es

Palabras Claves: Aguas residuales; contaminantes emergentes; membranas

Resumen: En la actualidad, los contaminantes de preocupación emergente, no están incluidos en los programas de seguimiento sistemático de la Unión Europea, pero suponen un importante riesgo, lo cual exige su regulación. Las membranas de nanofiltración y ósmosis inversa son barreras efectivas para contaminantes orgánicos y su rendimiento de eliminación es elevado. En esta investigación se ha demostrado, a partir de una serie de ensayos realizados a escala laboratorio con tres tipos de membranas diferentes, que se logra eliminar la mayoría de los contaminantes seleccionados, al menos en un 80%.

Introducción

La contaminación del medio acuático es un problema global significativo, regulado por diversas legislaciones que identifican sustancias contaminantes. Sin embargo, existe un grupo de compuestos, denominado contaminantes emergentes (del inglés, *contaminants of emerging concern* o CEC), aún sin regular, sobre los que existen motivos de preocupación que hacen necesaria su vigilancia y la evaluación del peligro potencial asociado a su presencia en las aguas.

Los antibióticos, en particular, son de gran preocupación debido al aumento de bacterias resistentes y multirresistentes, fenómeno que la Organización Mundial de la Salud (OMS) reconoce como una amenaza principal para la salud pública. La Unión Europea ha implementado ciertas medidas, además de proponer un tratamiento cuaternario de aguas residuales urbanas para abordar este problema (Comisión Europea, 2022; Parlamento Europeo y del Consejo, 2022).

Numerosas investigaciones actuales (Khan et al., 2023; Matin et al., 2023; Yang et al., 2024) han evaluado técnicas de filtración como la nanofiltración (NF) y la ósmosis inversa (OI) para la eliminación de CEC. Los resultados indican que las membranas representan una barrera eficaz frente a los agentes contaminantes de origen orgánico.

El objetivo principal de la investigación es lograr una reducción en aguas de, al menos, un 80% de los contaminantes emergentes seleccionados, probando distintos tipos de membranas.

Materiales y Métodos

El estudio se realizó a escala de laboratorio utilizando matrices de agua pura y agua sintética (DQO de 50 mg O_2/L) dopada con 10 µg/L de los CEC estudiados. Se emplearon membranas planas de NF (NF-90) y de OI (OI-AC, OI-UAC) suministradas por Toray Membrane Spain, S.L., en experimentos discontinuos y continuos. Para la filtración discontinua se utilizó un módulo de celda agitada Amicon modelo 8200 de Millipore y para la filtración continua, se diseñó y fabricó una celda de teflón.

La técnica analítica utilizada para la determinación de los CEC en las aguas tratadas fue cromatografía líquida de alta resolución acoplada a espectrometría de masas en

tándem (UHPLC-MS/MS), utilizando un equipo Agilent 1290 Infinity con espectrómetro de triple cuadrupolo (UHPLC-1290/QQQ-6490). La columna utilizada fue una Zorbax Eclipse Plus C18 (2,1 mm x 100 mm x 1,8 µm).

Resultados y Discusión

En las Figuras 1 y 2 se presentan los porcentajes de eliminación para algunos de los compuestos de estudio, con la membrana NF-90 en modo discontinuo (Figura 1) y con las membranas OI-UAC y OI-AC en modo continuo (Figura 2).

Empleando la NF-90, no se aprecian diferencias significativas en los ensayos con diferentes matrices y en cuanto a la remoción de CEC, los resultados son alentadores. No obstante, el acetaminofén, la carbamazepina y el sulfametoxazol presentan porcentajes de eliminación menores de 80%, lo que puede ser debido a que tienen pesos moleculares (150, 236 y 253 g/mol respectivamente) por debajo o similares al tamaño de corte de la membrana: 200-400 Da. Además, sus valores de coeficiente de reparto octanol-agua ($\log K_{ow}$)son menores de 3 (0,46; 2,45 y 0,89 respectivamente), lo que indica que dichos compuestos tienen un carácter hidrófilo que favorece el paso de las moléculas a través de la membrana. Sin embargo, empleando la membrana de OI tipo UAC, el acetaminofén es el único compuesto que no se elimina en más del 80%. Con la membrana tipo AC se obtienen los mejores resultados globales de eliminación respecto a la de tipo UAC y a la NF-90.

Conclusiones

Las tecnologías con membranas son altamente efectivas en la eliminación de contaminantes emergentes en aguas residuales. La membrana de ósmosis tipo AC mostró la mayor eficacia, alcanzando tasas de eliminación superiores al 80% para la mayoría de los CEC estudiados operando en modo continuo.

Referencias

Comisión Europea. (2022). *Decisión de Ejecución 2022/1307/UE de la Comisión de 22 de julio de 2022 por la que se establece una lista de observación de sustancias a efectos de seguimiento a nivel de la Unión en el ámbito de la política de aguas, de conformidad con la Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo [notificada con el número C (2022) 5098]*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX:32022D1307

Khan, N. A., Singh, S., López-Maldonado, E. A., Pavithra, N., Méndez-Herrera, P. F., López-López, J. R. y Aljundi, I. H. (2023). *Emerging membrane technology and hybrid treatment systems for the removal of micropollutants from wastewater.* Desalination, 565, 116873.

Matin, A., Jillani, S. M. S., Baig, U., Ihsanullah, I., y Alhooshani, K. (2023). *Removal of pharmaceutically active compounds from water sources using nanofiltration and reverse osmosis membranes: Comparison of removal efficiencies and in-depth analysis of rejection mechanisms.* Journal of Environmental Management, 338, 117682.

Parlamento Europeo y del Consejo. (2022). *Propuesta de directiva del Parlamento Europeo y del Consejo sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (versión refundida)*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A52022PC0541&qid=1668778087100

Yang, L., Xia, C., Jiang, J., Chen, X., Zhou, Y., Yuan, C. y Cao, G. (2024). *Removal of antibiotics and estrogens by nanofiltration and reverse osmosis membranes.* Journal of Hazardous Materials, 461, 132628.

Figuras y Tablas

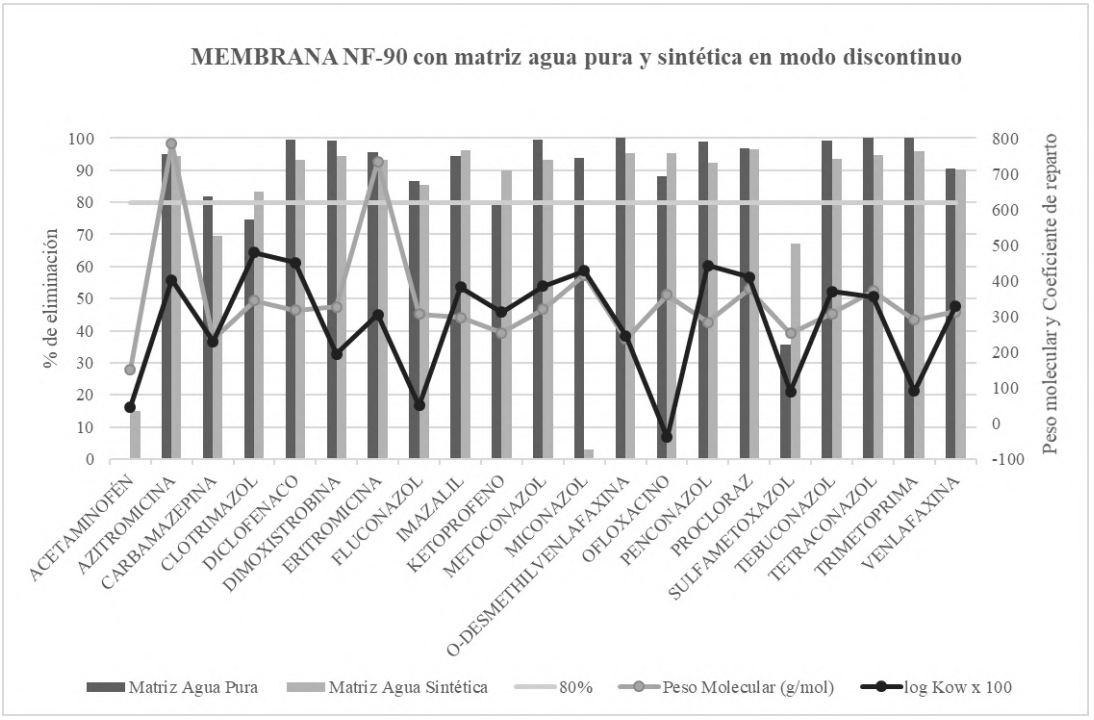


Figura 1 Porcentajes de eliminación de CEC con la membrana de NF operando en modo discontinuo.

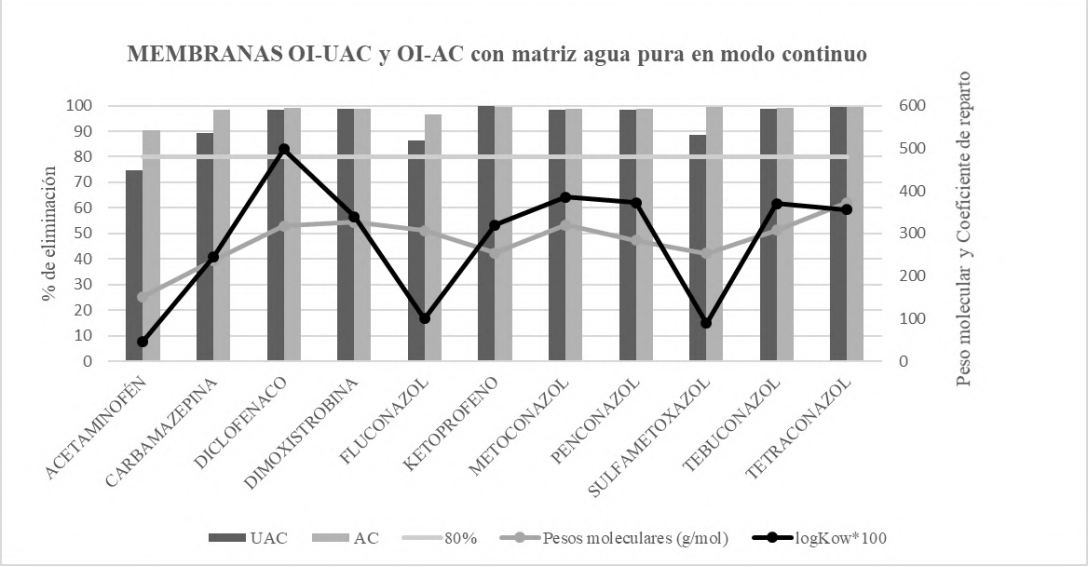


Figura 2 Porcentajes de eliminación de los CEC con dos membranas de OI operando en modo continuo.

Scientific abstract **Nro. 71**

Halotolerant methanotrophic community enrichment for enhancing ectoine production from biogas.

Rebecca Serna-García[1,2,3*], Sara Cantera[1,2], Alberto Bouzas[3] and Raúl Muñoz[1,2]

[1] Institute of Sustainable Processes, University of Valladolid, 47011, Valladolid, Spain

[2] Department of Chemical Engineering and Environmental Technology, University of Valladolid, Dr. Mergelina s/n., 47011, Valladolid, Spain

[3] CALAGUA–Unidad Mixta UV-UPV, Departament Enginyeria Química, Universitat de València, Avinguda de la Universitat s/n, 46100 Burjassot, Spain

*Corresponding author: rebecca.serna@uva.es

Keywords: ectoine; methanotrophs; biogas valorization

Abstract: Biogas-based ectoine production represents a promising alternative for biogas valorization. This study investigated the enrichment of a halotolerant methanotrophic community sourced from a natural saltern. Six enrichments series were conducted at 25ºC at different salinities (6, 9, 12, 15 and 20%) with methane (CH_4) at different contents (5 or 50%) as the energy and carbon source. All bottles, except those at 20% salinity, exhibited CH_4 degradation. Three enrichment steps were conducted for each condition before characterizing microbial kinetics and process yields. The selected microbial community will be inoculated into a Taylor flow bioreactor to enhance the CH_4 volumetric mass transfer coefficient.

Introduction

While biogas derived from wastewater treatment holds promise as a renewable energy source, its full potential is hindered by the presence of pollutants and the rapid decline in the production costs of competing renewable sources (solar and wind energy). To overcome this challenge, a novel approach involves converting biogas into platform chemicals such as polyhydroxyalkanoates, methanol or ectoine, with the aim of catalyzing a more competitive biogas market.

Ectoine production from biogas is highly attractive due to its high price (1,000€/kg) and broad applications across biotechnology, cosmetics, and medicine. Methanotrophic bacteria can accumulate ectoine intracellularly using biogas as a substrate (Cantera et al., 2020). However, current methodologies yield low productivities due to the restricted number of methanotrophic bacteria implemented in these processes, and the poor aqueous solubility of CH_4. Expanding the types of halophile methanotrophs used for ectoine production and developing innovative bioreactor configurations for continuous CH_4 abatement is necessary to enhance ectoine production and broaden biogas valorization. This work focused on enriching and isolating novel halotolerant methanotrophic strains to achieve high ectoine productivity during CH_4 abatement. Enrichment series were conducted in batch bottles, and the selected microbial community will be inoculated into an innovative high mass-transfer Taylor flow bioreactor (Figure 1).

Material and Methods

The mineral salt medium (MSM) was prepared according to Cantera et al. (2016) with 25 µM Cu^2, and NaCl was added at varying salinity concentrations. Inocula for the first enrichment of methanotrophic communities were sourced from the Salinas Nature Reserve in Santa Pola (Alicante, Spain), from two external salt ponds (18% salinity), and the crystallizing pond from Bras del Port saltern (>25% salinity). Six enrichment series at different salinities (6%, 9%, 12%, 15% and 20%) and CH_4 concentrations (5% and 50% under an air and O_2 atmosphere, respectively) were conducted in triplicate

(Table 1). A control assay with inoculum and liquid medium from the crystallizing pond (without MSM) was also included. Batch assays were performed in 120 mL gas-tight serum bottles with 40 mL working volume, sealed with butyl septa and plastic screw caps. CH_4 and O_2 were introduced into the headspace with gas-tight syringes. All bottles were incubated at 25ºC on an orbital shaker (130 rpm). Gas composition (O_2, CO_2 and CH_4) was daily monitored using a Bruker 430 GC-TCD (Palo Alto, USA).

Results and Discussion

Control bottles containing only the supernatant from the crystallizer exhibited no growth or CH_4 consumption. In the first enrichment step, bottles at varying salinities (6%, 9%, 12%, and 15%) exhibited growth and CH_4 consumption, except for those at 20% salinity. In Experiment 1 (6% salinity) CH_4 consumption started after 14 days, whereas 41 days were required for this process to initiate in Experiment 4 (15% salinity). A correlation between higher salinity and prolonged initiation time for growth was observed.

Upon complete CH_4 depletion in the headspace, it was refilled. After 10 cycles of headspace replacement, the culture broth served as inoculum for the subsequent enrichment step. 4 mL of that inoculum was transferred into new 40 mL working volume bottles for the second enrichment step, and this was repeated for the third enrichment step, which is currently undergoing. Following three enrichment steps, the culture broth will be used to inoculate 2.1-L gas-tight serum bottles, containing MSM, to investigate CH_4 degradation kinetics, biomass accumulation, ectoine and pigments production, and microbial community composition. The enriched methanotrophic community will be inoculated into a Taylor flow reactor composed of multi-capillary channel system to enhance gas-liquid volumetric mass transfers coefficients. The reactor setup is currently in progress (Figure 2), and results will be presented at the conference.

Conclusions

In this work, halophilic methanotrophs were successfully enriched at salinities higher than previously known to support methanotrophic growth. This demonstrates the potential of these organisms to thrive at higher salinities, broadening the scope of methanotrophic biotechnologies for ectoine production. Extending salinity tolerance aims to enhance the efficiency and versatility of CH_4 abatement and ectoine production processes in tailored bioreactors.

References

Cantera S., Lebrero R., García-Encina P.A, Muñoz R. (2016). *Evaluation of the influence of methane and copper concentration and methane mass transport on the community structure and biodegradation kinetics of methanotrophic cultures*. Environ. Manage. 171, 11-20.

Cantera, S., Phandanouvong-Lozano, V., Pascual, C., Garcia-Encina, P., Lebrero, R., Muñoz, R., 2020. *A systematic comparison of ectoine production from upgraded biogas using Methylomicrobium alcaliphilum and mixed haloalkaliphilic consortium*. Waste Manag. 102, 773-781.

Figures and Tables

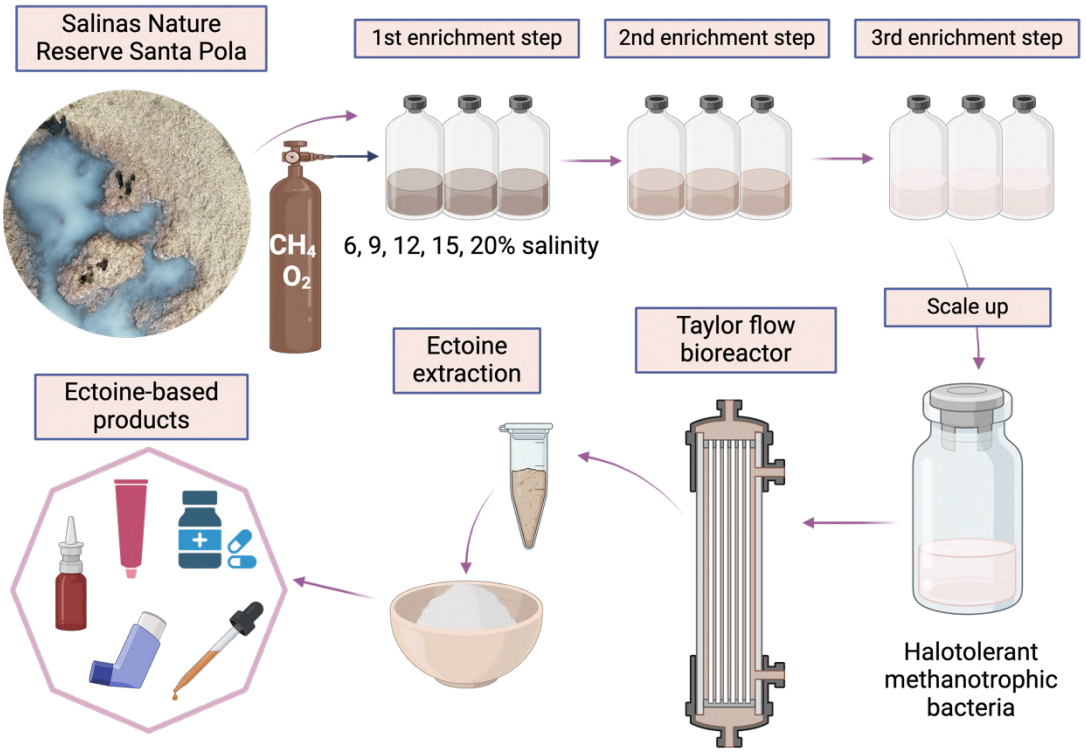


Figure 1 Schematic process for ectoine production from biogas.

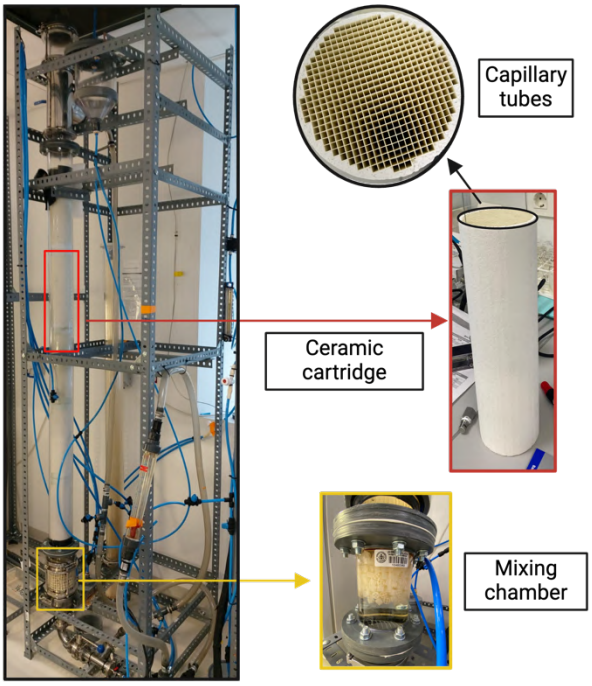


Figure 2 Innovative Taylor flow bioreactor designed for ectoine production from biogas.

Table 1. Cultivation conditions during microbial community enrichments.

Experiment	Salinity (%)	CH_4 (%)	Inoculum
Origin	18	5 50	Crystallizer
1	6	5 50	External pond
2	9	5 50	External pond
3	12	5 50	External pond
4	15	5 50	External pond
5	20	5 50	External pond
6	6	50	External pond

Acknowledgments

This work was supported by *Generalitat Valenciana* (*Conselleria de Educación, Universidades y Empleo)* via a postdoctoral APOSTD grant (CIAPOS/2022/70) to the first author cofinanced by the European Social Fund.

Scientific abstract **Nro. 73**

Integration of a new struvite precipitation simulation tool into a full-scale Plant-wide model for WRRF analysis

Juan Jose Hoyos-Seba[1*], Kepa Olaciregui-Arizmendi[1,2], Beñat Elduayen-Echave[1,2], Eduardo Ayesa[1,2], Verónica Aguilar-Pozo[3,4], Sergi Astals[3], Josep María Chimenos[4] and Paloma Grau[1]

[1]Universidad de Navarra, Tecnun, Manuel Lardizabal 13, 20018 Donostia / San Sebastián, Spain

[2] CEIT-Basque Research and Technology Alliance (BRTA), Manuel Lardizabal 15, 20018 Donostia / San Sebastián, Spain

[3]Department of Chemical Engineering and Analytical Chemistry, University of Barcelona, C/ Martí I Franqués 1, 08028 Barcelona, Spain.

[4]Department of Materials Science and Physical Chemistry, University of Barcelona, C/ Martí I Franqués 1, 08028 Barcelona, Spain.

*Corresponding author: jjhoyoss@unav.es

Keywords: Plant-Wide model; Phosphorus management; Struvite precipitation

Abstract: The objective of this work was to integrate and calibrate the LG-MgO struvite precipitation model into a PWM scheme. LG-MgO is a byproduct of MgO from the calcination of magnesite. Due to its heterogenous composition, dissolution and precipitation reactions of different compounds have been considered in the model. Integrating the LG-MgO struvite precipitation model with the rest of the plant in a PWM-LG-MgO model offers a valuable opportunity to explore different operating conditions at any WRRF.

Introduction

The plant-wide modeling (PWM) methodology allows the rigorous and systematic construction of the most appropriate mathematical model to globally describe the behavior of a Water Resource Recovery Facility (WRRF) (Grau et al., 2007). It allows the analysis of multiple strategies such as the management of phosphorus (P) in the WRRF. Struvite precipitation is a relevant P recovery process in WRRF. Usually, struvite recovery involves Mg addition as $Mg(OH)_2$ or $MgCl_2.6H_2O$. Previous contributions have studied using alternative magnesium sources as LG-MgO(Aguilar-Pozo *et al.*, 2023).

Studies have been carried out to predict P fluxes simultaneously in the water and sludge lines of the WRRF under different operating modes (Solon *et al.*, 2017; Kazadi Mbamba *et al.*, 2019). But none have integrated new models with a PWM approach that consider the addition of unconventional sources of Mg to precipitate struvite.

In this contribution, the low-grade magnesium oxide (LG-MgO) struvite precipitation model is integrated into a PWM scheme and calibrated in a semi-industrial reactor. The resulting comprehensive PWM-LG-MgO model emerges as a promising tool to explore different P management strategies in WRRFs.

Material and Methods

Model description

The novelty of the PWM-LG-MgO is the incorporation of a mathematical model of struvite precipitation that includes the presence of (LG-MgO) as an alternative source of magnesium. This model is developed using the WEST-DHI (www.mikebydhi.com) simulation platform. The LG-MgO used as a Mg source is a heterogeneous by-product

composed of different compounds that release Mg^{2+}, Ca^{2+}, CO_3^{2-} and OH^- to the medium. The model considers nine different solid compounds: LG-MgO, struvite, amorphous calcium phosphate (ACP), $Mg(OH)_2$, $MgCO_3$, $Ca(OH)_2$, $CaMg(CO_3)_2$, $CaCO_3$, struvite coating over LG-MgO and ACP coating over LG-MgO. Table 1 lists some of the different transformations considered. Additionally, in the liquid phase, the following species are accounted for: NH_4^+, NH_3, PO_4^{3-}, HPO_4^{2-}, $H_2PO_4^-$, H_3PO_4, $MgPO_4^-$, $MgHPO_4$, $MgH_2PO_4^+$, $MgOH^+$, Mg^{2+}, $CaPO_4^-$, CaHPO4, $CaH_2PO_4^+$, $CaOH^+$ and Ca^{2+}.

The thermodynamic equilibrium is calculated based on the approach by Ohlinger et al., 1998. Table 1 presents the different equilibrium equations used in this approach, while Table 2 includes some of the transformations considered in the precipitation model. The stoichiometry of the process is defined by a Gujer matrix, as commonly used in wastewater treatment modelling (Lizarralde et al., 2015), see Table 3 for details. The model incorporates saturation index (SI) calculations for each solid compound at each time step, which serve as the driving force for precipitation, and kinetics.

Experimentation

The LG-MgO by-products used to validate the model were provided by Magnesitas Navarras, S.A. The main objective of this experimentation is to demonstrate the correct scale-up of the technology, verifying its application on a semi-industrial scale, with the ultimate goal of implementing it in a real plant. For this purpose, a pilot reactor with a capacity of 4.5 m^3 is used in this study, see Figure 1. To calibrate the model, a batch experiment lasting 7.5 hours was conducted. The supernatant used in this study was collected from a mesophilic anaerobic digester. LG-MgO was added at the beginning of the experiment to achieve a P:Mg molar ratio of 1:3. Various physio-chemical parameters were measured in both the influent and effluent, including NH_4^+ (mg/L), PO_4^{3-} (mg/L), Mg^{2+} (mg/L) and pH.

Results and Discussion

The model has been calibrated using the Bayesian Inference Techniques (Monte Carlo simulations). This calibration ensures that the simulation results closely match the experimental values.

Initially, pH increases due to a rapid release of OH^- ions into the medium. This pH increase is associated with the release of Mg^{2+}, which also leads to a rise in the struvite SI. This increase in SI triggers struvite precipitation, resulting in the consumption of PO_4^{3-} and NH_4^+, as illustrated in Figure 2.

Conclusions and future steps

The simulation results demonstrate that the parameters values obtained through Monte Carlo simulations successfully replicate the experimental results previously obtained. The integration of the LG-MgO struvite precipitation model with the rest of the plant into a PWM-LG-MgO model offers a valuable opportunity to explore different operating conditions in any WRRF. Therefore, future research will focus on the analysis of different operating scenarios, new processes that can be integrated into a WRRF or modify existing ones, and study new P management strategies in real plants. The simulation tool developed being the basis of everything.

References

Aguilar-Pozo, V. B. *et al.* (2023) 'Struvite precipitation in wastewater treatment plants anaerobic digestion supernatants using a magnesium oxide by-product', *Science of The Total Environment*. Elsevier, 890, p. 164084. doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2023.164084.
Grau, P. *et al.* (2007) 'A new plant-wide modelling methodology for WWTPs', *Water Research*. Pergamon, 41(19), pp. 4357–4372. doi: 10.1016/J.WATRES.2007.06.019.
Kazadi Mbamba, C. *et al.* (2019) 'Plant-wide model-based analysis of iron dosage strategies for chemical phosphorus removal in wastewater treatment systems', *Water Research*. Pergamon, 155, pp. 12–25. doi: 10.1016/J.WATRES.2019.01.048.
Solon, K. *et al.* (2017) 'Plant-wide modelling of phosphorus transformations in wastewater treatment systems: Impacts of control and operational strategies', *Water Research*. Pergamon, 113, pp. 97–110. doi: 10.1016/J.WATRES.2017.02.007.

Figures and Tables

Figure 1 Semi-industrial reactor.

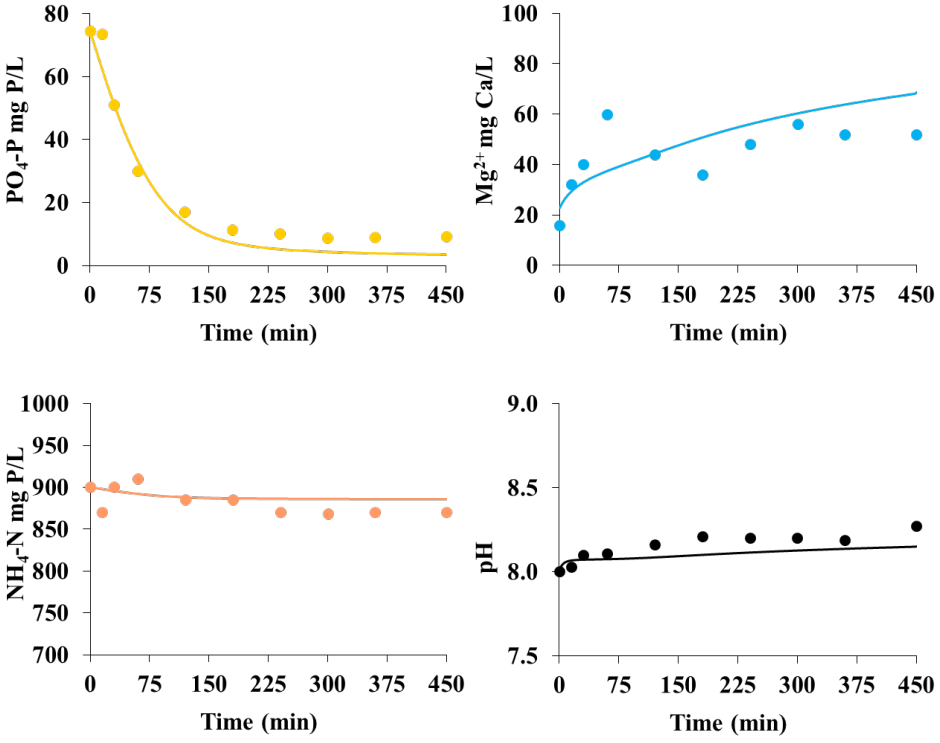


Figure 2: Model replication of the experimental result, (-) Model, (•)

Table 1 Example of a Gujer matrix of the model including only Mg compounds (α_{Mg}: mass fraction of Mg in the LG-MgO).

Species / Processes	NH_4^+	Mg^{2+}	PO_4^{3-}	STRU	LG-MgO	LG-MgO -Mg	STRU- LG-MgO
Struvite precipitation	$\frac{-mw_{NH_4^+}}{mw_{STRU}}$	$\frac{-mw_{Mg^{2+}}}{mw_{STRU}}$	$\frac{-mw_{PO_4^{3-}}}{mw_{STRU}}$	1	-	-	-
LG-MgO Mg release	-	α_{Mg}	-	-	-1	$1-\alpha_{Mg}$	-
Struvite coating	$\frac{-mw_{NH_4^+}}{mw_{LG-MgO}}$	-	$\frac{-mw_{PO_4^{3-}}}{mw_{LG-MgO}}$	-	-1	-	$\frac{mw_{STRU-LG-MgO}}{mw_{LG-MgO}}$

Table 2 Thermodynamic equations included in the model.

Calculation	Equation	Description
Ionic activity	$a_i = \gamma_i \cdot C_i$	a_i: ionic activity [mol/L]
Struvite saturation index	$SI = \log\left(\frac{a_{Mg^{2+}} \cdot a_{NH_4^+} \cdot a_{PO_4^{3-}}}{K_{sp}}\right)$	γ_i: activity coefficient [-]
Ionic strength	$I = \frac{1}{2} \cdot \sum C_i \cdot z_i^2$	C_i: concentration [mol/L]
Activity coefficient	$-\log \gamma_i = A \cdot z_i^2 \cdot \left(\left(\frac{\sqrt{I}}{1+\sqrt{I}}\right) - 0.3 \cdot I\right)$	K_{sp}: solubility product [mol^3/L^3]
		I: ionic strength [mol/L]
		z_i: valence [-]
		A: Debye-Hückel constant [-]

Table 3. Transformations considered in the model.

Reaction	Equation	Description
LG-MgO dissolution	$k_{dis} \cdot [\text{LG} - \text{MgO}] \cdot S_i^n$	k_{dis}: kinetic constant for dissolution [1/s]
Nucleation	$k_{nuc} \cdot SI_j^n$	k_{nuc}: kinetic constant for nucleation [mol/L·s]
Growth	$k_{gr} \cdot [\text{LG} - \text{MgO}] \cdot SI_j^n$	k_{gr}: kinetic constant for growth [1/s]
Coating	$k_{coat} \cdot [\text{LG} - \text{MgO}] \cdot SI_{coat}^n$	k_{coat}: kinetic constant [1/s]
		n: kinetic exponent [-]
		SI_j: saturation index [-]
		SI_{coat}: saturation index for coating [-]

Scientific Abstract **Nro. 74**

Effects of AD centrate pre-treatment for posterior nutrient recovery by membrane contactors

C. Mateo-Defez[1*], R. Serna-García[1], J. Serralta[2], A. Bouzas[1]

[1]Departamento de Ingeniería Química, Universitat de València, España

[2] Institut Universitari d'Investigació d'Enginyeria de l'Aigua i Medi Ambient, Universitat Politècnica de València, España

*Corresponding author: carlos.mateo-defez@uv.es

Keywords: Membrane contactors; Wastewater; Nitrogen recovery

Abstract: This study explores pre-treatment methods to enhance nitrogen recovery using membrane contactors. Different strategies were tested, aiming to raise pH and reduce suspended solids to optimize contactor efficiency. Lime dosing and centrifugation yielded the best results, achieving 89 ± 3% removal of suspended solids. Ammonium recovery tests reached around 95% recovery efficiencies. The long-term performance of the membrane contactor with these influent suspended solids concentrations requires evaluation for sustained nitrogen recovery efficiency.

Introduction

The increasing environmental awareness motivates the exploration of sustainable economic strategies such as the Circular Economy. A clear example can be seen in how Wastewater Treatment Plants (WWTPs) are evolving towards Water Resource Recovery Facilities, focusing on nutrient recovery, like nitrogen, crucial for reducing pollution and global energy consumption. Novel technologies have been developed for nitrogen and phosphorus recovery. Among them it could be highlighted Hollow Fibre Membrane Contactors (HFMCs), that allow selective transfer of free ammonia from a nitrogen rich solution to an acid solution through a hydrophobic membrane (Darestani et al., 2017). HFMCs should be applied to nitrogen rich streams such as industrial wastewater or the centrate from anaerobic digestion in WWTPs. One of the main bottlenecks is the requirement of removing suspended solids in the nitrogen rich stream to avoid membrane fouling. Coagulation-flocculation (C/F) sedimentation processes and stream centrifugation emerge as pre-treatment solutions. This study investigates their impact on centrate characteristics, aiming at enhancing nitrogen recovery efficiency. Results show the potential of these pre-treatment steps in optimizing nitrogen recovery from anaerobic digestion centrate.

Material and Methods

The study used centrate from anaerobic digestion from a municipal WWTP in Valencia, Spain (Table 1). The chemical reagents employed included lime ($Ca(OH)_2$) and sodium hydroxide (NaOH) to raise the pH of the centrate to favour free ammonia stripping across the hydrophobic membrane; aluminium sulfate and iron chloride, as coagulants, and TEFLOC 11884, as a flocculant, to enhance suspended solids removal from centrate. Analytical methods for Total Suspended Solids (TSS), Ammonium (NH_4-N) and Phosphate (PO_4-P) analysis followed Standard Methods (APHA, 2012). A Jar-test experiment was carried out varying dosages of coagulant, flocculant and pH values to assess their effect on TSS removal efficiencies and ammonium losses. Additionally, centrifugation at 3000 rpm for 10 minutes was conducted to enhance TSS removal. To evaluate nitrogen recovery processes, membrane contactor experiments using an HFMCs X50 2.5×8 Liqui-Cel® Extra-flow were carried out. The pre-treated centrate

and acid solution were pumped counter-currently through the shell and lumen sides, respectively.

Results and Discussion

$Ca(OH)_2$ addition demonstrated higher TSS removal efficiencies (75 ± 5 %) compared to NaOH (56 ± 10 %) when the pH was increased up to 10 (Figure 1). The effectiveness of $Ca(OH)_2$ can be attributed to enhanced precipitation of inorganic species, resulting in phosphorus-rich sludge formation. At the same pH value, both coagulants evaluated showed low TSS removal efficiencies regardless of dosage, indicating its limited effectiveness compared to just lime dosing (Figure 1). Addition of flocculant did not significantly improve TSS removal efficiencies, with insignificant differences observed between experiments with and without flocculant. However, centrifugation led to an average 12% improvement in TSS removal efficiency, compared to settling (Figure 2), indicating its effectiveness in enhancing solids removal. To improve the TSS removal efficiencies observed at pH 10, the pH was raised to 12, anticipating that a higher pH would enhance performance due to better precipitate formation and sedimentation of solids. Raising the pH to 12 and centrifuging the samples resulted in higher TSS removal efficiencies (89 ± 3%) compared to pH 10 (74 ± 3%) (Figure 3). However, increasing the pH also led to higher reagent consumption and costs. Overall, optimal conditions for TSS removal involved raising the pH to 12, allowing settling for 30 minutes, and subsequent centrifugation for 10 minutes at 3000 rpm. These conditions led to removal rates near 90%, with complete removal of PO_4-P and 34.5 ± 4.3 %. NH_4-N losses due to NH_3 stripping. The membrane contactor experiments showed promising results. Nearly complete ammonium recovery (recovery efficiencies around 95 %) occurred within 30 minutes of processing. Despite pre-treatment efforts, suspended solids concentration entering the membrane contactor was 103 ± 20 mg /L, but no decline in performance has been observed so far. Nonetheless, a long-term study is needed to assess sustained effectiveness.

Conclusions

In conclusion, the study shows the effects of coagulation-flocculation processes, particularly with lime, in enhancing solid removal from anaerobic digestion centrate. Despite negligible impacts from coagulant and flocculant addition, raising the pH to 12 and sample centrifugation significantly enhanced TSS removal rates, albeit with increased reagent consumption. Membrane contactor trials showed promising ammonium recovery efficiencies, surpassing 95%. However, challenges persist with solids in the feed. To address this, future research will focus on testing a ceramic ultrafiltration membrane to achieve lower solids concentrations and to ensure sustained long-term performance.

References

Darestani, M., Haigh, V., Couperthwaite, S. J., Millar, G. J., & Nghiem, L. D. (2017). Hollow fibre membrane contactors for ammonia recovery: Current status and future developments. Journal of Environmental Chemical Engineering, 5(2), 1349–1359. https://doi.org/10.1016/J.JECE.2017.02.016
R.B. Baird, A.D. Eaton, E.W. Rice, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition, (n.d.).

Figures and Tables

Table 1. Initial characterization of the main components of the anaerobic supernatant.

	pH	SS (mg/L)	NH_4 –N (mg/L)	PO_4 –P (mg/L)
Minimum	7.34	135	366.2	11.9
Maximum	8.01	917	941.0	36.1
Average	7.67± 0.47	410 ± 164	637.0± 193.2	24.2 ± 6.2

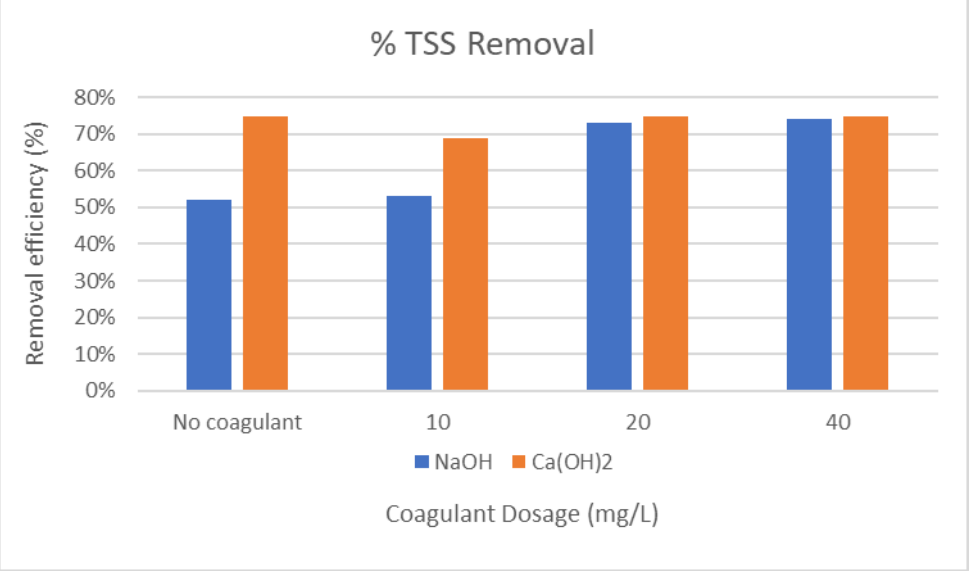


Figure 1 TSS Removal values achieved with different doses of coagulant.

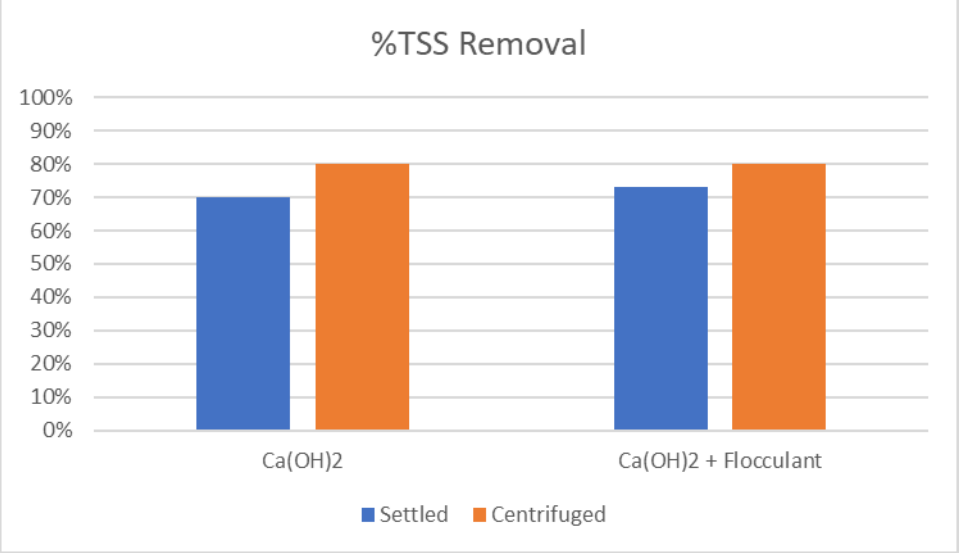


Figure 2 TSS Removal efficiencies after dosing flocculant and centrifuging the samples.

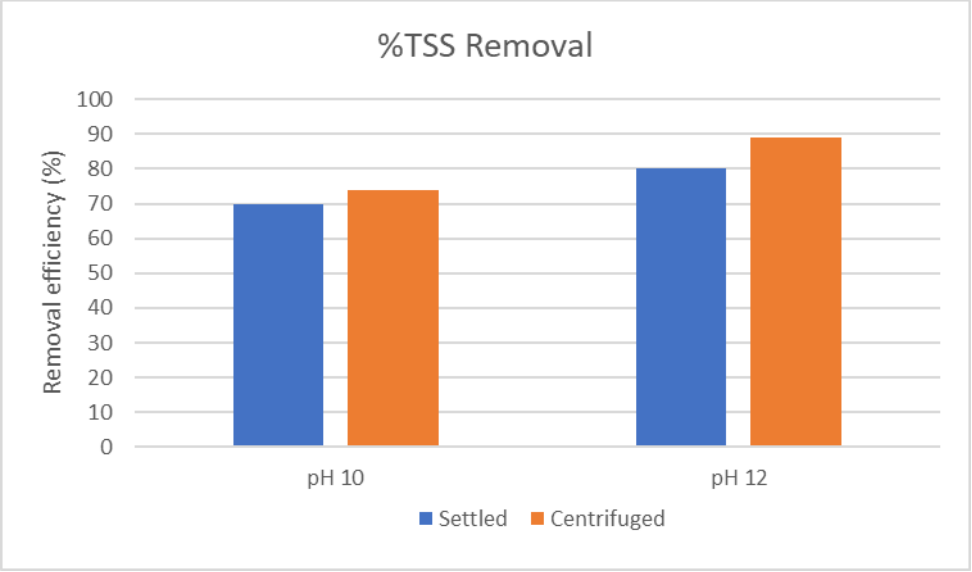


Figure 3 Influence of pH and centrifugation in the TSS removal values.

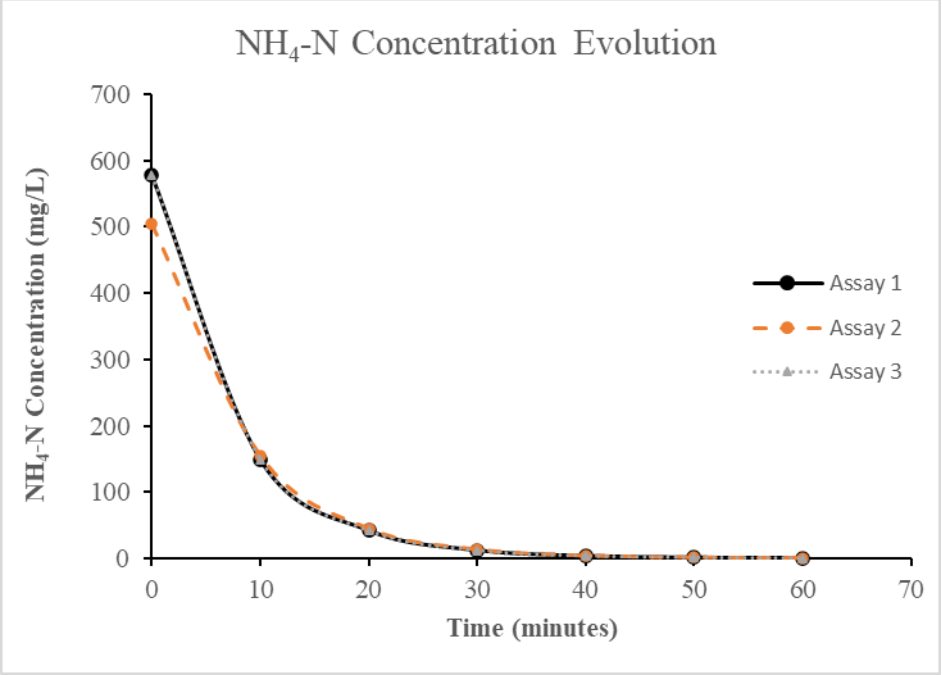


Figure 4 Ammonium concentration evolution during the contactor tests.

Scientific abstract **Nro.75**

Modelling water resources management scenarios in Akrotiri (Cyprus) with the AQUATOOL Decision Support System

Syrine Ghannem[1*], Rafael J. Bergillos[1], Georgia Paschalidou[2], Constantinos F. Panagiotou[2], Marinos Stylianou[2], Nestor Lerma[3], Edgar Belda[3], Javier Paredes-Arquiola[1], Abel Solera[1] and Joaquín Andreu[1]

[1]Research Institute of Water and Environmental Engineering (IIAMA), Universitat Politècnica de València, Valencia, Spain

[2]ERATOSTHENES Centre of Excellence, Cyprus University of Technology (CUT), Cyprus

[3]Waterpi, Calle Músic Martínez Coll, 2 València 46020, Spain

*Corresponding author: sghanne@upv.es

Keywords: managed aquifer recharge, infiltration basins, water allocation model.

Introduction

Water management is a critical aspect of sustainable development, especially in regions facing water scarcity or increasing demands for water resources (Russo et al., 2014). The island nation of Cyprus, located in the eastern Mediterranean, has always faced an important problem typical of many areas: water scarcity. Factors such as an increasing rate of population growth, global climate change, and inefficient water use, made even worse the situation in the region (Tzanakakis et al., 2020). To meet these challenges and ensure long-term water management, it is useful to consider the use of water allocation models for the implementation of efficient water management strategies. The objective of this work is to analyze the effects of different water planning and management scenarios on the aquifer recharge and reliability of water demands of the Akrotiri region by means of the AQUATOOL Decision Support System (DSS) to provide insights into sustainable water management practices that can meet the long-term needs of the region.

Methodology and results

The methodology was applied to a case study located in the south coast of Cyprus: the Akrotiri region. This region is characterized by a semi-arid Mediterranean climate with hot, dry summers and mild, rainy winters. The main activities in the region include agriculture, mainly vegetable and citrus crops, and tourism, which puts additional pressure on water resources (Hazell et al., 2022).

AQUATOOL is a DSS developed by the Technical University of Valencia for planning and managing water resource systems (Andreu et al., 1996). It includes various modules dealing hydrological modeling (EVALHID), simulation and optimization of water resources management (SIMGES and OPTIGES) and water quality modeling (GESCAL), among others. The module used to develop this work was SIMGES.

To build a reliable water allocation model, accurate and detailed data were collected. Hydrological data include precipitation and evaporation rates, data on water demand for different water uses and monthly water volumes were collected from the Yermasoyeia, Polemidia and Kouris dams, whereas treated wastewater and groundwater data were provided by the national water authorities. Demographic information on local communities was provided by the Statistical Service of Cyprus

(2021), enabling domestic water requirements to be estimated. The first task was the conceptual design of the water resources system scheme for the Akrotiri region. This included the identification of natural elements such as rivers, aquifers and recharge zones, as well as artificial elements such as reservoirs, wastewater treatment plants, irrigation channels and pumping stations. Once the conceptual scheme had been established, a model was built using the SIMGES module. This involved transposing the conceptual scheme into the AQUATOOL interface, defining nodes, water supplies, reservoirs, water demands, desalination plants, wastewater treatment plants and aquifers. The model was calibrated to ensure that it reflects actual observed conditions. Once the model was calibrated, it was used to simulate two different scenarios. The first scenario was to model the current situation without considering infiltration basins for managed aquifer recharge and the second scenario was to include these infiltration basins. The effects of both scenarios on the evolution of the aquifer and water demand reliability were analyzed. The results show that the second scenario results in a 34% improvement in aquifer recharge, leading to 9% increase in the water supply deficit for agricultural water demands in the region. Scenario 1 mitigates the deficit in agricultural water supply; however, it indicates a continuing decline in the volume of water in the aquifer. While scenario 2 manages to enhance aquifer recharge, it also amplifies the deficit in agricultural water demand, highlighting the complex balance needed to design effective water resource management strategies, particularly in regions heavily dependent on agriculture.

Conclusions

In this work we simulated two management scenarios with the AQUATOOL DSS to assess the effects of infiltration basins on aquifer evolution and reliability of water supplies in the Akrotiri region (Cyprus). The results demonstrated that while the inclusion of infiltration basins increased the aquifer's water volume, it also led to a greater deficit in agricultural water demands. This study highlights the capacity of water resource management models to analyze changes in aquifer piezometric levels and meet water demands, while also optimizing managed aquifer recharge strategies to address overexploitation of aquifers and enhance water security in Mediterranean areas.

References

Andreu, J., Capilla, J., & Sanchís, E. (1996). AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management. Journal of hydrology, 177(3-4), 269-291.
Hazell, C. J., Pound, M. J., & Hocking, E. P. (2022). Response of the Akrotiri Marsh, island of Cyprus, to Bronze Age climate change. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, 587, 110788.
Russo, T A., Alfredo, K., & Fisher, J. (2014, December 12). Sustainable Water Management in Urban, Agricultural, and Natural Systems. Multidisciplinary Digital Publishing Institute, 6(12), 3934-3956. https://doi.org/10.3390/w6123934
Tzanakakis, V A., Angelakıs, A N., Paranychianakis, N V., Dialynas, Y G., & Tchobanoglous, G. (2020, May 28). Challenges and Opportunities for Sustainable Management of Water Resources in the Island of Crete, Greece. https://doi.org/10.3390/w12061538

Figures and Tables

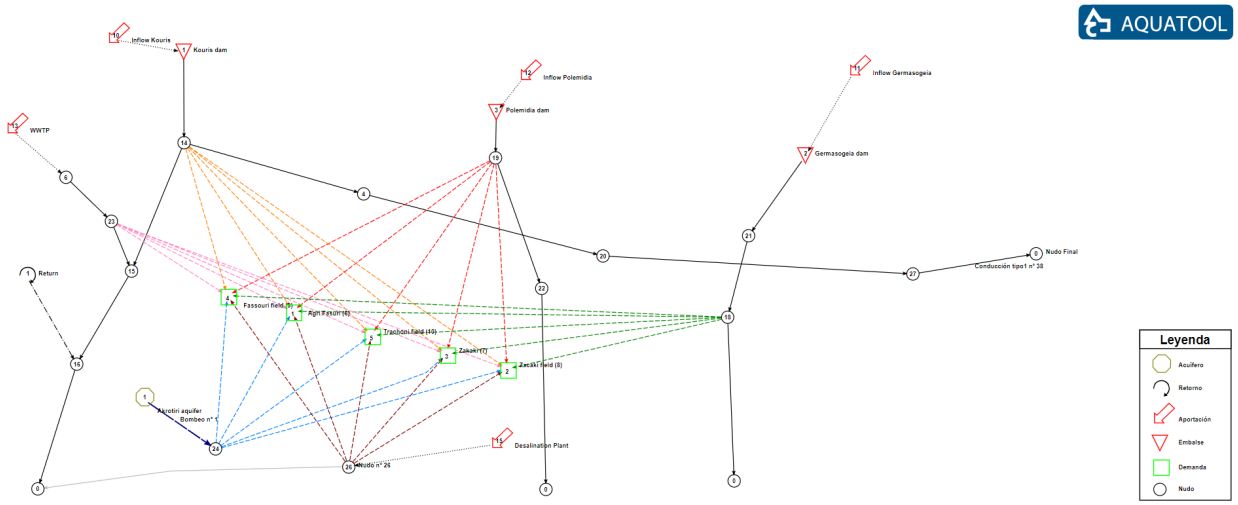


Figure 1 Topology of the water management model generated in SIMGES.

Scientific abstract **Nro. 76**

Valorización de residuos agroindustriales en compuestos de valor añadido mediante el uso de microorganismos indígenas: efecto del pH sobre el rango productos obtenidos

Silvia Greses[1,2*]; Alejandra Martorell-Múgica[1]; Cristina González-Fernández[1,3,4]

[1]Unidad de Procesos Biotecnológicos, IMDEA Energía, Móstoles-Madrid, España

[2]CALAGUA – Unidad Mixta UV-UPV, Departamento de Ingeniería Química, Universitat de València, Burjassot-València, España

[3]Departamento de Ingeniería Química y Tecnología ambiental, Escuela de Ingeniería Industrial, Universidad de Valladolid, Valladolid, España

[4]Instituto de Procesos Sostenibles, Valladolid, España

*Corresponding author: silvia.greses@uv.es

Keywords: **carboxilatos; etanol; ácido láctico**

Abstract: Este estudio evaluó el uso de microorganismos indígenas presentes en residuos como estrategia para maximizar su valorización en biocompuestos mediante fermentación anaerobia (FA). Altas eficiencias de bioconversión (>63%) se obtuvieron en todo el proceso, identificándose el pH como factor clave. pHs ácidos (<5) provocaron el predomino de bacterias lácticas que maximizaron la producción de ácido láctico y etanol. En cambio, el ajuste del pH a 6 desarrolló un microbioma especializado en la producción de carboxilatos. Este estudio demostró la viabilidad de la auto-FA para producir biocompuestos y su plasticidad para generar distintos metabolitos utilizando el pH como estrategia de control.

Introducción

Impulsar nuevas estrategias de gestión de residuos es fundamental para alcanzar un desarrollo sostenible. En este contexto, la fermentación anaerobia (FA) es una incipiente tecnología que ha demostrado tener un elevado potencial para valorizar residuos en forma de bioproductos de alto valor y corrientes energéticas (Greses et al., 2021). La FA se lleva a cabo utilizando cultivos mixtos abiertos como inóculo, cuyo origen más habitual son los procesos de digestión anaerobia (DA). Sin embargo, este inóculo presenta microorganismos metanogénicos que transforman estos valiosos compuestos en biogás. Como alternativa al inóculo de DA, el uso de los propios microorganismos (microbioma indígena) que crecen sobre los residuos agroindustriales (RAI) representa una prometedora estrategia debido a la ausencia de metanógenos. Así pues, este estudio tuvo por objeto evaluar la dinámica de las poblaciones microbianas indígenas involucradas en la valorización del RAI en biocompuestos, explorando el rango de bioproductos que pueden ser obtenidos en función del pH.

Materiales y métodos

La FA del RAI se llevó a cabo en un reactor continuo de tanque agitado (RCTA), en ausencia de inóculo externo. El RCTA se operó a 25 ºC, una velocidad de carga orgánica de 3 g SV $L^{-1}d^{-1}$ y un tiempo de retención hidráulico de 20 d. El pH se ajustó progresivamente en un rango entre 6 and 6.5 usando NaOH (5M). Estas condiciones se seleccionaron de acuerdo a previos estudios en los que se maximizó la producción de AGVs haciendo uso de un inóculo de DA (Gonçalves et al., 2023). El RCTS se operó hasta la FA exhibió estabilidad en términos de sólidos, demanda química de oxígeno (DQO), AGVs y amonio. Las poblaciones microbianas se identificaron a lo largo del proceso mediante el análisis del gen 16S ARNr (Illumina MiSeq).

Resultados y Discusión

El perfil de compuestos obtenido a lo largo de toda la experimentación reveló el crítico efecto que ejerce el pH sobre el producto (Figura 1). Durante la etapa inicial (*start-up*), el proceso natural de acidificación del RAI provocó el descenso del pH hasta 4.5. Como resultado, la producción de metabolitos intermedios primarios, tales como el ácido láctico (HLact, 15.5 g L^{-1}) y el etanol (EtOH, 11.3 g L^{-1}), predominó en el efluente. Tras implementar el ajuste de pH (transición), se produjo el completo consumo del HLact y una reducción del EtOH (6.9 g L^{-1}). Este fenómeno fue atribuido a la iniciación del metabolismo de síntesis de carboxilatos, el cual requiere del consumo de metabolitos intermedios primarios. Así pues, los AGVs se convirtieron en el metabolito más abundante (24.0 g L^{-1}). Una vez estabilizado el pH y alcanzado el estado estacionario (Figura 1, *steady-state*), la FA resultó en una concentración total de carboxilatos de 49.5 g COD·L^{-1}, correspondiente a una bioconversión del 65.7 %. Estos valores son remarcablemente altos cuando se compara con estudios en los que utilizan la adición de un inóculo externo para llevar a cabo la FA de RAI bajo condiciones similares (58.7 %) (Greses et al., 2021).

El análisis del mirobioma reveló Firmicutes como el principal filum involucrado en la FA (>65% abundancia relativa). No obstante, el pH del proceso afectó a la distribución bacteriana perteneciente a filum. Bacilli dominó el filum Firmicutes (100 %) a pH 4.5 (*start-up*), mientras que su abundancia relativa descendió hasta el 32 % (Bacilli) para dar paso al crecimiento de Clostridia (44%) en la etapa de transición. Una vez alcanzado el estado estacionario, miembros de la clase Clostridia dominaron el perfil de bacterias (>80%) a pH 6-6.5. Estos resultados evidencian las clases Bacilli y Clostridia como claves en la maximización de la producción de metabolitos primarios y AGVs, respectivamente.

Conclusiones

Los resultados demostraron que la auto-FA es una estrategia viable para maximizar la producción de biocompuestos. Así mismo, el efecto de las variaciones de pH sobre el perfil de biocompuestos obtenidos evidenció la alta versatilidad del consorcio microbiano indígena, lo cual permitiría obtener una amplia variedad de productos tan solo modificando el rango de pH al que opera el proceso.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación – European Union NextGenerationEU – PRTR / Strategic Projects Oriented to Ecological Transition and Digital Transition, a través del proyecto RAVIOLIC (TED2021-132809A-100).

Referencias

Greses, S., Tomás-Pejó, E. González-Fernández, C., 2021. Short-chain fatty acids and hydrogen production in one single anaerobic fermentation stage using carbohydrate-rich food waste. *J. Clean. Prod.* 287, 124727. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124727

Gonçalves, M.J., González-Fernández, C., Greses, S., 2023. Long hydraulic retention time mediates stable volatile fatty acids production against slight pH oscillations. *Waste Manag*. 176, 140–148. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2024.01.012

Tang, J., Wang, X.C., Hu, Y., Zhang, Y., Li, Y., 2017. Effect of pH on lactic acid production from acidogenic fermentation of food waste with different types of inocula. *Bioresour. Technol*. 224, 544–552. https://doi.org/10.1016/ j.biortech.2016.11.111

Figuras y Tablas

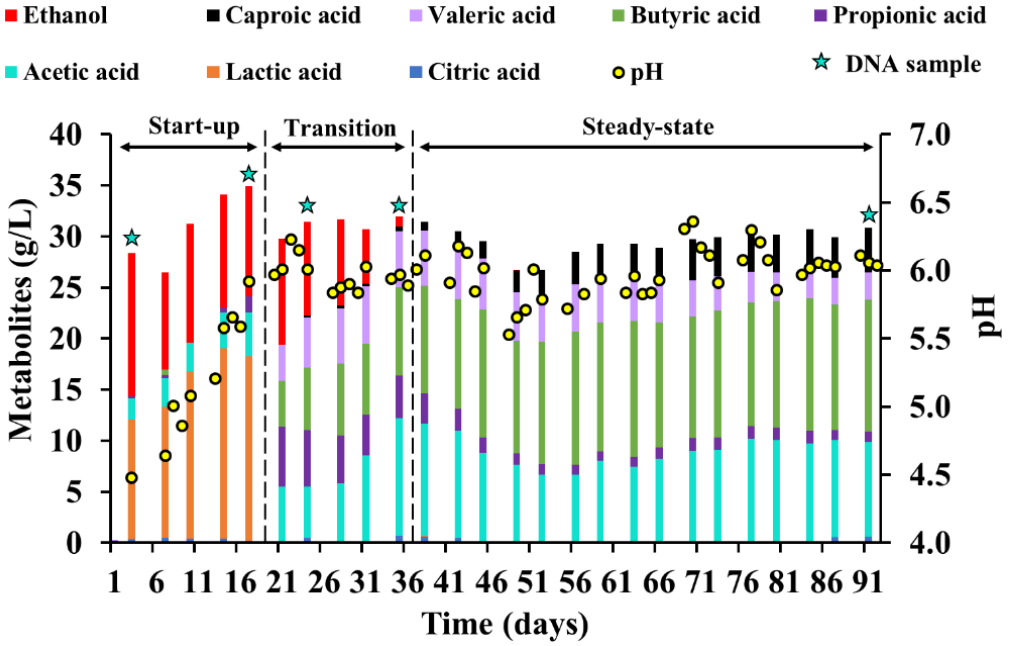


Figura 1. Perfil de metabolitos obtenidos en función del pH a lo largo de todo el proceso de FA de RAI.

Scientific abstract **Nro. 77**

Regenerated Water Master Plan of Castelló de la Plana - case study of the extension of the reclaimed water transport network

Paloma Barreda[1*], Inés Beltrán[2], Cristóbal Badenes[2], Emma Fernández[1], Fernando Martínez[3], Arianna Renau[4], Vicenta Esteller[1], Raúl Martínez-Cuenca[1] and Sergio Chiva[1]

[1] Department of Mechanical Engineering and Construction, Universitat Jaume I, Castellón, Spain

[2]Ajuntament de Castelló, Castellón, Spain

[3]Institut d'Enginyeria de l'Aigua i Medi ambient, Universitat Politècnica de València, Valencia, Spain.

[4]Department of Botany and Geology, Universitat de València, Valencia, Spain.

*Corresponding author: pbarreda@uji.es

Keywords: Regenerated Water Master Plan, WRRF, reclaimed water transport network for garden irrigation.

Abstract: Currently, the city of Castelló de la Plana has a network of transport and distribution of reclaimed water from the WRRF for the irrigation of green areas and street cleaning. Through these infrastructures around 4% of the treated wastewater is reused instead of being discharged into the sea. Due to the importance of the use of reclaimed water as an available water resource for an efficient and integrated management of available water resources, the city has decided to redouble its commitment to extend it to practically all the green areas of the municipality. With this objective in mind, the City Council has decided to develop a Master Plan for Reclaimed Water that makes a diagnosis of the current situation, analyzes its potential uses, and technically and economically defines the actions to be implemented to promote reused water as a generalized alternative in the irrigation of green areas.

Introduction

In recent decades, factors such as population growth in urban centers, the high demand for water for agricultural and industrial uses, as well as the effects of climate change with rising temperatures and episodes of droughts and floods have exerted significant pressure on water resources worldwide.

On the other hand, at the local level, the city of Castelló is located in the central sector of the Plana aquifer (MASubt 080.127). Considering the drought episodes in the area and the lack of surface water resources, the preservation of the aquifer is of vital importance for the sustainable future of the region, something that marks the reuse policies.

All these factors have highlighted the importance of seeking alternative sources to surface or groundwater. The use of reclaimed water can help reduce pressure on the aquifer by reducing groundwater abstraction for irrigation.

To optimize the area's water resources, the Castelló City Council (AYUCS) has implemented the use of reclaimed water from WRRF to irrigate gardens and green areas since 2006. This measure not only prevents water stress in droughts, but also contributes to climate change adaptation and sustainable development (SDG). Currently, AYUCS has a concession from the Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) to use reclaimed water both for irrigation of green areas and for street washing.

However, this use must be carefully managed to avoid degradation of the aquifer and the design of the reclaimed water distribution network from the WRRF to minimize energy costs, offer versatility in its exploitation and facilitate its development. The

combination of appropriate treatments, aquifer characterization and constant monitoring are key elements to achieve this balance. Therefore, it is necessary to establish a master plan to promote and regulate the use of reclaimed water in gardens, considering the future transport network, generation and storage facilities, water quality parameters, as well as recommendations for its use, management and sanitary and environmental protection.

Material and Methods

In order to extend the reclaimed water transport network of Castelló de la Plana, a study of the current situation of the municipality was carried out. In 2022 the municipality obtained a concession that raised the available volume of reclaimed water from the WRRF to a total of 539,059 m^3/year for the irrigation of new parks and gardens in the city. Currently, the reclaimed water transport network already irrigates 20% of the city's parks and gardens, which constitutes 124,189 m^3/year, leaving a remaining 414,869.41 m^3/year reclaimed water volume available for irrigating other areas of the city. Taking into account the available margin, the water consumption necessary to irrigate each of the parks and gardens in the municipality was studied (Figure 1).

Thus, to define the extension of the reclaimed water transport network, volumes and groupings of key demands were prioritized according to three criteria (base demand, proximity to existing networks, building density and potential development in the short and medium term), without forgetting to take into account other technical aspects such as ground elevation, distances to be covered or head losses, etc.

Results and Discussion

Following the prioritization study of the municipality's parks and gardens, a proposal was defined to extend the reclaimed water transport network to supply up to twelve irrigation areas in the city (Table 1). Taking into account that the city has a difference in elevation of more than 70 meters and that currently, the pumping station at the outlet of the WRRF supplies reclaimed water for the irrigation of gardens both upstream and downstream of the city; the proposal for the extension of the reclaimed water transport network presented (Figure 2) consists of the following new elements:

- System composed of an independent pumping station at the outlet of the WRRF depending on the destination to which they supply either the urban center of the city or in the direction of Grao de Castelló.

- Intermediate pumping station in the Pont de Ferro Park in the direction of the UJI and installation of a regulating tank at a height of 73 m to allow irrigation by gravity of the areas with a height greater than 35 m.

- Second overpumping in the Pont de Ferro Park for the irrigation of the surrounding areas such as the Ribalta Park.

Conclusions

With the investment and execution of the proposed infrastructure, as well as the implementation of one of the proposed tertiary treatment technologies in the WRRF, 84.24% of the total landscaped areas of the municipality would be irrigated with reclaimed water (a considerable increase as currently only 20.19% is irrigated).

References

Boletín Oficial del Estado (2016). *Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.*
Confederación Hidrográfica del Júcar (2021). *Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Ciclo de planificación hidrológica 2022-2027.*
Confederación Hidrográfica del Júcar (2023). *Propuesta de proyecto de revisión del Plan Especial de Sequía. Anejos (versión sometida a consulta pública 30 de marzo 2023).*

Figures and Tables

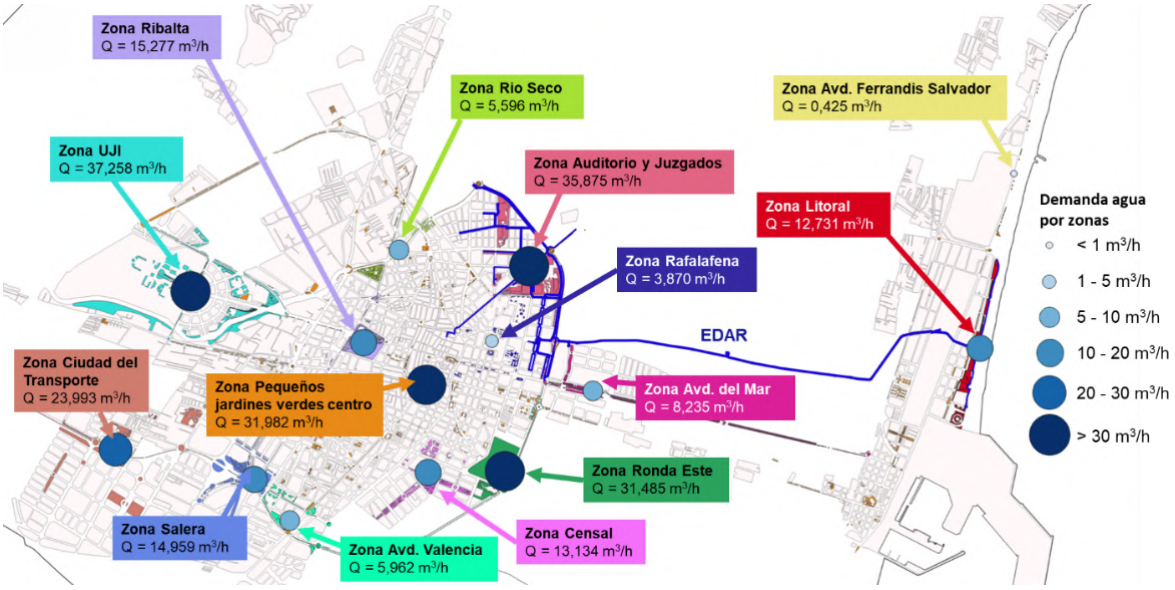


Figure 1 Base demands for each of the fourteen irrigation zones identified in the municipality in m^3/h.

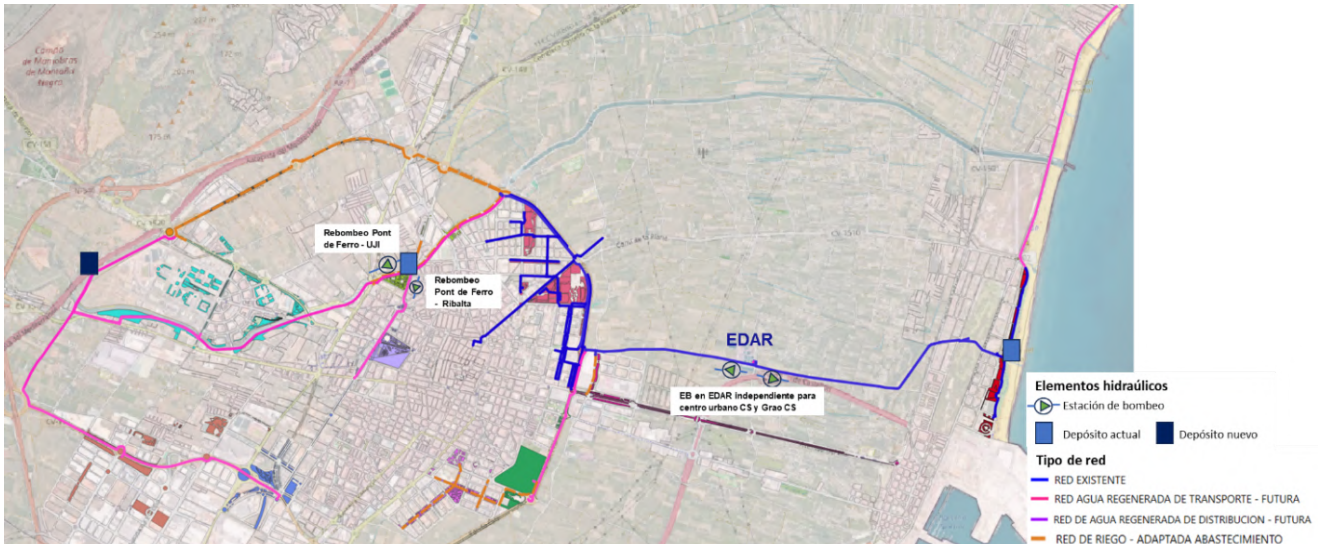


Figure 2 Proposed extension of the reclaimed water transport network for Castelló de la Plana.

Table 1 Compilation of the twelve final irrigation zones included in the proposed extension of the reclaimed water transport network.

Year of concession	**Irrigation area**	**Area (m^2)**	**Water consumption (m^3/h)**	**Accumulative %**
2016	Zona Litoral	63.780	12,731	5,29%
	Zona Auditorio y Juzgados	179.729	35,875	20,19%
2022	Zona Avd. del Mar	41.257	8,235	23,61%
	Zona Ronda Este	157.736	31,485	36,68%
	Zona Rio Seco	28.034	5,596	39,01%
	Zona Avd. Ferrandis Salvador	2.131	0,425	39,18%
Future	Zona UJI	186.657	37,258	54,66%
	Zona Censal	65.798	13,134	60,11%
	Zona Ribalta	76.536	15,277	66,46%
	Zona Ciudad del Transporte	120.202	23,993	76,42%
	Zona Salera	74.941	14,959	82,63%
	Ronda Oeste	19.363	3,865	84,24%
TOTAL		**1.016.164**	**202,835**	**84,24%**

Case of study **Nro. 78**

PUSDAR (Puntos de suministro de agua declorada y atemperada para relleno de botellas de uso personal)

Pedro Gandía Sánchez

Departamento de Gestión de Activos en la entidad EMIVASA en Global Omnium

pegansan@emivasa.es

Keywords: PUSDAR, Agua del grifo, impacto social, huella de carbono, reducción de plásticos.

Abstract: La presentación trata sobre el proyecto PUSDAR, proyecto que consiste en la instalación de fuentes de agua declorada y atemperada para el relleno de botellas de uso temporal en núcleos urbanos, instalaciones interiores y en distintos eventos como pueden ser culturales o deportivos con el fin de fomentar el consumo del grifo como una alternativa sostenible y responsable al uso de residuos de plástico. Destaca sobre las PUSDAR el gran impacto social que está teniendo y la reducción de huella de carbono que se consigue.

Introducción

Las PUSDAR o puntos de suministro de agua declorada y atemperada para relleno de botellas de uso personal es un proyecto cuyo objetivo es potenciar el uso del agua de suministro público de la Red de Agua Potable, con las ventajas medioambientales de recurrir a la infraestructura más eficiente y que menos CO2 genera con respecto a alternativas como las garrafas o el agua embotellada.

Las PUSDAR comenzaron a instalarse en la ciudad de Valencia en julio de 2020 a raíz de la Directiva Europea 23/12/2020 el Articulo 16: 2.a/2.b/2.c donde se instaba a fomentar la utilización del agua del grifo con equipos exteriores e interiores en espacios públicos, restaurantes, comedores, etc… Global Omnium comenzó, junto con los Ayuntamientos, a desarrollar puntos de suministros que fuesen más atractivos a nivel social y que generarán una menor huella de carbono.

¿En qué se diferencia una fuente bebedero de una PUSDAR? El factor diferencial se encuentra en la forma de tratar el agua. Las fuentes bebedero entregan al ciudadano agua directa desde la red, mientras que las PUSDAR realizan un tratamiento de doble filtración y desinfección mediante UV lo que permite realizar una decloración para mejorar el sabor del agua manteniendo la seguridad sanitaria del agua dispensada. Además, las PUSDAR cuentan con un refrigerador con capacidad de 120 Litros/hora que permite atemperar y refrigerar el agua para combatir el calor y las necesidades de hidratación. Este tipo de tratamiento incentiva al ciudadano a consumir agua del grifo.

A la hora de instalar PUSDAR es necesario crear un plan estratégico para las ubicaciones donde existen tres condicionantes. Es necesario que exista red de agua potable, que exista red de saneamiento (aunque se están ejecutando fuentes donde el agua sucia se aprovecha para el riego) y conexión eléctrica para poder realizar el tratamiento. Se priorizan zonas verdes, recintos de ocio, pabellones deportivos, zona de interés cultural, etc… Además, en la mayoría de las ubicaciones seleccionadas ha existido implicación ciudadana gracias a los presupuestos participativos de la ciudad de Valencia DECIDIM VALENCIA donde los ciudadanos votaban en cada uno de sus distritos donde destinar parte de los presupuestos. Las PUSDAR fue una de las opciones más votadas. Teniendo todo eso en cuenta se deciden las ubicaciones óptimas.

Actualmente hay PUSDAR instaladas en la ciudad de Valencia y su area metropolitana, en colegios, institutos, escuelas oficiales y se están instalando en eventos deportivos como la final de la copa de España de Rugby y festivales como el ROTOTOM.

Resultados y Discusión

Centrándonos en la ciudad de Valencia, esta cuenta con 49 PUSDAR instaladas. Cada una de ellas proporciona una media de 45 m3 anuales. Lo que hace un total de 2205 m3 de agua tratada y suministrada. En definitiva, las PUSDAR cuntribuyen a disminuir 2.205.000 botellas de plástico de 1L de capacidad anuales.

En este resumen se presentan las tablas actualizadas a finales de 2023 de 26 PUSDAR. Durante el 2024 se han instalado 23 más.

Conclusiones

En conclusión, las PUSDAR están teniendo un impacto social y medioambiental considerable fomentando el agua del grifo y reduciendo los plásticos en las zonas urbanas.

Referencias

Directiva (UE) 2020/2184 del Parlamento Europeo y del Consejo de 16 de diciembre de 2020 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano.

Figuras y Tablas

CONSUMO M3 INDIVIDUALIZADO POR PUNTO DE CONSUMO AÑO 2022			
PUNTO DE CONSUMO / UBICACIÓN	**M3 consumo**	**kgCO2 PUSDAR (m3 consumo)**	**kgCO2 agua embotellada**
C/JARDIN DEL TURIA (TRAMO XIV), S/N*	112	328,98	55.192,87
C/CAVANILLES, 5	85	249,67	41.887,44
PZA.DEL AYUNTAMIENTO, S/N	73	214,43	35.973,92
C/INGENIERO JOAQUIN BENLLOCH, 24	68	199,74	33.509,96
C/GRABADOR JORDAN, 36	60	176,24	29.567,61
AVDA.DEL REGNE DE VALENCIA, 28	59	173,3	29.074,81
AVDA.GASPAR AGUILAR, 34	59	173,3	29.074,81
C/ALMIRANTE CADARSO, 12	55	161,55	27.103,64
AVDA.AMADO GRANELL MESADO (MILITAR), 14	54	158,62	26.610,85
AVDA.MAESTRO RODRIGO, S/N	53	155,68	26.118,05
AVDA.DEL CID, 1	51	149,8	25.132,47
C/ARQUITECTO GILABERT, 3	50	146,87	24.639,67
C/JERONIMO MUÑOZ, 1	49	143,93	24.146,88
AVDA.EL ECUADOR, S/N	48	140,99	23.654,09
CTRA.FUENTE SAN LUIS, 111	47	138,06	23.161,29
C/CADIZ, 53	44	129,24	21.682,91
CMNO.DE MONCADA, 76	44	129,24	21.682,91
AVDA.PIO XII, 62	42	123,37	20.697,33
AVDA.MAESTRO RODRIGO, 1	40	117,49	19.711,74
AVDA.DE LES CORTS VALENCIANES, 41	31	91,06	15.276,60
C/ACEQUIA CADENA, S/N*	31	91,06	15.276,60
C/ESCULTOR JOSE CAPUZ, S/N	28	82,25	13.798,22
TOTAL	**1.183**	**3.474,89**	**582.974,66**

Tabla 1 Consumo M3 individualizado por punto de consumo año 2022.

CONSUMO M3 INDIVIDUALIZADO POR PUNTO DE CONSUMO AÑO 2023 1ER SEMESTRE	
PUNTO DE CONSUMO / UBICACIÓN	**M3 CONSUMO**
C/JARDIN DEL TURIA (TRAMO XIV), S/N*	44
C/CAVANILLES, 5. PARQUE VIVEROS	27
PZA.DEL AYUNTAMIENTO, S/N	20
C/INGENIERO JOAQUIN BENLLOCH, 24	19
C/GRABADOR JORDAN, 36	34
AVDA.DEL REGNE DE VALENCIA, 28	18
AVDA.GASPAR AGUILAR, 34	30
C/ALMIRANTE CADARSO, 12	13
AVDA.AMADO GRANELL MESADO (MILITAR), 14	27
AVDA.MAESTRO RODRIGO, S/N	24
AVDA.DEL CID, 1	24
C/ARQUITECTO GILABERT, 3	21
C/JERONIMO MUÑOZ, 1	27
AVDA.EL ECUADOR, S/N	32
CTRA.FUENTE SAN LUIS, 111	28
C/CADIZ, 53	21
CMNO.DE MONCADA, 76	19
AVDA.PIO XII, 62	19
AVDA.MAESTRO RODRIGO, 1	23
AVDA.DE LES CORTS VALENCIANES, 41	22
C/ACEQUIA CADENA, S/N*	9
C/ESCULTOR JOSE CAPUZ, S/N	17
PZA SAN MARCELINO S/N	5*
PZA PATRAIX S/N	8*
PERELLONET. C/ GRUPO MARQUÉS DE VALTERRA	3*
CACSA (GVA)	2*
TOTAL	**519,5**

Tabla 2 Consumo M3 individualizado por punto de consumo año 2023 1º semestre.

Scientific abstract **Nro. 79**

Achieving high nutrient and discharge-quality streams using electrodialysis technology on AnMBR pilot plant effluent

P. Ruiz-Barriga*[1], J. Carrillo-Abad [2], A. Bouzas[2] and J. Serralta[1]*

[1]Instituto de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, Spain

[1]Department of Chemical Engineering, Universitat de València, Spain

*Corresponding author: patricia.ruiz-barriga@uv.es

Keywords: Electrodialysis, Nutrient recovery, AnMBR effluent

Abstract: An electrodialysis (ED) process was applied to the effluent of an Anaerobic Membrane BioReactor (AnMBR) to concentrate ammonium and phosphate for subsequent recovery. However, in areas with high water hardness, the precipitation of calcium compounds during ED hinders the production of a discharge-quality diluted stream and a high-nutrient concentrated stream. This research aims to address this issue by evaluating two different ED alternatives: a selectrodialysis process (SED) and a two-stage conventional ED process combined with a cation exchange resin pretreatment. Promising concentrations of 1233 mgNH_4-N/L and 135 mgPO_4-P/L were obtained in the concentrated stream whereas removal efficiencies of 90% were achieved in the diluted stream.

Introduction

Currently, there is an increasing interest in reclaiming nitrogen and phosphorus from industrial and urban wastewater for fertilizer production (Tarpeh et al., 2018; Ward et al., 2018). Effluents from AnMBR processes contain significant ammonia and phosphate concentrations that may prevent their discharge or direct reuse in agriculture (Directive 91/271/EEC, concerning urban wastewater treatment). Thus, a post-treatment step may be required to remove and recover nutrients. Treatments for nutrient recovery include crystallization for struvite production (L. Pastor et al., 2008) or membrane contactors for ammonium sulphate generation (G. Noriega-Hevia et al., 2020). Nevertheless, the efficiency of the recovery processes could be enhanced with a preliminary concentration step. ED, a well-established ion concentration method used in brackish water treatment for over 50 years (Strathmann, 2010), is suitable for nutrient removal and concentration. This research presents two challenges: to concentrate ions from a high hardness AnMBR effluent to achieve high concentrations of ammonium and phosphate for subsequent recovery; and to produce a diluted stream with concentrations below discharge limits set by Directive 91/271/EEC.

Material and Methods

Two ED stacks provided by PCCell GmBH (Germany) – a conventional one and a SED stack – were used. The conventional ED and SED stacks allow working with a maximum of 10 cell pairs and 10 triplets of cell, respectively. Cation (PC-SK), anion (Acid_100_OT) and monovalent (MVK) exchange membranes (Table 1) had an effective area of 64 cm^2. The diluted and concentrated streams were supplied with 2 L and 1.5 L, respectively, using the effluent from an AnMBR pilot plant (Table 2) situated at the Conca del Carraixet WWTP near Valencia (Spain). 2 L of a 0.01M H_2SO_4 were used as electrolyte solution. A current of 0.24 A and a voltage of 7.5 V were used when operating in galvanostatic and in potentiostatic mode, respectively. Conductivity, pH, current, and voltage were recorded. Samples from each stream were collected at the

beginning and at the end of the cycles for ion chromatography analysis using the 883 Basic IC Plus system from Metrohm, Switzerland.

Results and Discussion

ED assays were conducted to treat and concentrate effluent from an AnMBR. Two problems arose: discharge limits set by European Directive were not met in the diluted stream; achieving optimal ammonium and phosphate concentrations in the concentrated stream led to uncontrolled calcium sulphate precipitation due to AnMBR high water hardness and sulphate content. To address these issues, two approaches were proposed. The first involved pre-treating the AnMBR effluent with ion exchange resins to reduce inlet calcium concentration, followed by a two-stage ED process. This approach achieved concentrations of 1233 mgNH_4-N/L and 135 mgPO_4-P/L in the concentrated stream, with removal efficiencies around 90% in the diluted stream. Diluted stream concentrations were 1.58 mgNH_4-N/L and 0.91 mgPO_4-P/L. The second approach involved SED to separate divalent cations, preventing precipitation with sulphate ions. However, MVK membrane efficiency was lower than expected (27.6% of calcium), resulting in lower concentrations in the concentrated stream (587 mg NH_4-N/L and 80 mg PO_4-P/L). Even so, SED concentrations are still suitable for recovery. Diluted stream values were 0.63 mgNH_4-N/L and 1.29 mgPO_4-P/L. Energy consumption ranged from 0.6 to 1 kWh per cubic meter of AnMBR effluent treated in both experiments.

Conclusions

A multistage ED operation combined with a pretreatment to reduce calcium at the inlet of the ED process yields significantly promising results in diluted and concentrated streams simultaneously. SED showed encouraging results, however, further research is necessary to improve the MVK efficiency.

References

Laura Pastor Alcañiz. (2008). *Estudio de la precipitación y recuperación del fósforo presente en las aguas residuales en forma de estruvita (MgNH4PO4·6H2O)*. Universitat Politècnica de València.

Noriega-Hevia, G., Serralta, J., Borrás, L., Seco, A., & Ferrer, J. (2020). *Nitrogen recovery using a membrane contactor: Modelling nitrogen and pH evolution Ammonia recovery pH modelling Nitrogen recovery modelling Membrane contactor for nitrogen recovery Nutrient recovery from anaerobic digestion*. https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103880

Strathmann, H. (2010). Electrodialysis, a mature technology with a multitude of new applications. *Desalination*. https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.04.069

Tarpeh, W. A., Barazesh, J. M., Cath, T. Y., & Nelson, K. L. (2018). Electrochemical Stripping to Recover Nitrogen from Source-Separated Urine. *Environmental Science and Technology*, *52*(3), 1453–1460. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05488

Ward, A. J., Arola, K., Thompson Brewster, E., Mehta, C. M., & Batstone, D. J. (2018). Nutrient recovery from wastewater through pilot scale electrodialysis. *Water Research*. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.02.021

Figures and Tables

Table 1 Cationic and anionic membranes characteristics.

Membrane Type	**PC SK**	**PC Acid 100 OT**	**MVK**
General use	Standard desalination	Phosphate removal	Monovalent cations
Composition	Sulfonic acid	Ammonium	Sulfonic acid
Resistance ($\Omega \cdot cm^2$)	~2.5	~4	~6
pH stability	0-11	0-10	0-10

Table 2 Average of AnMBR effluent concentrations.

pH	6,82	±	0,1
Conductivity (mS/cm)	1,81	±	0,4
NH_4-N (mg/L)	51,6	±	2,4
PO_4-P (mg/L)	8,0	±	2,0
SO_4-S (mg/L)	74,0	±	25,6
Cl^- (mg/L)	204,1	±	36,6
Na^+ (mg/L)	101,6	±	29,4
K^+ (mg/L)	10,4	±	5,9
Mg^{+2} (mg/L)	32,4	±	11,9
Ca^{+2} (mg/L)	121,4	±	40,4

Table 3 Concentrations at the inlet and outlet streams of the experiment combining a pretreatment to reduce calcium and a two-stage ED conventional process.

	Inlet			**Diluted**			**Concentrated**
NH_4-N	52,1	±	2,3	18,9	±	4,9	1233
PO_4-P	10,0	±	0,3	5,0	±	1,0	135,5
SO_4-S	93,0	±	1,5	39,6	±	11,3	2650
Mg^{2+}	21,6	±	1,5	9,8	±	2,8	374,5
Ca^{2+}	23,0	±	1,7	10,0	±	4,4	459,3
K^+	18,7	±	0,4	7,0	±	1,8	422,2
Cl^-	199,8	±	4,0	136,9	±	37,6	11462
Na^+	360,8	±	3,5	175,4	±	36,2	6219

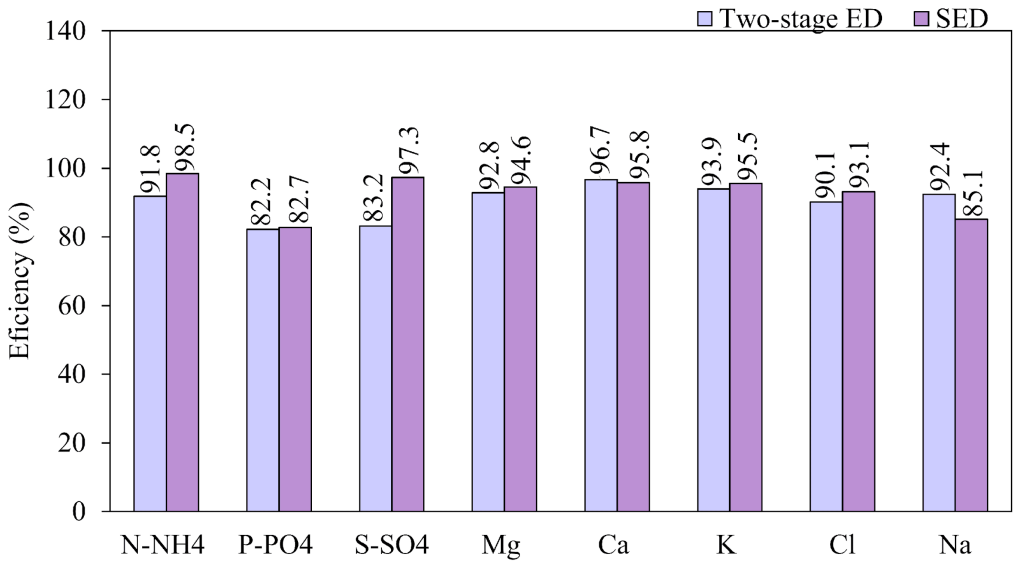


Figure 1 Removal efficiencies for the two-stage conventional ED and the SED experiments.

Scientific abstract **Nro. 80**

El papel de los jóvenes en la gobernanza del agua. La red World Youth Parliament for Water y el World Water Forum

Calcerrada Romero, Elena[1]

[1]Infrastructure Sustainability Manager, IDOM, España

*Corresponding author: ecalcerradar@idom.com

Keywords: Gobernanza del agua; liderazgo juvenil; participación social

Abstract: Dentro del ámbito nacional, la red Young Water Professionals Spain Chapter es el actor clave en dar voz a la nueva generación de líderes del agua. Sin embargo, en otros países los problemas relacionados con sector y el contexto sociopolítico son distintos. Por ello, el objetivo de esta ponencia es visibilizar otra iniciativa de representación en el ámbito internacional: World Youth Parliament for Water. En particular, la experiencia de la autora durante la celebración de la 6ª Asamblea General que reunió a 70 jóvenes procedentes de 50 países. Así como la participación de dicha red en el 10º World Water Forum celebrado en Bali (Indonesia) en marzo de 2024.

Introducción

En los Principios de Gobernanza del Agua formulados por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE, 2015) se señala el involucramiento de las partes interesadas, prestando especial atención a las categorías subrepresentadas como son los jóvenes.

Para cerrar este gap, en la comunidad internacional han surgido multitud de iniciativas de jóvenes que demandan soluciones locales a los problemas relacionados con el agua que sufre su comunidad. En este caso, se pone el foco en la red World Youth Parliament for Water (WYPW).

Parlamento Mundial de la Juventud por el Agua (WYPW)

WYPW es una red mundial de jóvenes (menores de 35 años) que abogan, desde 2002, por su participación en el sector del agua. Iniciada por la International Secretariat for Water (ISW), cuentan con miembros de más de 80 países (Figura 1) y con el apoyo de UN-Water y UNESCO, entre otros.

Se definen como “water leaders of tomorrow making waves of change today”. Y, de forma resumida, las características que hacen única a la red son:

- **Estructura parlamentaria**. Lo cual posibilita que diferentes comunidades estén representadas mediante portavoces que forman parte de ella (inclusividad).
- **Fuerza de la red**. Un parlamento en cada región se traduce en que hay jóvenes dispuestos a actuar en cualquier parte del mundo.
- **Diversidad de perfiles**. Pues, además de profesionales técnicos, cuentan con perfiles que tienen altas capacidades de comunicación. Siendo esto especialmente relevante para llevar la voz de los jóvenes a los tomadores de decisión.
- **Conexión global-local**. Por un lado, genera un impacto en las áreas locales a través de acciones concretas; y, al mismo tiempo, recaba una perspectiva global del sector.

- **Alianzas estratégicas**. La red cuenta con el apoyo de actores relevantes, como UN-Water. Esto les aporta un buen posicionamiento y les abre puertas para participar en eventos relevantes como el WWF.

Asamblea General

Cada tres años, los WYPW se reúnen durante el Foro Mundial del Agua (WWF) para celebrar su Asamblea General. Donde intercambian reflexiones con sus compañeros de otras partes del mundo y desarrollan un plan de acción para los tres años siguientes.

Para esta sexta edición, el lema es "Water and youth - levers for cooperation and peace". Y, basándose en su formación, conocimientos, capacidad de liderazgo y compromiso con su comunidad, 70 jóvenes (Figura 2) procedentes de 50 países fueron seleccionados tras un minucioso para reunirse en Bali en marzo de 2024.

En los 4 días que tuvo lugar la Asamblea se realizaron varias sesiones centradas en el papel de los jóvenes, Agua y Paz, WASH, entre otros (Figura 3); un taller sobre comunicación; intercambios culturales; la limpieza de un bosque de manglares (Figura 4); y un evento artístico "We are water" (Figura 4).

Paralelamente, se redactó una declaración conjunta entre todos los delegados del WYPW sobre los tres puntos prioritarios del WWF: 1) Agua y Paz; 2) Agua, saneamiento e higiene (WASH); y 3) Reducción del riesgo de desastres.

Foro Mundial del Agua (WWF)

Cada tres años, desde 1997, el World Water Council (WWC) y un país anfitrión organizan el Foro Mundial del Agua. Esta décima edición se celebrará en Indonesia, en la isla de Bali, bajo el lema "Water for shared prosperity".

El Foro reúne a participantes de todos los niveles y ámbitos, como la política, las instituciones multilaterales, el mundo académico, la sociedad civil y el sector privado, entre otros.

Los WYPW aprovechan el WWF para llevar la voz de los jóvenes a los responsables de la toma de decisiones y fomentar la puesta en marcha de acciones concretas encaminadas hacia un futuro más pacífico, sostenible y con seguridad hídrica.

Conclusiones

La participación de la red WYPW en el WWF es un buen ejemplo de cómo los jóvenes pueden influir en la agenda mundial del agua. Para ello, fue vital la organización que realizaron durante su 6ª Asamblea General. Donde identificaron soluciones tangibles, interactuaron con expertos y exploraron diversas culturas.

Nota: El cierre de recepción de abstract coincide con la celebración del WWF, por lo que las conclusiones de dicho evento se expondrán durante el congreso.

Referencias

Comité de Políticas de Desarrollo Regional de la OCDE (2015). *Principios de Gobernanza del Agua de la OCDE*. Comité de Políticas de Desarrollo Regional de la OCDE. Organisation for Economic Co-operation and Development.
World Youth Parliament for Water (WYPW): https://youthforwater.org/
World Water Forum (WWF): https://worldwaterforum.org/

Figuras

Figura 1 Mapa de los parlamentos del WYPW. Fuente: WYPW.

Figura 2 Foto de grupo de los delegados del WYPW durante la 6º Asamblea General celebrada en Bali (Indonesia). Fuente: WYPW.

Figura 3 Izq. Sesiones durante la Asamblea General. | Der. Participación de los delegados en la ceremonia de purificación del agua organizada por el WWF. Fuente: Elaboración propia.

Figure 4 Izq. Delegados del WYPW durante la limpieza del bosque de manglares Tahura Ngurah Rai en Bali (Indonesia). Fuente: Elaboración propia. | Der. Evento artístico "We are water". Fuente: Lina Klaus.

Scientific abstract **Nro. 81**

Multi-phase simulation of WWTP biological reactor by pairing the ASM1 model with oxygen transfer model – A case study

Paloma Barreda[1], Jaume Luis-Gómez[1], Rosario Arnau[2], Javier Climent[2], Raúl Martínez-Cuenca[1] and Sergio Chiva[1*]

[1]Department of Mechanical Engineering and Construction, Universitat Jaume I, Spain

[2]Hydrens, Spain

*Corresponding author: schiva@uji.es

Keywords: Biological reactors; ASM1 model; Oxygen transfer

Abstract: Accurate simulations of WWTP's biological reactors are key to understanding the processes taking place within the tanks and helping in its design and optimization. To this end, the main scope of this work is to simulate an aerated reactor coupling the ASM1 model to account for the biological processes with a model to transfer oxygen from the air injected into the tank. Simulation results have been obtained, compared with experimental data from a real facility, and oxygen evolution curves have been analysed. Results show overall agreement, but further refinement can be accomplished.

Introduction

Computational Fluid Dynamic (CFD) simulations have been gaining presence in the field of Wastewater Treatment Plants (WWTP) since they offer the possibility to reproduce in a virtual environment the complex behaviour of multiple type of reactors. The use of these simulations allows to reduce the number of field tests needed to evaluate and analyse the phenomena present in the reactor (Arnau,2022). However, CFD simulations for reactors having dozens of meters in size require a huge computational effort in terms of memory, time and cores needed. In addition, the simulation of biological processes require to extend the modelled time far beyond the residence time of the reactors. To sum up, the simulation of a biological reactor for the WWTP industry can bring up advantages in terms of knowledge about hydrodynamics and biological processes but the computational cost still prevents a more common implementation in real applications.

In this work, two main objectives have been chased: on the one hand, implement in OpenFOAM a model for transfer of oxygen from the air bubbles to the water paired with the ASM1 model to study the evolution of the main components treated in a WWTP reactor; and on the other hand, accelerate those simulations by freezing the hydrodynamic variables if possible and transport the scalar variables on top of it.

Material and Methods

For this purpose, an aerated tank has been selected to work with, this tank forms part at the Wastewater Resource Recovery Facility of Mancomunada-OBVA in Vila-Real (Spain). The model for the transfer of oxygen has been implemented based in the two-film resistance model and Henry´s law, using the model of Brauer for the k_L mass transfer coefficient (Brauer, 1979). For the biological model, the ASM1 biochemical model presented by Henze et al. (Henze, 2000) has been also implemented. Thus, the transferred oxygen dissolved in the water will interact and affect the rate of creation/destruction of the biological variables such as nitrate, nitrite or ammonia.

The tank is 20 meters long, 15 meters wide and 5 meters deep having 408 air diffusers arranged in a rectangular grid at 20 cm from the bottom, one inlet from a previous anaerobic tank, and one outlet. The CFD simulations have been performed in OpenFOAM, a open-source code for fluid simulations, and the coupled biochemical model will be coded and compiled inside OpenFOAM as a modification of the multi-phasic transient compressible solver *twoPhaseEulerFoam*. Different regimes of inlet flow will be studied while keeping constant the injected air flow.

Results and Discussion

First, an hydrodynamical study was conducted to study the flow patterns present in the tank due to the aeration. Figure 1 shows the interaction between the water inlet and the columns of air arising from the diffusers. Time evolution shows that the **flow structures are stable in time**, being possible to freeze the hydrodynamics to transport the biological variables on top of it.

Next, both models, the ASM1 and the oxygen transfer were implemented and linked to the original multi-phase solver, and the effect of the biological processes in the oxygen consumption and transfer were examined as shown in Figure 2. **The effect of bacteria growth is reflected in a slower rate of oxygen accumulation** due to the sink terms present in the oxygen transport equation.

Finally, a long-term simulation (up to 30 minutes) with the hydrodynamic frozen has been conducted to study the oxygen evolution and compared with experimental results in different locations of the tank, as presented in Figure 3. **Overall agreement is shown compared with sensor data, although further refinement needs to be accomplished**.

Conclusions

To sum up, a coupled model has been successfully implemented, representing the main biological processes taking place in an aerated tank, including the source of oxygen modelled through its transfer from the air phase. General agreement has been detected compared with experimental data, allowing to serve for future implementations in other WWTP as a tool to better understanding the aeration process and its efficiency.

References

Arnau R., Climent J., Martínez-Cuenca R., Rodríguez J. and Chiva S. (2022). Evaluation of hydraulic mixing performance in a full-scale anaerobic digester with an external liquid recirculation system using CFD and experimental validation. *Chemical Engineering Science*, **251**, 117-392.

Brauer H. (1979). Particle/fluid transport processes. *Progress in Chemical Engineering*, **17** (1979), 61-99.

Henze M., Gujer W., Mino T. and van Loosdrecht M. (2000). *Activated Sludge models ASM1, ASM2, ASM2D, ASM3.* YWA Publishing, pp. 6-25.

Figures and Tables

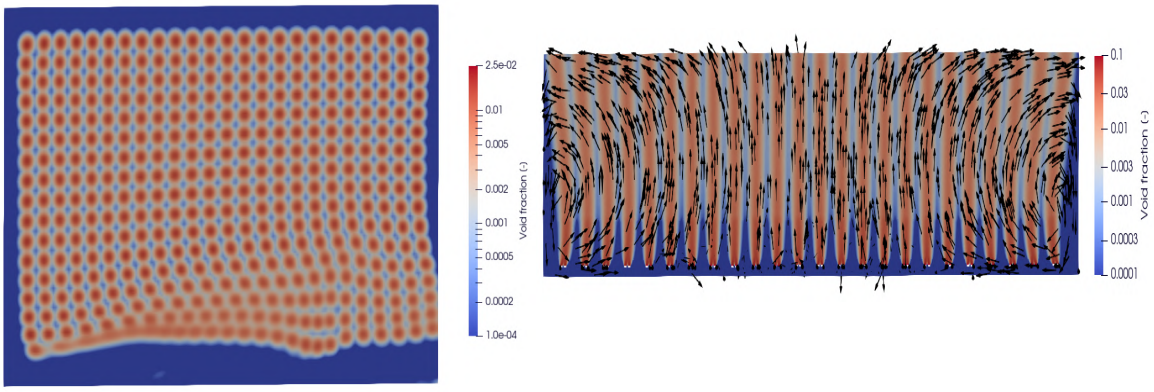


Figure 1 Horizontal section at 4.5 m deep (left) representing the void fraction showing the interaction between inlet (bottom left) and air columns; and vertical section at the centre of the tank (right) representing the void fraction and the flow structure through vectors.

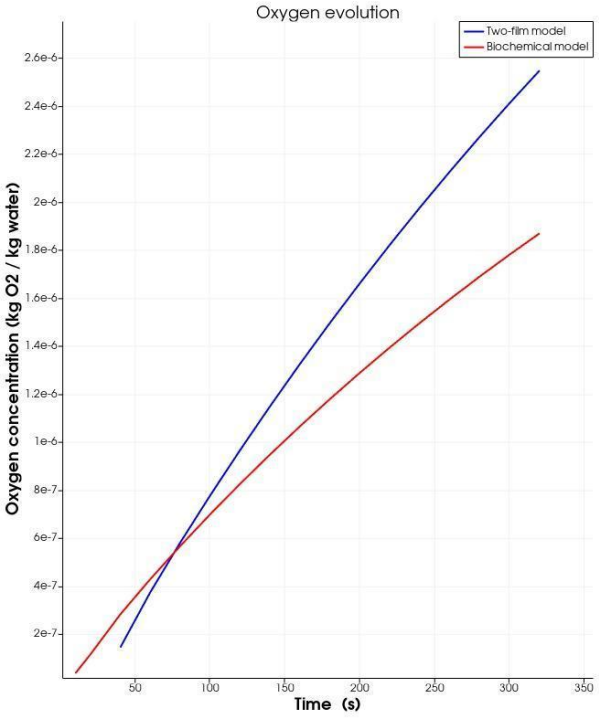


Figure 2 Oxygen evolution due to pure Two-film resistance model (blue) compared with the same evolution when ASM1 model is added (red).

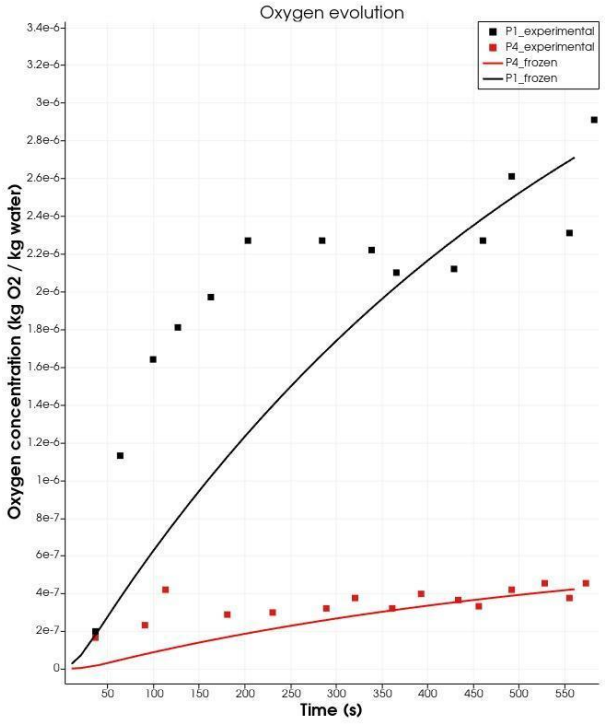


Figure 3 Oxygen evolution at two different locations inside the aerated tank (solid lines) compared with experimental data from sensors corresponding to the same air and water flow rates (dotted lines).

Scientific abstract **Nro. 84**

Evaluation of real digestate centrate nitrified by intensified constructed wetlands as electron acceptor in real biogas anoxic biological desulphurisation

Rubén Hervás-Martínez*, Núria Oliver, Tatiana Montoya, Miguel Morales and Feliu Sempere

Department of wastewater innovation, Global Omnium Medioambiente S.L., Spain

*Corresponding author: *ruhermar@globalomnium.com*

Keywords: Anoxic biogas desulphurisation; Constructed Wetlands; Digestate centrate

Abstract: Digestate centrate previously nitrified using innovative constructed wetlands (CWs) has been used for the first time in the literature as an electron acceptor source in biogas biodesulphurisation. A suspended biomass bioreactor (SBB) was fed with this nitrified centrate, achieving H_2S removal efficiencies of 97±1 % obtaining a treated biogas of 13±4 ppmv H_2S. The change from nitrified centrate using an activated sludge process did not affect negatively SBB performance. The combination of CW+SBB provides a breakthrough advance in the water-energy nexus as a sustainable and low-cost solution for biogas desulphurisation by integrating nature-based solutions (NbS) and circularity in the integral water cycle.

Introduction

The elimination of H_2S is a priority to avoid equipment corrosion, poisoning of catalytic systems and SO_2 emissions in combustion engines. Thus, the H_2S generated in anaerobic digesters is usually controlled by dosing ferric salts (Erdirenceleby and Kucukhemek, 2018), and using activated carbon filters to further remove H_2S, siloxane and volatile organic compounds. Both strategies have an economic impact and increase WWTP operating costs.

Biological desulphurisation and specifically under anoxic conditions is a potential technical and economical solution. One of the major disadvantages of using biodesulphurisaiton under anoxic conditions compared to aerobic ones is the need to provide reagents (nitrates and/or nitrites), with the consequent increase in operating costs. In this sense, nitrification of centrate from anaerobic sewage sludge digestion, and its use as an electron acceptor in anoxic biogas biotreatment, avoids to purchase chemical nitrate and reduces total nitrogen recirculated to WWTP headworks (Almenglo et al., 2023). However, research is required to decrease operating costs, and to improve the sustainability of the combination of nitrification of concentrated ammonium rich streams and biogas biodesulphurisation

The aim of the work presented here is to demonstrate the feasibility of using nitrified centrate obtained by constructed wetlands (CWs) as an electron acceptor stream during anoxic biodesulphurisation of biogas; thus, introducing nature-based solution (NbS) with low operating costs in the concept recently presented (Sempere et al., 2024). Furthermore, it must be highlighted that this combination has not yet been reported in the literature, so this work represents a breakthrough in biological purification of biogas under anoxic conditions that require nitrification of anaerobic digestate centrate.

Material and Methods

Digestate centrate nitrification and biogas treatment system

Real centrate has been treated in a CW system with 3 stages operated in series, with stage 1 consisting of 3 reactors in parallel treating centrate 2 days and resting 4. The CW contained a reactive substate coming from drinking water sewage sludge described elsewhere (Hernández-Crespo et al., 2022, 2024).

Real biogas has been treated in a suspended biomass bioreactor (SBB) which is described in a previous work in which two SBBs were used to demonstrate that the centrate nitrified using an activated sludge reactor is an adequate electron acceptor for anoxic biogas biodesulphurisation (Sempere et al., 2022).

The SBB was started-up using nitrified centrate coming from the activated sludge reactor. Centrate treated by CWs was fed to the SBB on day 28, adjusting the dosed volume to the nitrate concentration of the new source. Chemical characterisation of both nitrate streams is shown in Figure 1.

Measurements and analytical methods

The water-quality variables analysed, and methods used (in parenthesis), were: suspended solids (SS) and volatile suspended solids (VSS) (UNE-EN 872, UNE 77034), soluble chemical oxygen demand (COD) (Hach test 1014), ammonium (Hach test LCK 303), nitrites (Hach test LCK 342), nitrates (Hach test LCK 340 and 339)), orthophosphates (Hach test LCK 350), sulphate (Hach test LCK353), sulphide (Hach test LCK 653), sulphite (Hach test LCK 654), alkalinity (862 Compact Tritrosampler, Metrohm AG, Switzerland), pH and conductivity (HQ440d multi, Hach, United States). Liquid medium samples from the CWs and SBB were previously filtered throughout 0.45 µm nylon syringe filters (VWR, United States).

Measurement of H_2S, CH_4, CO_2, and O_2 concentration in the biogas at the inlet and outlet streams of the SBB were carried out every hour using a biogas analyser (AwiFlex, Awite, Germany) with an integrated multiplexing system.

Results and Discussion

After a short start-up period of 18 days, the SBB presented a stable performance using nitrified centrate from the activated sludge-based process as an electron acceptor source. H_2S removal efficiency (RE) values above 95 % operating under a gas residence time (GRT) of 9.8 min were obtained, with average H_2S inlet and outlet concentration values of 476±58 ppmv and 14±2 ppmv (Table 2), respectively.

As shown in Fig.1, on the 28th day of SBB operation, the nitrified centrate source was changed to the one coming from CWs. Despite a slight decrease in the GRT to 9.2 min, H_2S REs above 95% were also obtained, with mean H_2S inlet and outlet concentration values of 488±56 ppmv and 13±4 ppmv, respectively (Table 2).

After the change to the new nitrate source, there was a failure in the biogas inlet feed (dotted line in Figure 1), which caused a shutdown of biogas fed to the SBB during several hours. Once biogas feeding was resumed, performance remained the same as before the failure, maintaining low outlet H_2S concentrations (below 20 ppmv) despite inlet H_2S concentrations increased. This good performance was kept during the next 3 days, where even concentrations up to 600 ppmv H_2S were fed (results not shown).

Conclusions

The use of digestate centrate nitrified by CWs has been shown to be adequate as electron acceptor for biogas desulphurisation. Hence, CWs shows its feasibility and sustainablility as a low-cost (no forced aeration is required) alternative to the current centrate treatment with an activated sludge-based process. H_2S concentrations in the SBB outlet stream of 13±4 ppmv were obtained. The results demonstrate the feasibility of the combined process, CW+SBB for H_2S treatment. This combination of technologies has a strong circular approach to waste valorisation in the integral water cycle. These results decrease operational costs in biogas purification and promote the water-energy nexus in a sustainable way by including NbS for digestate centrate treatment.

Aknowledgments

The authors thank co-financing of project BIOMETANO (INNCAD/2022/2) by Agència Valenciana de la Innovació (AVI), which is eligible for co-financing by the European Union through the European Regional Development Fund (ERDF) Operational Programme for the Valencia Region 2021-2027; and VALDIGEST (IMIDCA/2022/24) which is co-financed by the European Union through the ERDF and by the Instituto Valenciano de Competitividad Empresarial (IVACE), through the programme PROYECTOS DE I+D EN COOPERACIÓN.

References

Almenglo, F., González-Cortés, J. J., Ramírez, M., & Cantero, D. (2023). Recent advances in biological technologies for anoxic biogas desulfurization. Chemosphere, 321, 138084.

Erdirencelebi, D., Kucukhemek, M., (2018). Control of hydrogen sulphide in full-scale anaerobic digesters using iron (III) chloride: performance, origin and effects. Water SA. 44(2), 176-183.

Hernández-Crespo C., Oliver N., Peña M., Añó M. and Martín M. (2022). Valorisation of drinking water treatment sludge as substrate in subsurface flow constructed wetlands for upgrading treated wastewater. Process Saf Environ 158: 486-494.

Hernández-Crespo, C., Oliver, N., Gil-Martínez, E., Añó, M., Fernández-Alba, S., Benedito, V., Montoya, T., & Martín, M. (2024). Integrating circular economy and biodiversity in upgrading full-scale constructed wetlands (LIFE Renaturwat). Ecological Engineering, 204, 107263.

Sempere F., Sánchez C., Baeza-Serrano, Á. and Montoya T. (2022) Anoxic desulphurisation of biogas from full-scale anaerobic digesters in suspended biomass bioreactors valorising previously nitrified digestate centrate. J Hazard Mater 439: 129641.

Sempere F., Oliver N., Díaz R., Hervás-Martínez R., and Montoya T. (2024). Decreasing energy consumption in biogas desulphurisation: centrate nitrification with intensified constructed wetlands and simplification of the anoxic bioreactor operation. In: Proc. 9th International Conference on Biotechniques for Air Pollution Control and Biorefinery, 10-12 July 2024, Palexco, A Coruña (Spain).

Figures and Tables

Table 1 Physical and chemical parameters of the nitrified centrate obtained by anactivated sludge reactor and CWs.

Parameters	Units	Nitirified centrate by Activated sludge	Nitirified centrate by Constructed Wetlands
pH	**-**	5.8	8.1
Conductivity	**mS/cm**	3650	5950
$N\text{-}NO_3^-$	**mgN/L**	118.4	285.0
$N\text{-}NO_2^-$	**mgN/L**	0.2	9.4
$N\text{-}NH_4^+$	**mgN/L**	68.3	23.0
Alkalinity	**$mgCaCO_3/L$**	160	120
$P\text{-}PO_4^{3-}$	**mgP/L**	58.2	23.4
$S\text{-}SO_4^{2-}$	**mgS/L**	539.0	261.0

Table 2 SBB operational parameters obtained with nitrified centrate by activated sludge and by CWs.

	Days	GRT	Inlet H_2S	Outlet H_2S	RE H_2S
	-	(min)	(ppmv)	(ppmv)	(%)
Nitirified centrate by Activated sludge	24-27	9.8 ± 0.4	476 ± 58	14 ± 2	97% ± 1
Nitirified centrate by CWs	27-30	9.2 ± 0.8	488 ± 56	13 ± 4	97% ± 1

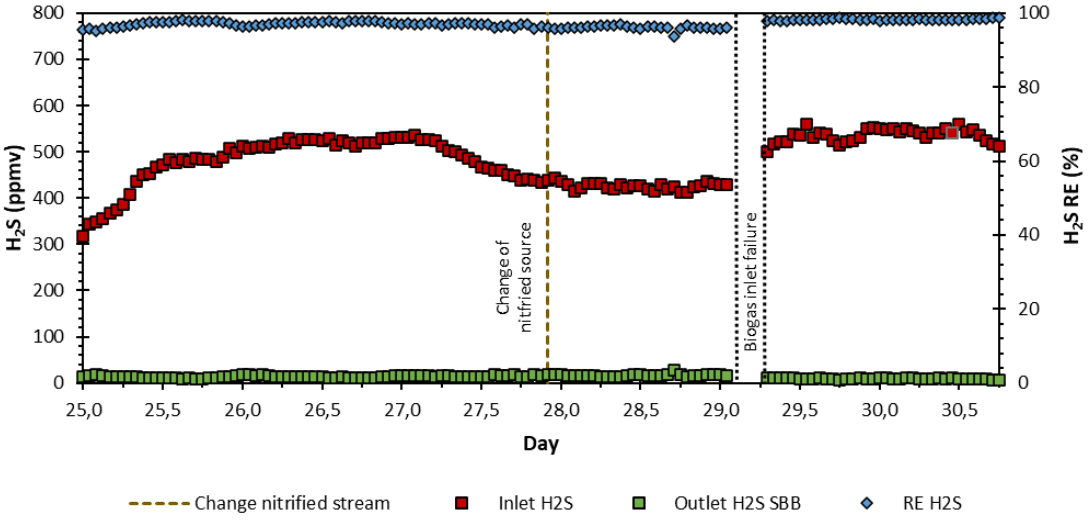


Figure 1 Evolution of H_2S concentration in the inlet (red) and outlet (green) streams of the SBB, and RE (blue). The day of the change in the feed of the nitrified centrate (dashed yellow line) is shown.

Case of study **Nro. 85**

Experiencias de Regulación del Sistema de Abastecimiento del Área Metropolitana de Valencia

Carmen Espartal Amorós, Alejandro Férriz Sánchez, Juan Ismael Lozano Lopez, Patricia Urbán Torres

Departamento de Regulación y Control de Red, Global Omnium
carespa@globalomnium.com;aferriz@globalomnium.com

Palabras Clave: Abastecimiento de Agua, Área Metropolitana de Valencia, Regulación, Eficiencia Hídrica, Experiencias y Resiliencia.

Resumen: La regulación del suministro de agua potable en el Área Metropolitana de Valencia se gestiona desde el Centro de Control de Vara de Quart, operativo las 24 horas al día. Este centro recibe continuamente más de 11.000 variables a través del sistema de telecontrol. Los operadores basados en esta información y las directrices de regulación, llevan a cabo ajustes en la red y monitorean las estaciones remotas para mantener una presión constante y una adecuada distribución de caudales para satisfacer la demanda de más de 1,6 millones de habitantes. La regulación incluye la supervisión de los recursos y la calidad del agua, y juega un papel estratégico en la definición de nuevas infraestructuras para asegurar el suministro hídrico y mejorar la eficiencia energética. Se presentarán casos reales y lecciones aprendidas que mejoran la gestión del sistema, apoyadas por gemelos digitales, sensorización en tiempo real e inteligencia artificial.

Introducción

El Área Metropolitana de Valencia se abastece desde las Estaciones de Tratamiento de Agua Potable (ETAP) de "El Realón" (Picassent) y "La Presa" (Manises). Tras el tratamiento, se eleva el agua a los depósitos de cabecera ubicados a cotas 97 y 113 msnm, respectivamente. A partir de aquí, se extiende una red de conducciones de gran calibre que abastecen por gravedad a Valencia y a otros 47 municipios de su Área Metropolitana. El sistema está compuesto por más de 220 km de tuberías de entre 300 y 1600 mm de diámetro, 7 depósitos de regulación, 6 estaciones de bombeo, aproximadamente 100 puntos de entrega de agua en alta a municipios, y más de un centenar de válvulas de regulación distribuidas estratégicamente por toda la red (Figura 1).

El consumo medio diario del sistema se sitúa en torno a 3,5 m^3/s, correspondiente a una población de más de 1,6 millones de habitantes, la mitad de los cuales se ubican en la ciudad de Valencia.

El abastecimiento de agua en cantidad y calidad suficientes han sido una de las principales prioridades de Global Omnium en la gestión del Ciclo Integral del Agua, desde que se constituyó hace más de 130 años. Para garantizar este suministro, es fundamental la regulación del sistema para mantener la presión estable en todos los puntos de la red y distribuir adecuadamente los caudales. Si bien, la regulación conforme la conocemos en la actualidad, basada en la operación remota de válvulas en la red, ha sufrido una transformación desde sus orígenes, gracias a los avances experimentados en nuevas tecnologías, tanto en el ámbito de las comunicaciones como en el desarrollo de dispositivos cada vez más sofisticados.

En el Centro de Control de Vara de Quart, se está llevando a cabo la implementación de herramientas de inteligencia artificial para mejorar la eficiencia operativa y la resiliencia del sistema. Esta iniciativa busca optimizar el monitoreo y control de las

operaciones mediante algoritmos avanzados que permitan predecir y responder de manera proactiva a las demandas y variaciones del sistema. La inteligencia artificial se utiliza para analizar grandes volúmenes de datos en tiempo real, identificar patrones, detectar anomalías y tomar decisiones automatizadas o asistidas por humanos. Todo ello, mejorando la eficiencia en la gestión del agua, ya que se trata de un punto crucial en la regulación del Sistema.

Discusión

En este caso de estudio, se analizarán por un lado, los desafíos en la regulación de un sistema de abastecimiento por gravedad mediante válvulas de mariposa y válvulas de paso anular (Figura 2).

El análisis de los datos registrados, tras la operación remota de las válvulas de regulación durante un evento de interés para la población, proporciona un ejemplo claro de cómo la manipulación adecuada de estas válvulas puede minimizar la afección al servicio ante cambios bruscos en el consumo (Figura 3).

Por otro lado, la gestión del agua urbana está estrechamente ligada al consumo de energía, por lo que el impulso para mejorar la eficiencia energética en las redes de agua es una prioridad destacada en la actualidad. En esta línea, con la experiencia adquirida y tras numerosos estudios realizados, se han detectado puntos susceptibles en el sistema, en los que se podría reducir el consumo energético asociado al transporte de agua desde los puntos de captación hasta el usuario final. Entre ellos, destaca una nueva conducción de diámetro 1.000 mm para abastecimiento a la ciudad de Valencia, gracias a la cual será posible reducir el volumen de agua impulsado, que hasta entonces se bombeaba a una cota más alta, para luego desde los depósitos de cabecera distribuirse por gravedad hacia el Sistema (Figura 4).

Conclusiones

La gestión del sistema que abastece al Área Metropolitana de Valencia representa un desafío que requiere la combinación de tecnología avanzada y experiencia técnica.

La integración de gemelos digitales de la red con plataformas de inteligencia artificial supone un apoyo crucial para la planificación estratégica de futuras inversiones y la toma de decisiones operativa diaria en el sistema de abastecimiento.

Sin embargo, para la implementación de las posibles soluciones, resulta necesaria la aportación del factor humano, a fin de interpretar los resultados y contextualizar las alternativas. En resumen, la experiencia técnica sobre la regulación del sistema complementa las capacidades tecnológicas de innovación.

A medida que avanzamos hacia el futuro, es crucial seguir innovando y adaptándonos a los cambios para enfrentar los desafíos emergentes y promover la gestión responsable de uno de los recursos más vitales para la vida y el desarrollo humano, como es el agua.

Figuras

Figura 1 Sistema de Abastecimiento del Área Metropolitana de Valencia.

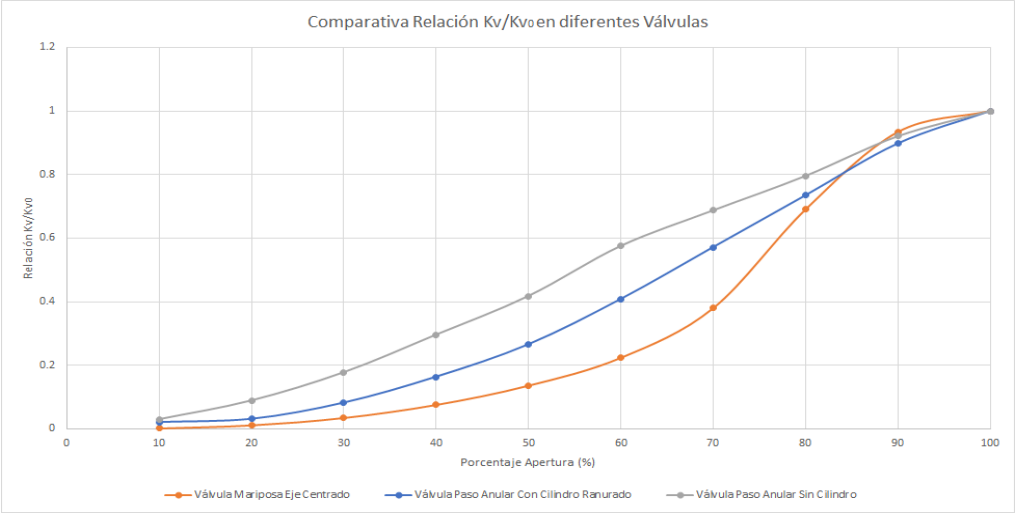


Figura 2 Comparativa de la relación Kv/Kv0 entre una válvula de mariposa y dos válvulas de paso anular.

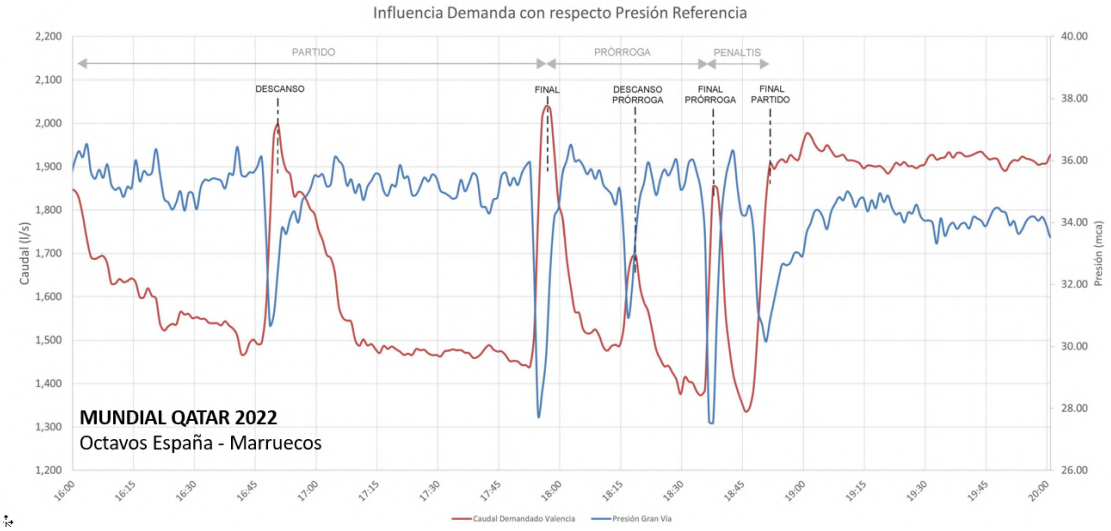


Figura 3 Demanda de Valencia y presión en un punto de referencia de la red, durante el partido de octavos de final del Mundial de Qatar entre España y Marruecos. Caso real.

Figura 4 Trazado nueva infraestructura DN1000 que discurre por l'Horta Sud (línea roja), las infraestructuras actuales en servicio en el Área Metropolitana (línea azul) y las principales conducciones arteriales de la ciudad de Valencia (línea verde).

Discussion Piece **Nro. 87**

Aplicación de SUDS en el drenaje pluvial de infraestructuras

Daniel Fernández Gran[1*]

[1]Departmento de tecnologías del Agua, SENER Ingeniería y sistemas, España

*Autor: d*aniel.fernandez@sener.es*

Abstract: La utilización de Sistemas urbanos de drenaje sostenible (SUDS) es una práctica que se está extendiendo sobre todo en entornos urbanos, pero su uso no tiene porqué limitarse a este tipo de entornos. El objetivo de esta discusión es promover el uso de SUDS en el entorno de la obra lineal y local (Ej. patio de trenes) con tal de aprovechar las ventajas de éstos y así reducir las dimensiones del sistema de drenaje convencional y a ser posible dar un segundo uso al agua de lluvia captada.

Descripción del tema de discusión

Los sistemas urbanos de drenaje sostenible conocidos como SUDS, son sistemas diseñados para gestionar la escorrentía superficial replicando los procesos naturales de drenaje previos al desarrollo de la zona.

Su uso, tal y como recoge en su nombre, está pensado para entornos urbanos, donde ya existe una red de drenaje ya sea en la propia zona de actuación o aguas debajo de ésta, pero… ¿Qué pasaría si se utilizasen estos sistemas cómo parte del drenaje de una infraestructura lineal o local? A continuación, se muestran diferentes ejemplos de SUDS utilizados en estos tipos de obras:

- **Dren francés**: Su uso es bastante extendido en estaciones y patio de trenes ya que reduce considerablemente la superficie necesaria frente a las cunetas.
- **Cuenta vegetada**: Cuneta con una cubierta vegetal que permite retrasar el pico de caudal del sistema de drenaje.
- **Balsa de retención**: Permite la gestión de picos de caudal de escorrentía incluso de eventos con largos períodos de retorno.
- **Balsa de infiltración/evaporación**: Son una buena opción para aquellas infraestructuras lejos de una red existente y donde no se puede/permite descargar en el medio natural.
- **Humedal**: Los humedales realizan tratamiento de contaminantes en suspensión y disueltos en el agua, mediante plantas acuáticas y micro-organismos los cuales necesitan de un flujo constante de caudal. Además, son lugares que generan nuevos ecosistemas.
- **Balsa de bioretención**: Son balsas pequeñas que mediante una cubierta vegetal y diferentes capas granulares permiten eliminar muchos de los contaminantes presentes de volúmenes de escorrentía pequeños.

Desde la experiencia del autor, los SUDS más extendidos son el dren francés, la balsa de retención y un escalón por debajo las balsas de bioretención y balsas de infiltración.

También se plantea la posibilidad de dar un segundo uso a la escorrentía captada por el drenaje reduciendo así el uso de agua potable para usos de limpieza o para aguas negras de los edificios auxiliares.

Scientific abstract **Nro. 88**

Evaluating the anaerobic co-fermentation of food waste and primary sludge to produce green energy and platform chemicals in a tailor-made biorefinery

A. Prats*[1], M.V. Ruano[1], Á. Robles[1]

[1]CALAGUA, Departament d'Enginyeria Química, ETSE-UV, Universitat de València, Avinguda de la Universitat/n, 46100 Burjassot, Valencia, Spain.

*Corresponding author: abril.prats@uv.es

Keywords: dark fermentation, green chemicals, urban bio-refinery

Abstract: This work evaluates the operating conditions that favour different pathways of anaerobic co-fermentation, i.e., the VFA/H_2 pathway and the LA pathway, thus helping to move towards the optimisation of co-production of bioenergy and green chemicals in urban bio-refineries.

Introduction

The European Union defines "Circular Economy" as a production and consumption model focused on sharing, reusing, repairing, renewing, and recycling materials and products to extend their life cycle and minimize waste (EU News, European Parliament, 2015). The goal is to achieve zero waste and create valuable products, closing industrial loops. Biorefineries play a key role by converting waste into new high value-added products, satisfying energy and material demands from renewable carbon sources (Dahiya et al., 2018).

The biorefinery context to be assessed in the project in which this work is framed will be focused on the valorisation of urban wastes, i.e., food waste (FW) and primary sludge (PS) from WWTP, through anaerobic processes. Particularly, the anaerobic co-digestion process will be assessed in two stages: dark co-fermentation to obtain added-value bio-products and green energy (a mixture of volatile fatty acids (VFAs), bio-hydrogen, or lactic acid, or other targeted acids), and further anaerobic digestion of the digestate from dark fermentation to obtain biogas and stabilized biosolids for its application in agriculture (García-Depraect et al., 2021).

This study aims to evaluate the operating conditions that favour different dark co-fermentation pathways (first stage), specifically the VFA/H_2 pathway and the LA pathway, to optimise the co-production of bioenergy and green chemicals in urban bio-refineries.

Material and Methods

FW was collected from the restaurant of the School of Engineering of the Universitat de València, whose main characteristics were total solids (TS) content of 32.9 % wb., volatile solids (VS) content of 97.9 %TS, and total organic carbon (TOC) of 45.1 %wb. Concentrated PS was collected from a full-scale WWTP with the following main characteristics were: 38.5 g TS·L^{-1}, 25.8 g VS·L^{-1}, and chemical oxygen demand (COD) of 42.4 g COD·L^{-1}.

Batch assays were conducted using 500-mL glass vessels incubated at controlled temperature with constant mixing. The initial pH was adjusted. A Box-Behnken experimental design was conducted to optimize the conditions (temperature, initial pH,

FW:PS ratio, substrate to inoculum ratio, mixing velocity, pre-treatment) required for each desired metabolic pathway. As example, the results of three batch assays designed to evaluate the lactate-type metabolic pathway are shown here (see Table 1).

After elucidating the operational conditions that favour both LA-type and VFA-type metabolic pathways, 2 bench-scale systems have been started up to assess the potential for continuously producing different bio-based products (i.e., hydrogen, biogas, mixed-VFAs, other targeted acids, stabilized bio-solids). Each bench-scale system consisted of a 2-stage anaerobic co-treatment process (see Figure 1), formed by a 4.5-L dark fermentation reactor (1st stage) and an 8-L anaerobic digester (2nd stage), both based on AnMBR technology. Thus, two treatment lines are being fed in parallel using the same substrate (results not shown here).

Results and Discussion

The results of three batch assays (see Table 1) designed to evaluate the lactate-type metabolic pathway are shown here.

Figure 2 shows the maximum LA concentration achieved in each assay. Lactate-type metabolic pathway was dominant, as indicated by the maximum LA concentrations reached. Indeed, a significant decrease in the VFA concentrations was observed after 3 days of operation, indicating that the activity of non-LA acidogens was negligible. In addition, these results also suggest that LA could be continuously produced even at relatively high initial pH levels (above 4), as the pH is self-regulated once LA starts being produced. Indeed, the LA concentration yielded 18.8, 20.0 and 43.5 $g \cdot L^{-1}$ for the F20P80, F30P70 and F50P50 tests (see Figure 4), respectively. Nonetheless, there is large room for improvement in the operating conditions to maximize LA production yields.

The pH profiles in the batch tests decreased accordingly as LA accumulated in the reactors, until reaching pH values below 4. As shown in Figure 3, sludge retention times (SRTs) below 5 days could be needed to keep high LA production yields without buffer addition.

As expected, low hydrogen productions were obtained. The maximum hydrogen yield was recorded at the very beginning of the F20P80 assay (hour 10): i.e., 77 mL $H_2 \cdot g^{-1}$ VS. F30P70 and F50P50 resulted in maximum hydrogen yields of 47 (hour 12) and 50 (hour 34) mL $H2 \cdot g^{-1}$ VS, respectively. Once LA started to be dominant, hydrogen production stopped (Bühlmann et al., 2021). Negligible methane productions were observed, with maximum yields of 26.9, 4.7 and 3.9 mL $CH4 \cdot g^{-1}$ VS for F20P80, F30P70 and F50P50, respectively.

Conclusions

Lactate-type metabolic pathway was dominant within the operating conditions evaluated in this work. The results obtained from the batch assays are currently being used to select adequate initial operating conditions for the start-up of the bench-scale systems. Further steps will involve assessing the performance of these systems, focusing on maximizing the economic revenues of urban bio-refineries based on AnMBR systems for co-valorisation of FW and PS.

References

Bühlmann, C. H., Mickan, B. S., Tait, S., Renton, M., & Bahri, P. A. (2021). Lactic acid from mixed food wastes at a commercial biogas facility: Effect of feedstock and process conditions. *Journal of Cleaner Production*, *284*. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125243

Dahiya, S., Kumar, A. N., Shanthi Sravan, J., Chatterjee, S., Sarkar, O., & Mohan, S. V. (2018). Food waste biorefinery: Sustainable strategy for circular bioeconomy. In *Bioresource Technology* (Vol. 248, pp. 2–12). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.176

García-Depraect, O., Castro-Muñoz, R., Muñoz, R., Rene, E. R., León-Becerril, E., Valdez-Vazquez, I., Kumar, G., Reyes-Alvarado, L. C., Martínez-Mendoza, L. J., Carrillo-Reyes, J., & Buitrón, G. (2021). A review on the factors influencing biohydrogen production from lactate: The key to unlocking enhanced dark fermentative processes. In *Bioresource Technology* (Vol. 324). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124595

Figures and Tables

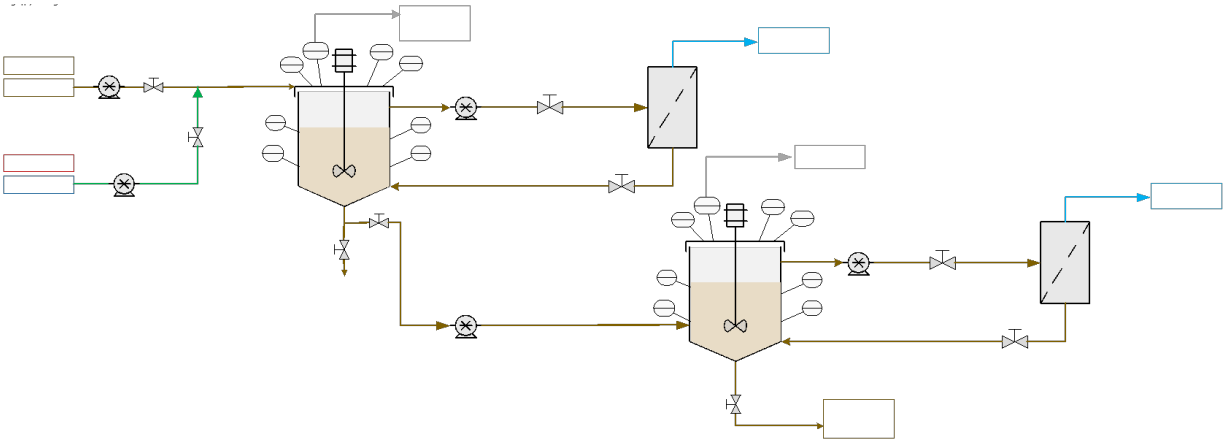


Figure 1 Flow diagram of the designed 2-step process.

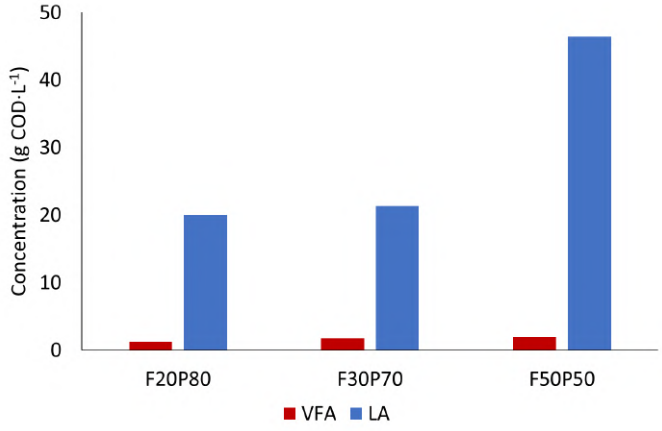
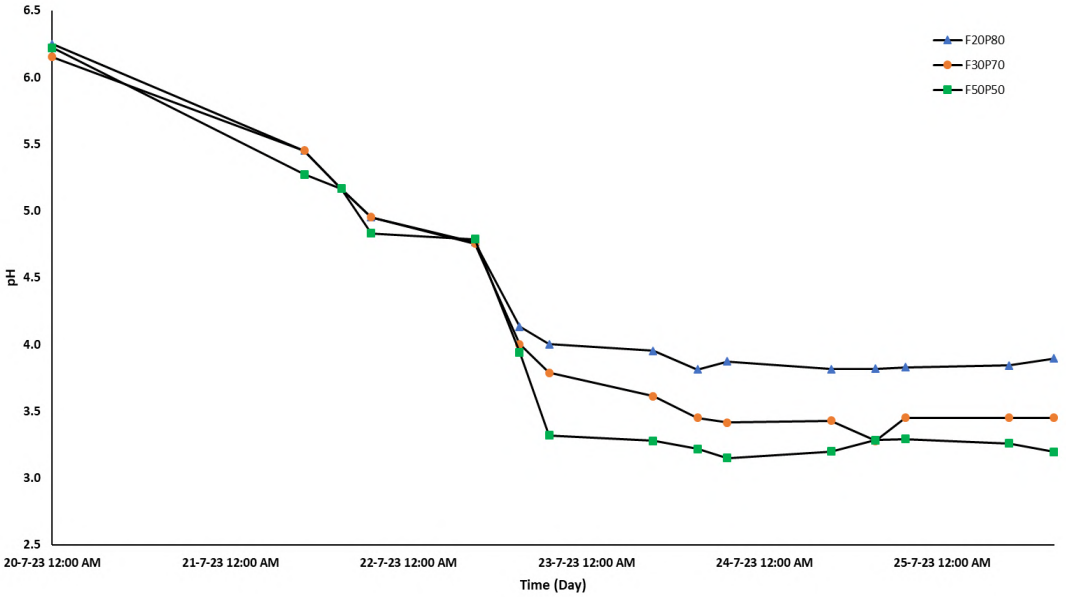


Figure 2 VFAs and LA concentrations at the end of each experiment.



Figure_SEQ Figure * ARABIC 3 Variation within the runs of pH

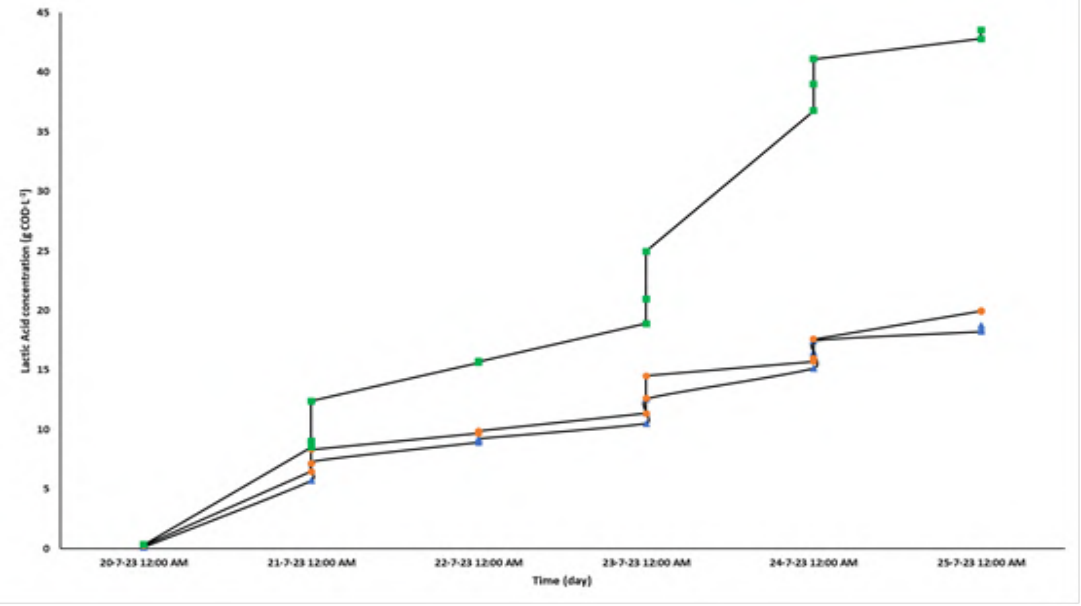


Figure 4 Variation within the runs of LA concentration.

Table 1 Experiential conditions of the batch assays evaluated.

Assay ID	FW:PS ratio (g VS: g VS)	S/X (g VS ·g^{-1} VS)	Initial pH	Temperature (ºC)	Mixing velocity (rpm)
F20P80	20:80	1	6.0 ± 0.2	35	150
F30P70	30:70				
F50P50	50:50				

Case of study **Nro. 89**

Centro de Operaciones Integrado. Más allá de los datos.

Eduardo Manuel Juliá Frutos[1], Juan Picazo Sánchez[2], Jose Gabriel Lumbreras Martínez[3]

[1] Departamento Técnico Aqualia Zona I (Aplicaciones Técnicas)

[2] Director Departamento Técnico y Estudios, Aqualia Zona I

[3] Dirección Operaciones y Tecnología, Aqualia

*Autor correspondiente: eduardomanuel.julia@fcc.es

Keywords: Digitalización; Centro de Operaciones; Industria 4.0.

Abstract: En este documento se pretende explicar cómo a través de la digitalización, han emergido los Centros de Operaciones Integrados desde los que se pretenden monitorizar las KPIs principales y controlar las instalaciones críticas que conforman el ciclo.

Introducción

En las últimas décadas se ha podido comprobar como España ha experimentado una regularización de episodios periódicos de sequía. Esta circunstancia ha dado lugar a que tanto organismos públicos como privados hayan apostado por la digitalización como baluarte en la reducción del estrés hídrico y el abastecimiento eficiente.

En el caso particular de Aqualia los Centros de Operaciones Integrados (COI) han emergido como piedra angular para la supervisión centralizada, trascendiendo las fronteras municipales.

Material y métodos

El pilar fundamental sobre el que se sustentará cualquier Centro de Operaciones es la **digitalización**, y es que sin ella no será posible cubrir necesidades básicas como la conectividad con las instalaciones, o el análisis y el manejo de datos. Se necesita un cierto grado de madurez digital para poder crearlos.

La **digitalización** no solo se trata de un proceso estrictamente informático. Parte de una infraestructura de instrumentación que será la encargada de recibir el dato y transformarlo en una señal eléctrica. Este paso es la semilla de la digitalización dentro del Ciclo Integral del Agua.

Otro de los pasos fundamentales es el traslado y el almacenamiento de estos datos en la nube. Serán necesarios equipos que, a través de las últimas tecnologías de telecomunicación, como son el 4G, el 5G… permitan la **conectividad** entre equipos que están separados por grandes distancias. Estos dos primeros pasos conformarán el ***IoT*** del agua, posibilitando la interoperabilidad y desarrollando un ecosistema de funcionamiento autónomo y con mayor eficiencia operacional.

Otra de las etapas dentro del viaje de la digitalización es la aplicación de ***Business Intelligence***. Dentro de esta etapa se reciben los datos procedentes de los equipos de instrumentación y se convierten en información a través de herramientas tecnológicas de ***Big Data*** y **analítica de datos**. Es muy importante en esta etapa aportar estrategia y visión de negocio, para entre otras cosas, la definición de KPIs. A esta analítica de datos es posible implementar tecnologías de aprendizaje basadas en **Inteligencia Artificial**

que sin duda, permiten expandir aún más las fronteras del conocimiento de nuestro negocio.

Como resultado de todas estas etapas anteriores y conectándolas entre ellas aparecen las **plataformas digitales**. Son la cara visible de la digitalización, y en ellas se produce la integración hombre-máquina. Permitirán seguir el proceso, mostrar los datos, analizarlos, extraer información e incluso interactuar con las instalaciones. Así en los últimos años se han desarrollado herramientas informáticas para todos los procesos que engloban el proceso del agua: GIS, SCADAs, clientes, gestión de mantenimientos, analítica de datos, *dashboards*…

Además, dentro del proceso de digitalización es importante tener en cuenta aspectos transversales como la ciberseguridad o la cogobernanza del dato.

Resultados y discusión

El cambio cultural que supone la digitalización es tan grande que abarca incluso a los modelos de organización de los actores que conforman el Ciclo Integral del Agua. Los **Centros de Operaciones (COI)** son una muestra de ello.

Estos COI están formados por profesionales del ciclo integral del agua, de diferentes áreas que **trabajan de manera integrada**, en una continua colaboración enriquecida: técnicos de GIS, técnicos de SCADA, analistas de datos, técnicos de calidad del agua, especialistas en eficiencia energética, expertos en depuración… Estos profesionales hacen uso de las plataformas digitales para la monitorización, el análisis de datos y la toma de decisiones.

Desde ellos se controlan las instalaciones más importantes de los servicios, y se coordinan las actuaciones a llevar a cabo en caso de incidentes. También aseguran el cumplimiento normativo. Por encima de todo, permiten analizar el estado actual, y el desempeño de las actividades que conforman la estrategia corporativa.

Los COI suponen una gran propagación del conocimiento, y ponen al alcance de un mayor ámbito territorial la experiencia de equipos de profesionales del sector del agua.

Entre los beneficios esperados tras la creación del COI y la integración de las instalaciones en él se encuentran: capacidad predictiva, mayor conocimiento mediante la colaboración entre departamentos, mayor capacidad de análisis, visión global y comparativa, menores tiempos de respuesta, mejora en la toma de decisiones… En definitiva, supondrá una mejora global en la calidad del servicio y una ayuda en la consecución de los objetivos estratégicos.

Aqualia ha comenzado a establecer Centros de Operaciones Integrados a lo largo de la geografía española, siendo uno de los primeros el **COI de Castilla-La Mancha**, situado en Toledo, desde el cual se da soporte a más de 200 municipios de toda la región y se controlan 44 ETAPs, 103 EDARs, y más de 1500 instalaciones en global.

Conclusión

Los COI supondrán la puesta a disposición de una mayor cantidad de instalaciones del Ciclo Integral del Agua del conocimiento de equipos de expertos del sector del agua, y permitirán un control en continuo de los principales KPIs que determinan el cumplimiento de objetivos estratégicos. Estos Centros de Operaciones son solo uno de los efectos del proceso de culturización digital del sector del agua y de la nueva industria 4.0.

Figuras y Tablas

Figura 1 Plataformas digitales para la gestión del Ciclo Integral del Agua.

Figura 2 Técnicos del COI de Toledo analizando las redes de distribución de un municipio.

Discussion piece **Nro. 90**

Utilización de sistemas de oxidación avanzada combinada en la optimización de sistemas tradicionales de depuración

Luis Sánchez Barca[1]

[1]CEO of Aguas SB, S.L en Sede Central, Galicia, España.

*Correspondencia del autor: *aguas.sb@aguassb.com*

Abstract: Actualmente es evidente la necesidad de tecnologías nuevas e innovadoras que ayuden a optimizar los sistemas de depuración existentes. Es por esto, que los sistemas de oxidación avanzada combinada son una de las alternativas más viables y eficientes que actualmente la tecnología en tratamiento de agua puede ofrecer. Combinan la alta eficiencia, con una gran reducción de las posibilidades de fallos de funcionamiento críticos en el propio sistema, así como en los sistemas convencionales. Aportan mayor velocidad en los procesos físico-químicos tradicionales y protección a los procesos biológicos, en consecuencia, permiten tratar mayor caudal y carga contaminante.

Description of discussion topic

Considerando la gran cantidad de sistema de depuración existentes en España y en Europa, es necesario reflexionar sobre la necesidad de realizar una optimización de los mismos. Es la nueva generación de profesionales del sector la que será la encargada de mejorar la situación actualmente existente en la depuración de aguas residuales y su reutilización.

Es por ello que antes de construir una nueva generación de grandes plantas de tratamiento, debemos mejorar al máximo y optimizar las infraestructuras ya existentes, ya que todavía no se han aprovechado al máximo las grandes estructuras construidas por la anterior generación. Estos sistemas fueron construidos para otros tiempos, para mejorar una situación anterior más precaria y en efecto lo consiguieron, pero desde el inicio de la época de las grandes obras hasta la actualidad la población ha crecido, la economía también, los procesos industriales han cambiado, los hábitos de consumo generan mayor carga contaminante, y las exigencias de la población han aumentado.

En contraposición con estas dificultades también la técnica ha mejorado y los recursos técnicos, tecnológicos y científicos son mayores es por esto que las tecnologías de oxidación avanzada combinada, se posicionan como una gran herramienta para conseguir una mayor eficiencia y productividad de las infraestructuras existentes y un pilar fundamental en una nueva generación de plantas de tratamiento. Plantas de tratamiento, donde los procesos de depuración sean fácilmente controlables, se eviten fallos críticos de funcionamiento, la automatización sea parte en el proceso de construcción, las conectividades, con la infraestructura del tecnológica de comunicaciones y de procesamiento de datos, sea unificada en sistemas estandarizados y de gran capacidad de expansión y escalabilidad.

Tenemos una gran oportunidad en la infraestructura actual para probar, rendimientos y combinaciones de procesos como la electrólisis, electrocoagulación, procesos de generación de microburbujas, con procesos tradicionales, y que esta sea la base sobre la que construir la nueva generación de plantas de tratamiento para el futuro.

Scientific abstract **Nro. 94**

Extended model of integrated drinking water treatment: simultaneous removal of PFAS, paracetamol and pathogen disinfection

Leire Besga[1], Ana Urkiaga[2], Luis Sancho[1] & Beñat Elduayen-Echave[1]

[1] Ceit, Manuel Lardizabal 15, 20018 Donostia, Spain
[2] Gaiker, Parque Tecnológico, Ed. 202, 48170, Bizkaia, Spain
* Corresponding author: lbesga@ceit.es

Keywords: Drinking water treatment model; Emerging contaminants removal; Disinfection process.

Abstract: DriWM model is a comprehensive modelling framework for integral simulation of drinking water treatment plants. This study introduces enhancements to the model, integrating disinfection and advanced oxidation processes such as photocatalysis with UV/H_2O_2 and electro-oxidation using boron-doped diamond electrodes. These technologies have been experimentally validated to remove perfluorooctanoic acid (PFOA) and paracetamol (disinfection studies are ongoing). The DriWM model is being upgraded to include these effective processes: pathogen disinfection and pollutants removal. Thus, providing a comprehensive tool for optimizing water treatment processes in response to stringent environmental regulations. This approach underlines the model's fundamental role in advancing water treatment technology and optimizing drinking water plant operations.

Introduction

The sustainable management of water resources is increasingly critical amid growing water scarcity and stricter regulations. Drinking water quality is being targeted to manage emerging contaminants (EC) and improve pathogen elimination. In Spain, Royal Decree 3/2023 imposes more rigorous criteria for drinking water quality, control, and supply. This shift towards tighter restrictions is part of a global trend, driving the search for advanced technologies to remove contaminants such as perfluoroalkylated compounds (PFAS) and antibiotic residues (Post, 2021; WHO, 2022).

To comply with these new regulations, drinking water treatment plants (DWTPs) must optimize their processes, with advanced oxidation technologies playing a crucial role. Advanced oxidation technologies, particularly photocatalysis (with UV light and hydrogen peroxide, UV/H_2O_2) and electro-oxidation (using boron-doped diamond (BDD) electrodes), are emerging as effective solutions. These technologies integrate disinfection and contaminant degradation, showing great potential at real scales (Mirabediny *et al.,* 2023; Mojiri *et al.*, 2023). Research emphasizes their applicability in enhancing water quality and safety.

Mechanical simulation models, such as the DriWM model (based on the Plant-Wide Model (PWM) methodology), are essential in this context. PWM is an integrable framework designed to simulate comprehensive water treatment processes across the entire plant, sharing a common stoichiometric matrix for compatibility. DriWM model provides an integrated approach to drinking water treatment, offering detailed descriptions and evaluations of treatment process chemistry (Elduayen-Echave & Ayesa, 2023). Although it simulates key chemical interactions in DWTP treatment trains and is calibrated, it currently does not cover pathogen removal or the management of EC like PFAS. This limitation underscores the need to expand its capabilities. Incorporating advanced oxidation technologies into the DriWM model will also enable the evaluation of their impact on DWTP processes

This study aims to extend the DriWM model to include pathogen disinfection and EC (PFAS and paracetamol) removal through advanced oxidation technologies. This enhancement will facilitate optimized DWTP operations and enable the evaluation of the impact of incorporating these technologies.

Material and Methods

This study includes an experimental phase to gather data and a modelling phase. The experimental phase included tests with BDD electrodes at various intensities to evaluate the elimination of pathogens and PFAS. Additionally, UV/H_2O_2 oxidation assays were performed at different concentrations to determine their efficiency in removing paracetamol and PFAS.

The modelling phase involved expanding the DriWM model. The DriWM model is being enhanced by adding new compounds and ordinary differential equations to describe the processes involved in advanced oxidation technologies.

Results and Discussion

The application of electro-oxidation with BDD electrodes and advanced oxidation processes with UV/H_2O_2 has proven effective in eliminating ECs. A removal efficiency of 99 % for perfluorooctanoic acid (PFOA) by electro-oxidation and significant degradation of paracetamol in advanced oxidation, achieving an 88 % reduction with a H_2O_2 concentration of at least 1 g/L, were observed (see Figure 1). Additionally, photocatalysis showed increased efficacy with high concentrations of H_2O_2, identifying optimal conditions for contaminant degradation. Thus, enabling a better approach for the model construction.

A model is being developed to simulate electro-oxidation aimed at eliminating PFAS and pathogens. The degradation curve for PFAS, adjusted, aligns with the experimental results (see Figure 2). The model is particularly being refined to account for nitrogen evolution, a critical component when sodium nitrate is used in the process as an electrolyte to improve conductivity. This initiative marks the beginning of the development of the electro-oxidation model, with plans to extend it to include advanced oxidation models in the coming months.

Conclusions and future steps

Progress is being made in developing more comprehensive modeling tools that include the removal of pathogens and emerging contaminants such as PFAS and paracetamol using advanced treatments. Improvements in the DriWM model facilitate better guidance for optimizing water treatment operations and the use of reclaimed water. Additionally, employing a Plant-Wide Model (PWM) methodology allows for testing operational scenarios with cross effects. This ongoing improvement underscores our commitment to advancing water safety and sustainability in response to increasingly stringent environmental regulations.

References

Elduayen-Echave B. & Ayesa E. 2023. Simulating floc size distribution in coagulation-flocculation processes through mass-based population balance models for integral modelling of drinking water treatment plants. *11th IWA Symposium on Modelling and Integrated Assessment*, Quebec City, Canada.
Mirabediny, M., Sun, J., Yu, T.T., Åkermark, B., Das, B., & Kumar, N. 2023. Effective PFAS degradation by electrochemical oxidation methods-recent progress and requirement. *Chemosphere*, 321, 138109.

Mojiri A., Zhou J.L., Ozaki N., KarimiDermani B., Razmi E. & Kasmuri N. 2023. Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances in aquatic environments and their removal by advanced oxidation processes. *Chemosphere*, 330, 38666.
Post, G.B. 2021. Recent US State and Federal Drinking Water Guidelines for Per- and Polyfluoroalkyl Substances. Environ Toxicol Chem, 40, 550-563. https://doi.org/10.1002/etc.4863
WHO. *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda*. Geneva: World Health Organization; 2022. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

Figures

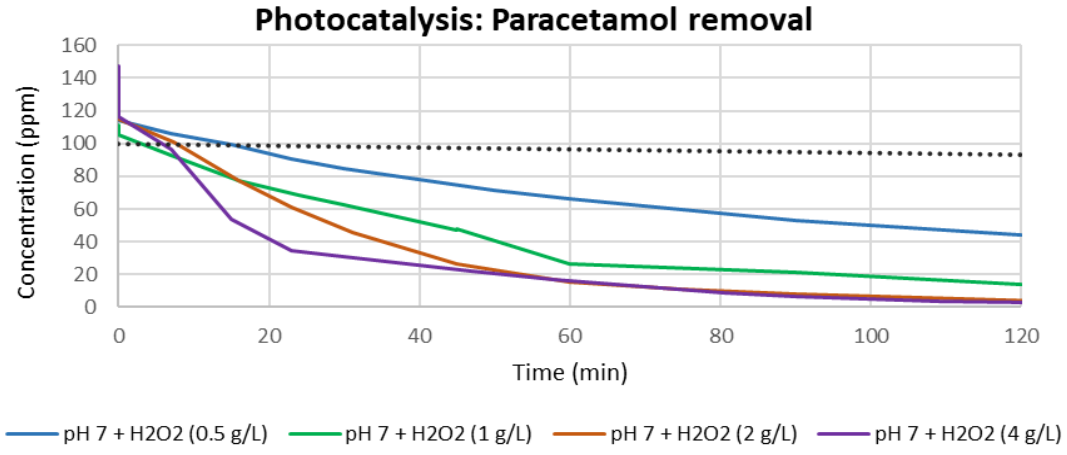


Figure 1 Experimental data of paracetamol removal with an advanced oxidation technology based on UV/H2O2 effect at pH 7 with different chemical concentration. The dashed line shows the paracetamol degradation just under UV light.

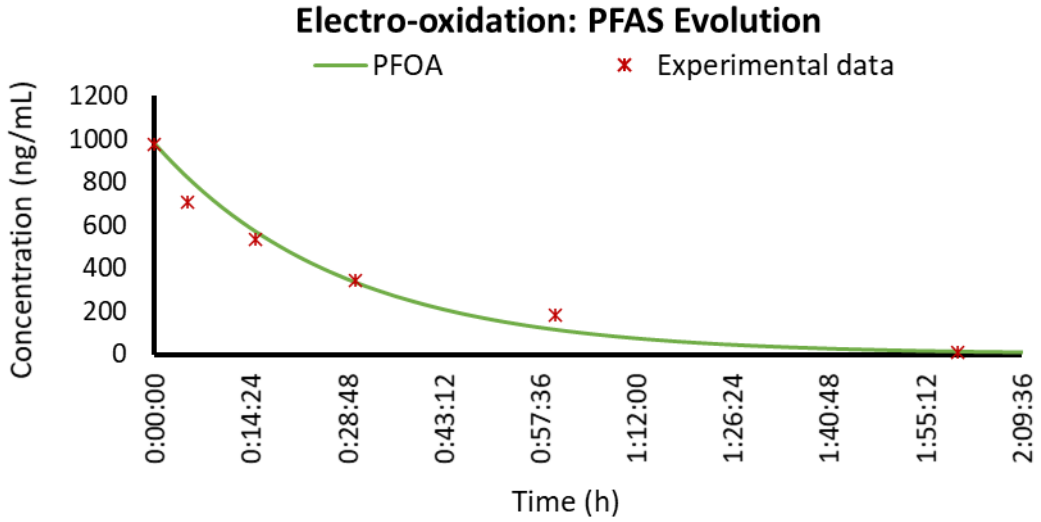


Figure 2 Initial electro-oxidation model: comparison of simulated PFOA degradation predictions with actual experimental outcomes.

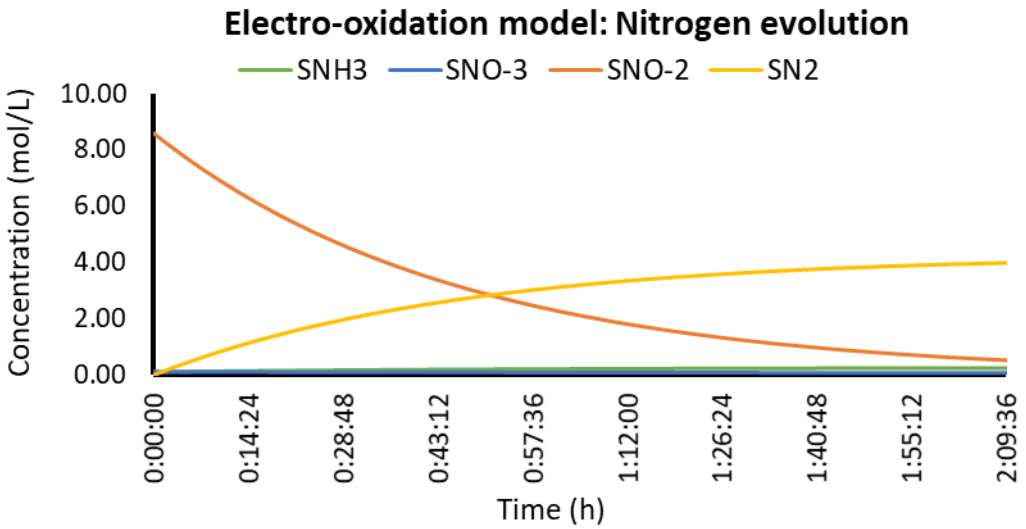


Figure 3 Initial electro-oxidation model: nitrogen evolution during the process.

Discussion piece **Nro. 96**

Impacto visual de las depuradoras, las grandes olvidadas

Zoe Barreno Almazán[1], Sergio Galvan Lucas[2]

[1] Técnico de obra civil, Tecnologías y redes Aqualia, España

[2] Técnico de documentación, Tecnologías y redes Aqualia, España

*Corresponding author: *zoe.barreno@fcc.es*

Abstract: Este artículo intenta analizar la situación actual de las plantas de tratamiento de agua residual cuyo impacto visual puede afectar a las zonas en las que están instaladas debido al crecimiento y expansión de las poblaciones. Desde el punto de vista técnico siempre se tienen en cuenta aspectos como el ruido y el olor ya que pueden tener un efecto directo en la salud de las personas, pero se desestima el impacto visual que puede tener.

Descripción del tema

Vivimos en ciudades cada vez más industrializadas, en las cuales el crecimiento exponencial de las mismas ha hecho que las áreas periféricas, en las cuales se situaba la industria, queden atrapadas dentro de la trama urbana. La visión estética de estas instalaciones, normalmente ha sido olvidada en post de reducir costes y acortar tiempos de construcción.

En muchos de los casos el diseño arquitectónico de las plantas queda prácticamente olvidado, convirtiendo las instalaciones de tratamiento de aguas en elementos a esconder tras un vallado perimetral y dónde la vista solo alcanza a ver una serie de elementos que poco muestran la complejidad técnica y los beneficios detrás de una estación depuradora de agua residual (EDAR). Esta antiestética favorece el poco interés mostrado por la población ante estos procesos, aumentando el desconocimiento y la ignorancia acerca del tratamiento de las aguas residuales urbanas o industriales.

Existe un pensamiento generalizado de que la estética es sólo cara, potenciado por el despilfarro generado por las grandes construcciones de rascacielos o de estadios inmensos que se pueden encontrar en ciudades de Oriente Medio o Asia Pacífico. Se prima la ostentosidad por encima de la funcionalidad llenando el ojo y la mente de imágenes bellas pero carentes del alma que tiene una EDAR.

Al contrario del pensamiento popular se puede conseguir mucho con muy poco; con pequeños detalles, pensados desde el proyecto de construcción y el diseño de las plantas, se puede conseguir una imagen propia y atractiva que acerque a la población a estas instalaciones. Generar un estilo común en todas las construcciones de la planta potenciaría la imagen de las mismas, consiguiendo una visión de conjunto.

Como conclusión, poniendo el énfasis en la arquitectura, sin descuidar la funcionalidad y calidad de la planta, se logra captar la atención de la población cambiando así la imagen que se tiene de las EDAR, y poniendo en valor la función urbana que cumplen estas instalaciones.

Case of study **Nro. 98**

Parametrización de las centrales reversibles

Torres Vara Blanca[1]

[1]Disciplina Agua y Medioambeinte, Sener Mobility, España

*Autor correspondiente: blanca.torres@sener.es

Palabras clave: agua; energía; bombeo reversible

Resumen: La perspectiva de una nueva oleada de construcción de centrales hidráulicas reversibles motiva la realización de un estudio bibliográfico de centrales existentes en España. El objetivo es conocer los rangos normales de diseño, parametrizar y estandarizar la planificación de estas instalaciones, además de contribuir al conocimiento mediante la creación de una base de datos pública y escalable a otras tecnologías y geografías.

Introducción

En los últimos años, las centrales reversibles han cobrado una gran relevancia. Estas centrales, disponen de dos depósitos a diferente nivel conectados por una conducción en presión equipada con una central capaz de bombear y turbinar. Se habla de bombeo puro cuando el depósito superior no tiene aportaciones propias, y de bombeo mixto en caso contrario.

El Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030 (PNIEC), prevé la instalación de 3,5 GW adicionales de bombeo puro para 2030. Por su parte, el Proyecto Estratégico Para la Recuperación y Transformación Económica de Energías Renovables, Hidrógeno Renovable y Almacenamiento (PERTE ERHA), incluye una partida de 100 millones de euros en ayudas a los proyectos de bombeo. Además, en octubre 2023, el gobierno reintrodujo la idea del mercado de capacidad.

En diciembre del 2023, el Real Decreto-ley 8/2023 definió un nuevo uso del agua: almacenamiento energético, aplicable a las centrales de bombeo puro y prioritario frente a la producción eléctrica. También en diciembre de 2023, Red Eléctrica, publicó una modificación puntual de su planificación para incluir 6 nuevas centrales de bombeo.

Se observan múltiples mensajes de apoyo a las centrales reversibles, anticipando una nueva ola de construcción similar a la de las décadas de los 70 y 80. Esta perspectiva motiva la realización de este estudio, que analizará 25 centrales de bombeo existentes en España. Las características de estas centrales, en su mayoría subterráneas, de titularidad privada y construidas hace décadas, han generado una falta de información que este estudio pretende en parte subsanar. El objetivo es conocer los rangos normales de diseño y parametrizar estas instalaciones, además de investigar la interoperabilidad de datos y el uso de bases de datos cooperativas.

Materiales y métodos

Primero se lleva a cabo una búsqueda de información. Se distingue entre fuentes de alcance general, para todas las centrales y fuentes específicas de central.

A continuación, se define la estructura de datos. Para garantizar el seguimiento, se conservan los identificadores de las fuentes consultadas. Los datos se guardan en formato CSV en un repositorio de GitHub.

Finalmente, los datos se publican invitando a la colaboración de otros usuarios y generando un proceso iterativo.

Resultados y discusión

En la ***Tabla 1*** se contrastan los parámetros de salto, potencia y caudal, revelando discrepancias, probablemente debido a diferentes definiciones de los atributos. Es común encontrar valores que no especifican entre el modo turbinación o bombeo.

La **Figura 1** muestra los rangos de valores para los parámetros mencionados. Destacan las centrales de La Muela II y Villarino con valores atípicos de potencia de turbinación y la central de Ip con el máximo salto bruto del conjunto.

La **Figura 2** muestra las centrales clasificadas por titularidad y tipología. El parque de reversibles está repartido principalmente entre Iberdrola y Endesa, quienes tienen en titularidad 20 de las 25 de las centrales existentes, lo que supone el 88 % de la potencia de turbinación instalada. Por otra parte, las 8 centrales de bombeo puro suponen el 52 % de la potencia total de turbinación instalada.

Conclusión

El estudio de lo existente contribuye a facilitar la planificación de nuevas instalaciones. Se detecta una laguna de información respecto a las centrales reversibles, los parámetros de definición más comunes son potencia, caudal y salto, mientras las características más específicas son menos accesibles. En cualquier base de datos es fundamental el uso de metadatos que describa en detalle los atributos y las fuentes utilizadas.

Referencias

Aprovechamientos Hidroeléctricos, Web Map Service (WMS), Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico MITECO, Spain.

Barbón A., Rodríguez-Fernández C, Bayón L., Aparicio-Bermejo J. (2024). *Evaluating the Potencial of Floating Photovoltaic Plants in Pumped Hydropower Reservoirs in Spain*. Electronics.

Geth F., Brijs T., Kathan J., Driesen J., Belmans R. (2015). *An overview of large-scale stationary electricity storage plants in Europe: Current status and new developments*. Renewable and Suistainable Energy Reviews 52 1212-1227.

OpenStreetMap. "OpenStreetMap." OpenStreetMap, https://www.openstreetmap.org. Accessed 19/05/24.

Global Hydropower Tracker, Global Energy Monitor, April 2024 release.

Figuras y tablas

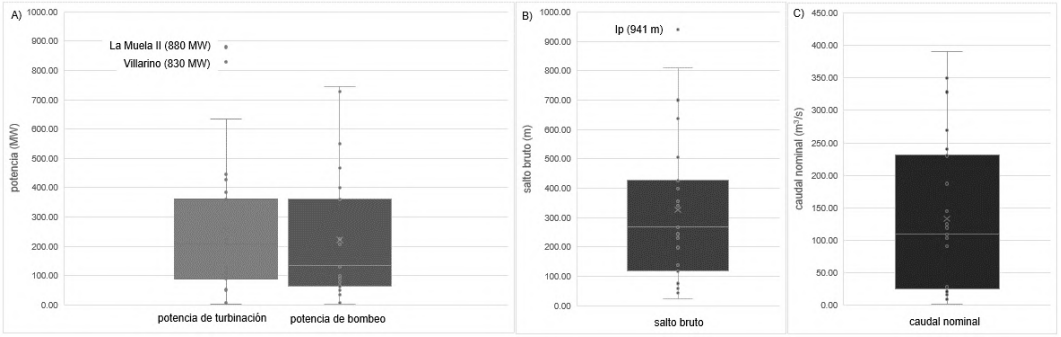


Figura 1 a) potencia de turbinación y potencia de bombeo, b) salto bruto, c) caudal nominal de las centrales estudiadas.

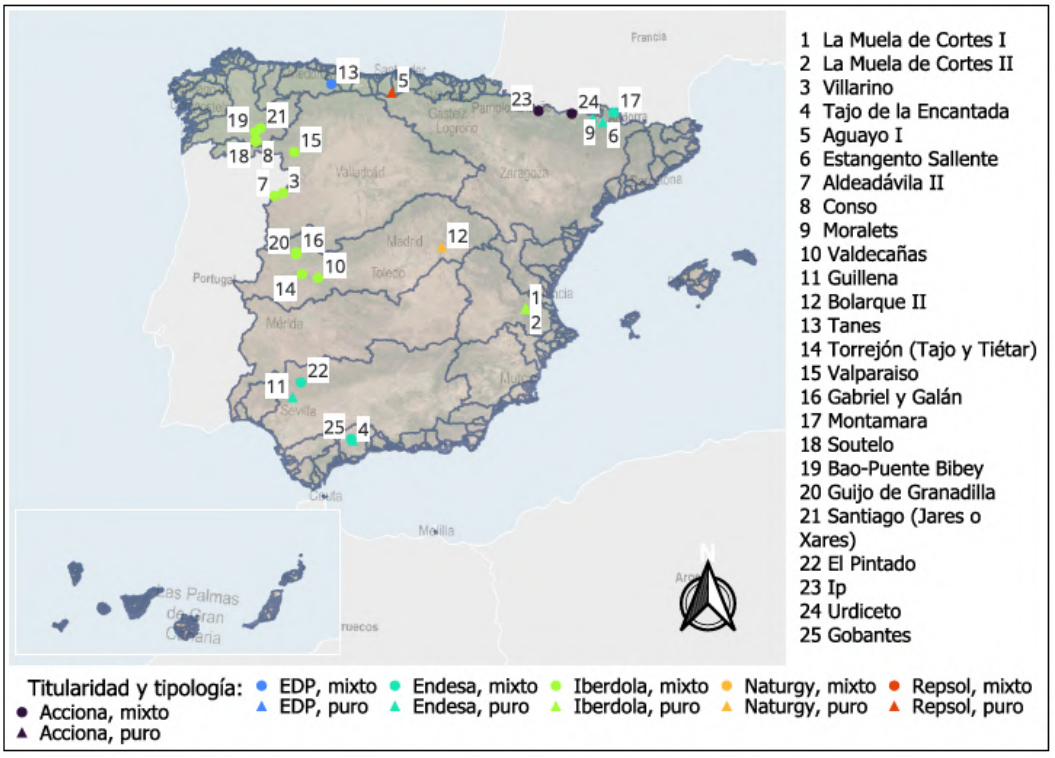


Figura 2 Localización de las centrales estudiadas clasificadas por titularidad y tipología.

Tabla 1 Número de datos disponibles para los parámetros más usuales.

Fuente	Salto bruto	Potencia turbinación	Potencia bombeo	Caudal nominal
Geth et al. (2015)	7	25	13	-
Barbón et al. (2025)	25[1]	25	25	25
MITECO	23	10	-	-
OpenStreetMap	-	11	2	-
Global Energy Monitor	-	19	-	-

[1] Valores para Tajo de la Encantada y Bolarque II difieren en más del 100% del resto de fuentes.

Table 2 Nombre central, depósitos y salto bruto de las centrales estudiadas.

Nombre Central	Depósito Superior	Depósito Inferior	Salto Bruto (m)
La Muela I	La Muela	Cortes II	506.00
La Muela II	La Muela	Cortes II	506.00
Villarino	Almendra	Aldeadávila	402.17
Tajo La Encantada	Tajo La Encantada	Tajo La Encantada	398.50
Aguayo I	Mediajo	Alsa	341.00
Estangento Sallente	Estany gento	Sallente	400.70
Aldeadávila II	Aldeadávila	Saucelle	138.00
Conso	Edrada	Bao	230.00
Moralets	Llauset	Baserca	809.00
Valdecañas	Valdecañas	Torrejón-Tajo	75.60
Guillena	Guillena	Guillena	244.00
Bolarque II	La Bujeda	Bolarqie	267.00
Tanes	Tanes	Rioseco	118.00
Torrejón	Torrejón-Tajo	Alcántara II	48.50
Valparaiso	Valparaíso	Nuestra Señora del Agavanzal	49.00
Gabriel y Galán	Gabriel y Galan	Guijo de Granadilla	60.00
Montamara	Rumedo Inferior	Graus	636.30
Soutelo	Cenza		700.00
Bao-Puente Bibey	Bao	Montefurado	356.60
Guijo de Granadilla	Guijo de Granadilla	Valdeobispo	25.00
Santiago	Santiago	San Martin	235.00
El Pintado	El Pintado	El Pintado	198.00
Ip	Ibón de IP	Canfranc	941.00
Urdiceto	Urdiceto	Baranetas	426.00
Gobantes	Conde del Guadalhorce	Gaitanejo	42.50

Scientific abstract **Nro. 99**

Industrial-Urban symbiosis and its social, economic, and environmental impact in Alcoy region (SYMSITES)

Raquel Tamarit[1*], Jose Antonio Magdalena[2], Elena Zuriaga[1], Francisco Valero[1], Emma Pérez[3] and María Blanes[3]

[1]Sociedad de Fomento Agrícola Castellonense S.A (FACSA), Spain

[2]Fomento Valencia Medioambiente S.L. (FOVASA), Spain

[3]Asociación de Investigación de la Industria Textil (AITEX), Spain

*Corresponding author: raquel.tamarit@facsa.com

Keywords: Anaerobic membrane bioreactor, Industrial-Urban Symbiosis, Water reuse.

Abstract: The main goal of SYMSITES is to implement the regional industrial-urban symbiosis in four European regions different in socioeconomic and environmental aspects. Focusing on the Spanish Ecosite, the process consists of the valorisation of the urban organic waste fraction and the urban and industrial wastewater using an Anaerobic Membrane Bioreactor (AnMBR). The AnMBR will have a new anti-fouling membrane technology consisting of a magnetic vibration system and corrugated membranes. The biogas produced will eventually be upgraded into hydrogen using protonic ceramic membranes. Finally, the microbial risk associated with the reactor effluent will be analysed using viral infectivity and bacterial activation assays to ensure the quality of the effluent.

Introduction

The transition from a linear model to a circular economy model is one of the main challenges currently facing the European Union. The aim of this project is to develop and prove the concept of Industrial-Urban Symbiosis (IU-S) in Alcoy region (textile, and cosmetic industries) (Figure1). The technologies will include: (i) AnMBR with magnetically induced membrane vibration (MMV) for advanced antifouling control without biogas sparging, (ii) adsorption column-based of antibacterial and antiviral lignin nanoparticles (LigNP) for antibacterial and antiviral treatment (Morena et al., 2022), (iii) pyrolysis of textile and cosmetic non-recyclable wastes (NRW) and (iv) hydrogen from protonic membrane reformer (PMR) for biogas upgrading (Clark et al., 2022).

Material and Methods

Urban and industrial biowaste

Urban wastes are collected through two strategies: organic wastes container and on-source household separation. After separation of non-organic wastes, the biowaste is grinded and shrived up to 0.1 mm in wet conditions. The resulting bio-pulp is fed into the AnMBR based pilot plant as a co-substrate. Industrial wastes from textile and cosmetic facilities are treated in a pyrolysis system operated at 650-850°C, to produce char and pyrolysis oils.

AnMBR with MMV pilot plant and hydrogen production

The plant is designed for treating 4m^3/day when operating at 70d Solids Retention Time (SRT), 12h Hydraulic Retention Time (HRT) at ambient temperature (15-25°C). The external membrane modules are equipped with submerged membranes: (i) 0.03µm ultrafiltration hollow fibre membrane (Pulsion, KOCH) with biogas sparging and (ii) 0.1µm microfiltration flat corrugated membranes of micro-patterned PVDF with MMV

anti-fouling control (Ilyas et al., 2022). PMR technology is being applied to the resulting biogas from the AnMBR to produce, separate and compress hydrogen in a single-step reaction.

Water reuse

AnMBR effluent is being used for liquid fertilizer in ammonia sulphate form using a membrane contactor. Analysis of the AnMBR effluent for circular reuse in textile and cosmetic water demands is being carried out analysing parameters like pH, conductivity, turbidity, chemical oxygen demand, total nitrogen, phosphates, chloride, total solids, Fe, and microbial parameters such as Escherichia coli.

Results and Discussion

The physicochemical characterization of urban and industrial wastewater (Table 1) and organic solid waste (Table 2) has been carried out at the laboratory level. In addition, the biomethanization potential (BMP) has been determined, which stands at 311 mL CH_4/gVS, which represents an anaerobic biodegradability of 61%. (Figure 2). In recent weeks, the pilot plant has been inoculated and the AnMBR process has been subsequently put into operation. The expected outcome of the project is achieving a 90% COD removal with a pathogen elimination over 4.0 log10 levels. Also, the sludge reduction capacity will be analysed and adjusted to achieve values over 80% which is feasible through the application of anaerobic processes in membrane bioreactors.

Conclusions

This innovative biorefinery concept will make it possible to obtain renewable energy (biogas) and reclaimed water from waste streams, thus reducing the consumption of raw materials and improving waste management, which aligns this new process with the principles of sustainability and circular economy.

Acknowledgements

The SYMSITES project is funded by the European Union within the HORIZON-CL4-2021-TWIN-TRANSITION-01 (Grant Agreement 101058426) programme. The authors would also like to thank the Public Entity for Wastewater Sanitation of the Valencian Community (EPSAR) for ceding the space of its facilities at the Alcoy WWTP to carry out the project.

References

Clark, D., Malerød-Fjeld, H., Budd, M., Yuste-Tirados, I., Beeaff, D., Aamodt, S., Nguyen, K., Ansaloni, L., Peters, T., Vestre, P. K., Pappas, D. K., Valls, M. I., Remiro-Buenamañana, S., Norby, T., Bjørheim, T. S., Serra, J. M., & Kjølseth, C. 2022. *Single-step hydrogen production from NH3, CH4, and biogas in stacked proton ceramic reactors.* Science, 376 (6591), 390–393.

Ilyas, A., Timmermans, L., Vanierschot, M., Smets, I., Vankelecom, I. F. J. 2022. *Micro-patterned PVDF membranes and magnetically induced membrane vibration system for efficient membrane bioreactor operation*. Journal of Membrane Science, 662, 120978.

Morena, A. G., Pérez-Rafael, S., & Tzanov, T. 2022. *Lignin-Based Nanoparticles as Both Structural and Active Elements in Self-Assembling and Self-Healing Multifunctional Hydrogels for Chronic Wound Management*. Pharmaceutics, 14 (12), 2658.

Figures and Tables

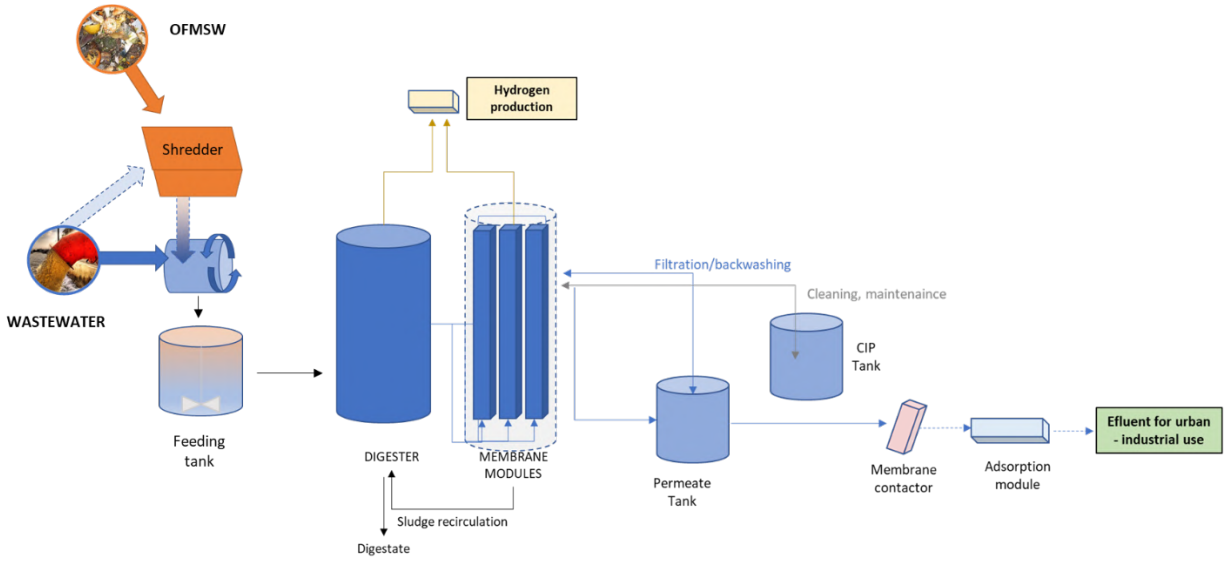


Figure 1 Diagram of the Spanish Ecosite including biogas and permeate post-treatments.

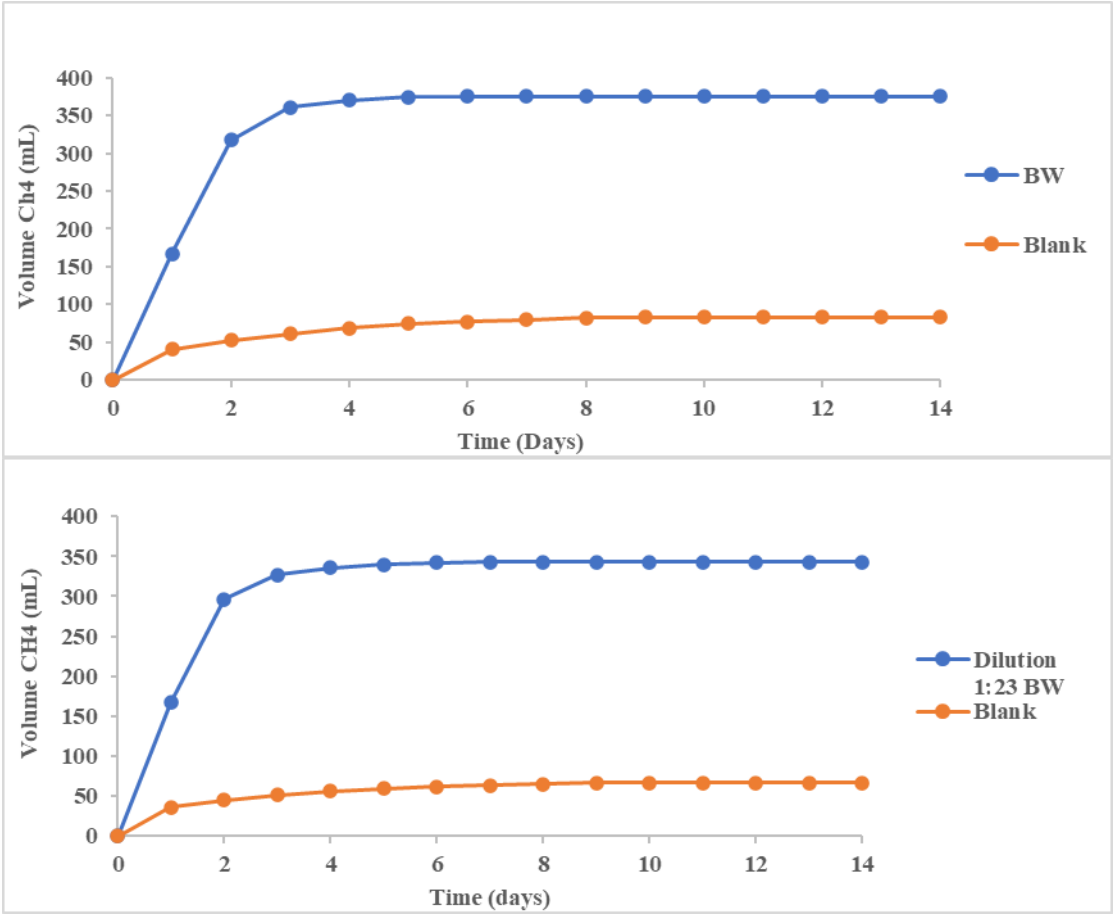


Figure 2 Volume of total methane generated for organic solid waste (BW) alone (above) and diluted with wastewater (below).

Table 1 Characterization of wastewater after primary treatment at the Alcoy WWTP.

PARAMETER	WASTEWATER
PH	7,4 ± 0,09
CONDUCTIVITY AT 25ºC (MS/CM)	1.690 ± 645
TURBIDITY (FNU)	104 ± 41
DQO (MG/L)	358 ± 134
DQOS (MG/L)	122 ± 81
TSS (%)	194,9 ± 69,2
TVSS (%)	91,2 ± 9,3
TOTAL NITROGEN (MG/L)	40,8 ± 11,9
N-NH4 (MG/L)	29,5 ± 10,3
N-NO3 (MG/L)	<1,2
N-NO2 (MG/L)	<0,09
KJELDAHL NITROGEN (MG/L)	41 ± 12
TOTAL PHOSPHORUS (MG/L)	6,14 ± 2,47
P-PO4 (MG/L)	3,6 ± 1,9
S-SO4 (MG/L)	65 ± 22

Table 2 Characterization of organic solid waste after the crushing and sieving process.

PARAMETERS	RESIDUE (100MM)	RESIDUE (500 MM)
PH	3,8 ± 0,08	3.8
CONDUCTIVITY AT 25ºC (MS/CM)	4.292 ± 2.092	5.396 ± 1.626
TURBIDITY (FNU)	>2000	>2000
DQO (MG/L)	41.877 ± 27.757	49.500 ± 13.789
DQOS (MG/L)	20.685 ± 8.303	28788 ± 8.326
TSS (MG/L)	11.307 ± 8.304	18928 ± 16.960
TVSS (%)	94 ± 6	80 ± 14
TOTAL NITROGEN (MG/L)	278,5 ± 34,6	486
TOTAL PHOSPHORUS (MG/L)	101 ± 45	98 ± 20,5
N-NH4 MG/L	22 ± 16	23
N-NO3 MG/L	20	30
N-NO2 MG/L	<1	<1
KJELDAHL NITROGEN (MG/L)	303	486
P-PO4 MG/L	53 ± 6	63 ± 6,4
S-SO4 MG/L	242 ± 13	288 ± 38,9
TS %	3.4 ± 3	4 ± 1,3

Scientific abstract **Nro. 100**

Selecting Sustainable WRRFs: A Multi-Criteria Decision Support System for Optimal Configuration

Àlex Gaona[1], Albert Guisasola[1] and Juan Antonio Baeza[1]

[1]Departament d'Enginyeria Química Biològica i Ambiental (GENOCOV), Universitat Autònoma de Barcelona, Spain

*Corresponding author: *juanantonio.baeza@uab.cat*

Keywords: Decision Support Systems, Water Resource Recovery Facilities, multicriteria

Abstract: We present SP-DSS, a software tool for WWTP design that considers resource recovery. SP-DSS utilizes a dynamic plant-wide model (PWM) built with Modelica and MATLAB to simulate various configurations. A pre-defined superstructure guides automatic configuration generation. Multi-criteria ranking with TOPSIS evaluates economic, environmental, and effluent quality aspects. A case study compares a conventional A2O process with different configurations for a real WWTP. SP-DSS facilitates selection by providing insights into effluent quality, life cycle costs, and environmental impact. Open-source and dynamic modelling capabilities make SP-DSS valuable for resource-recovery focused WWTP design.

Introduction

The wastewater treatment sector has recently undergone an extraordinary increase in technologies, particularly to integrate resource recovery processes, while still meeting legal discharge limits and reducing other side-effects such as greenhouse gas (GHG) emissions. The choice of technologies and their benchmarking for the design of new plants or for the retrofitting of existing plants has become increasingly challenging due to the number of different designs possible for a given scenario.

Resource recovery processes require complex dynamic models and often novel control strategies. Thus, static models may be limited under these conditions. WRRF designs are usually based on steady-state operation with an additional security that often results in oversizing (Mussati et al., 2002). Dynamic plant-wide models (PWM) are one step beyond steady-state models and include both water and sludge lines (e.g. Grau et al., 2007; Nopens et al., 2010; Seco et al., 2020). Optimization studies using these models or similar superstructure designs with ASM/ADM-type dynamic models are scarce (Solís et al., 2022; Vaneeckhaute et al., 2018) since, for example, they rely on several of a few predefined initial configurations.

Material and Methods

This software was originally designed in the frame of the H2020 Smart-Plant Project (https://www.smart-plant.eu/), where the technoeconomic analyses of different resource recovery methodologies (known as Smart Tecnhnologies or STs) had to be analysed for different plants under different operational conditions. The software architecture of the Smart-Plant DSS (SP-DSS) is based on the programming languages Modelica and MATLAB. Thus, a system model is assembled by dragging, dropping, and connecting different components and subsystem models. We used Modelica to model individual process units and they were assembled with Open Modelica into more complex WWTP process sub-systems called stages. Results are post-processed in MATLAB to produce an environmental and economic assessment of the plant design. This process of building plant configurations is automatically repeated via a pre-defined superstructure of a general WWTP (see *Figure 1*).

The full presentation will detail the 7 steps followed for the operation of the SP-DSS : 1) Design problem set-up, 2) Wastewater inflow generation, 3) Superstructure generation and simulation (the superstructure consists of six interconnected stages with a common operational objective: pretreatment, activated sludge, effluent polishing, anaerobic sludge digestion and reject water treatment),4) Objective values estimation (calculation of the criteria related to effluent quality, economy, and environmental impact using MATLAB), 5) Design configuration sorting/ranking (using applying the TOPSIS technique, 6) Design parameter optimization and 7) Uncertainty analysis.
Also, for the treatment of the results with the TOPSIS method, a new sensitivity analysis has been developed to see the strengths and weaknesses of each configuration.

Results and Discussion

A general plant superstructure is defined to allow the evaluation of different combinations among the available process unit options, considering technical, economic, and environmental impact criteria. The performance of the SP-DSS application is shown by comparing the mainstream shortcut enhanced phosphorus and polyhydroxyalkanoate (PHA) recovery (SCEPPHAR) technology (from now onwards, named ST2b) with a conventional anaerobic/anoxic/aerobic (A2O) configuration for a medium size WWTP (Manresa, Spain). TOPSIS sorting indicates A2O is still the best configuration for this specific case. *Figure 1* provides insight on the effluent quality achieved by each scenario in terms of daily basis removal efficiency and effluent nitrogen and phosphorus concentrations. This figure shows the effluent quality assessment within removal efficiencies for Manresa WWTP scenario. The configurations are sorted with TOPSIS, where EQI, Tariff, GHG, SRL and Area are taken as decision criteria (from left to right, best to worst). PS-A2O-AD (Primary Settler+A2O+Anaerobic digestion, bold) is the baseline configuration.
Life Cycle Costing Analysis (LCCA) is broken down in *Figure 2*. The configurations are sorted with TOPSIS (from left to right, best to worst). PS-A2O-AD (bold) is the baseline configuration. “Benefits” are incomes from selling energy (i.e., electricity) and resources recovered from wastewater, “Investments” are relative to equipment purchased (sum gives CAPEX) and “Operation” costs are relative to maintenance, energy, consumables and digestate disposal (sum gives OPEX). Black points are the Net Present Values for 25-year plant life and discount rate of 4%.
For the final presentation of the congress we will provide the new sensitivity analysis method for the TOPSIS method, where we try to give valid information to see the strengths in each criterion of the multi-criteria selection for each of the configurations.

Conclusions

We will present the development and operation of the Smart-Plant Decision Support System (SP-DSS), a tool built to advise potential stakeholders on the effects of implementing resource recovery technologies for their specific wastewater treatment problem. This SP-DSS decreases the complexity of technology benchmarking, while allowing the estimation of economic, effluent quality and environmental impact multi-criteria values, in order to align the decision-making process with the holistic vision of the circular economy. The following strengths emerge from the framework developed: 1) the use of open-source software makes the SP-DSS attractive for future collaborative research; 2) MATLAB scientific and data visualization libraries greatly facilitate the benchmark analysis and results reporting; 3)Modelica component-oriented modelling allows to automatically build WRRFs configurations from a common superstructure; 4)

Dynamic bio-process models and control systems are both integrated into a PWM without static-model approaches; 5)Simulation of the many WWRFs configurations is easy to scale within distributed computing.

References

Grau, P. et al. (2007). A new plant-wide modelling methodology for WWTPs. Water Res. 41, 4357–4372. https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.019 Nopens, I., et al. (2010). Benchmark Simulation Model No 2:. Water Sci. Technol. 62, 1967–1974. https://doi.org/10.2166/wst.2010.04 Seco, A. et al. (2020). Plant-wide modelling in wastewater treatment: showcasing experiences using the BNRM. Water Sci. Technol. 81, 1700–1714. https://doi.org/10.2166/wst.2020.056 Solís, B. et al (2022). PWM describing GHG emissions and nutrient recovery options for water resource recovery facilities. Water Res. 215, 118223. https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118223 Vaneeckhaute, C. et al. (2018). Development, implementation, and validation of a generic nutrient recovery model (NRM) library. Environ. Model. Softw. 99, 170–209. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.09.002

Figures and Tables

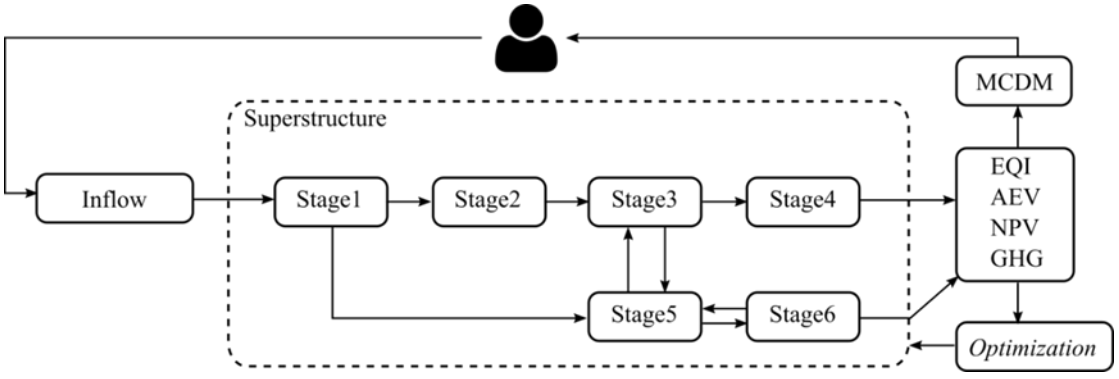


Figure 1 SP-DSS framework developed for a plant superstructure with resource recovery units.

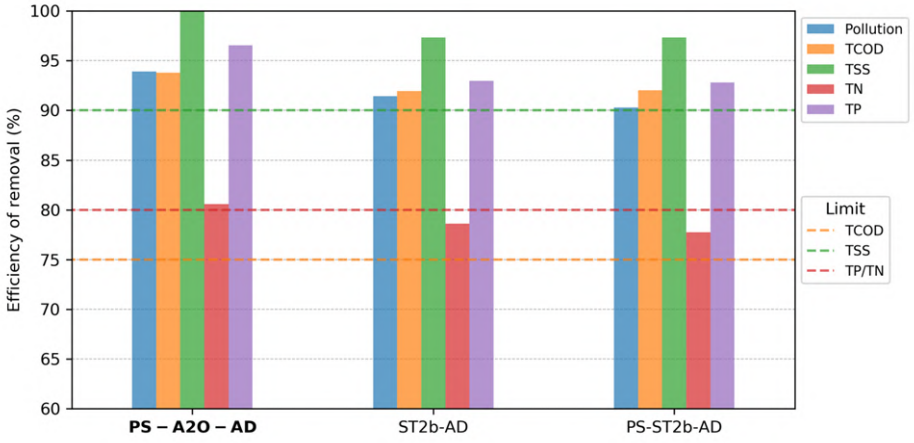


Figure 2 Effluent quality achieved for different scenarios including A2O and ST2b.

.

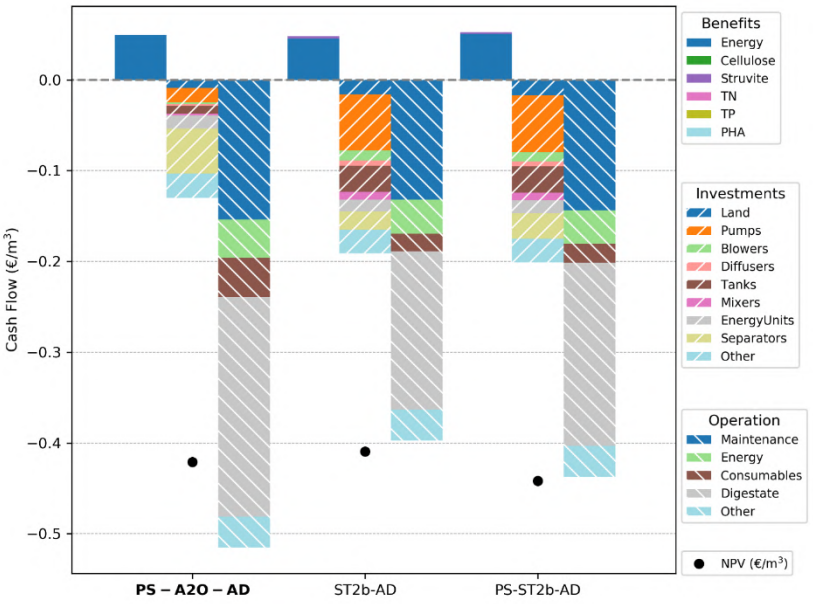


Figure 3 Break down of the LCCA for different scenarios including A2O and ST2b.

Scientific abstract **Nro. 101**

Valorisation of bioplastics by Anaerobic Co-Digestion with Mixed Sludge from an Urban WWTP

Lera M.[1*], Borrás L.[1], Serralta J.[2] and Martí N.[1]

[1] Department of Chemical Engineering, University of Valencia, Spain.

[2]Institute of Water and Environmental Engineering Research, Polytechnic University of Valencia, Spain.

*Corresponding author: maria.lera@uv.es

Keywords: anaerobic co-digestion, bioplastic and methane production.

Abstract: The valorisation of bioplastics through anaerobic co-digestion can be considered an alternative to end-of-life management. This study aims to evaluate the effects of PHB co-digestion under mesophilic conditions, operating two reactors (CSTR and AnMBR). Results indicate that co-digestion of PHB led to enhanced methane production, especially in the CSTR (30% vs. 12% in the AnMBR). Additionally, PHB co-digestion in the CSTR improved the biodegradability of mixed sludge by 15%.

Introduction

The transition to bioplastics, derived from natural resources, presents a sustainable solution to plastic pollution. While global bioplastics production continues to rise annually, end-of-life treatment and integration with organic waste management systems remain challenges. Certain bioplastics can decompose under anaerobic conditions at the end of their life (García-Depraect *et al*., 2022). Anaerobic digestion (AD) of waste sludge is widely practiced in wastewater treatment plants (WWTPs). Many operational digesters are oversized, allowing for co-digestion of additional substrates with the sludge, resulting in energy recovery as biogas and nutrient-rich digestate for soil enhancement. Introducing bioplastics into AD could enhance methane production and improve the substrate's C/N ratio. Polyhydroxy butyrate (PHB) is noteworthy for its rapid conversion into methane under mesophilic conditions (Cazaudehore *et al*., 2022), making it suitable for anaerobic co-digestion.

This work aims to evaluate the effects of co-digestion of PHB with mixed sludge from urban WWTP. For this purpose, two lab-scale reactors are operated: a continuously stirred tank reactor (CSTR) and an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR). The ultrafiltration (UF) membrane in the AnMBR allows the decoupling of hydraulic retention time (HRT) and sludge retention time (SRT), increasing the efficiency of organic matter degradation and methane production. This study investigates the effect of different PHB organic loading rates on methane production, organic matter removal and microbial community composition.

Material and Methods

Figure 1 shows the experimental setup of the digesters. This setup consists of two 14 L tanks, with 8 L occupied by sludge and the remaining volume by biogas. The AnMBR includes an external 0.9 L tank with a hollow-fiber UF membrane module (0.5 m², *Koch Membrane Systems*). About the operating conditions, the HRT and SRT were set at 20 days in the CSTR, while the AnMBR operated with an SRT of 40 days and an HRT of 20 days. The experiments involved varied feed substrates: mixed sludge in the initial period (P1), and a mixture of the mixed sludge with PHB at concentrations of 2 g/L and 10 g/L in the second (P2) and third periods (P3), respectively.

Results and Discussion

Table 1 presents the characterization of the mixed sludge and the digestate from the digesters. The total volume of methane produced per week in both digesters is shown in Figure 2 (the steady state is depicted in blue). The membrane implementation leads to a significant increase in methane produced (especially in the period without PHB).

Figure 3 gives the COD mass balance of both digesters for each operational period. Methane production in AnMBR consistently surpasses CSTR (P1: 58% vs 44%; P2: 61% vs 48%), except in the final period where they're similar (70% vs 72%). The AnMBR's membrane implementation enhances organic matter removal efficiencies (P1). In the PHB co-digestion periods, the AnMBR shows a modest methane production improvement (12%), while CSTR exhibits remarkable increases, reducing organic matter removed by purging to below 30% by the last period. These variations are due to PHB exhibiting high biodegradability. The increase in biomethanization in the CSTR after PHB co-digestion exceeds the theoretical increase corresponding to the added PHB, indicating PHB favours hydrolysis and subsequent degradation of mixed sludge. Table 2 illustrates the percentages of biomethanization of mixed sludge in each operational period (assuming complete PHB degradation). PHB significantly improves the biodegradability of mixed sludge in the CSTR, while the AnMBR shows no change. This could be attributed to the 40-day retention time of the AnMBR being sufficient to degrade all readily biodegradable organic matter. Therefore, adding PHB in the AnMBR doesn't enhance the degradation of mixed sludge. However, in the CSTR, which operates at a 20-day retention time, not all biodegradable organic matter is degraded, and the addition of PHB enhances its degradation.

During PHB valorisation, both digesters show changes in microbial populations. For example, the archaeal domain shifted from *Methanosarcina* to *Methanosaeta* dominance. PHB is converted into volatile fatty acids, such as acetate. *Methanosaeta*'s high affinity for acetate gives it a competitive advantage over *Methanosarcina*.

Conclusions

PHB valorisation enhances methane production and favours the development of microorganisms that utilise acetate as the main substrate in their metabolic pathway. These findings can be applied at an industrial scale, aligning with the operational conditions of anaerobic digesters in WWTPs (around 20 days of SRT and 35ºC).

References

García-Depraect, O.; Lebrero, R.; Rodriguez-Vega, S.; Bordel, S.; Santos-Beneit, F.; Martínez-Mendoza, L. J. (2022). Biodegradation of bioplastics under aerobic and anaerobic aqueous conditions: Kinetics, carbon fate and particle size effect. *Bioresource Technology*, **344**. doi:10.1016/J.BIORTECH.2021.126265.

Cazaudehore, G.; Guyoneaud, R.; Lallement, A.; Gassie, C.; Monlau, F. (2022). Biochemical methane potential and active microbial communities during anaerobic digestion of biodegradable plastics at different inoculum-substrate ratios. *Journal of Environmental Management*, **324**. doi:10.1016/j.jenvman.2022.116369.

Figures and Tables

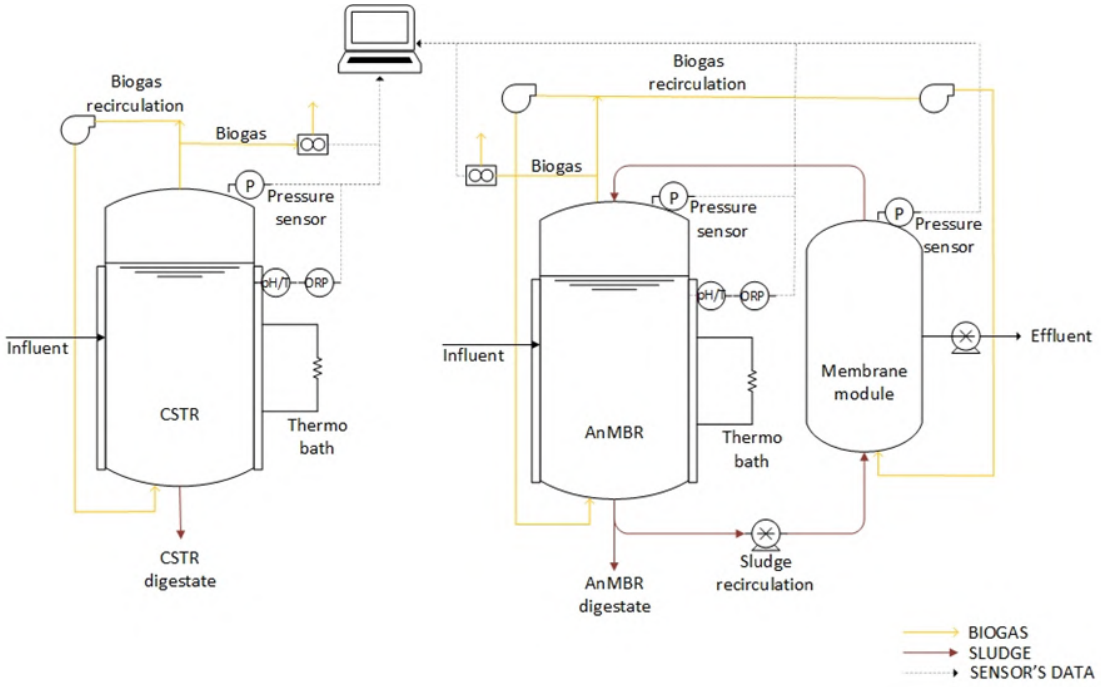


Figure 1 Layout of AD reactors.

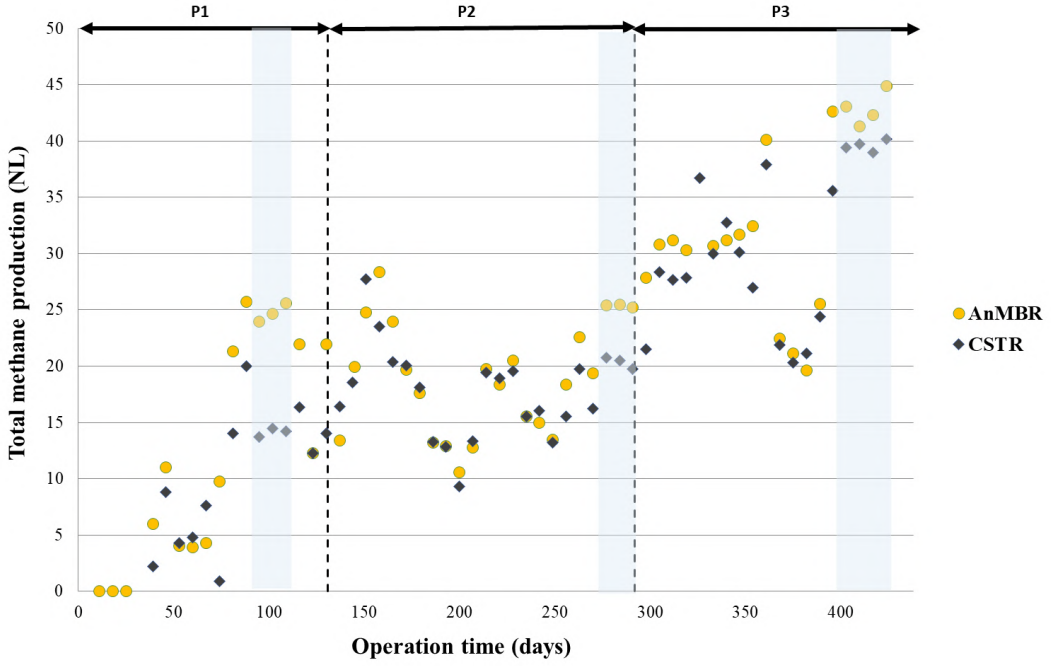


Figure 2 Total methane volume produced per week during the operational periods.

Table 1 Characterization of the mixed sludge and the digestate from both reactors.

	Mixed sludge	**CSTR**			**AnMBR**		
		P1	P2	P3	P1	P2	P3
SST ($mg \cdot L^{-1}$)	17844 ± 383	16020 ± 1047	12550 ± 1489	12500 ± 1409	21260 ± 698	23500 ± 2578	29050 ± 802
SSV (%)	81 ± 2	60 ± 1	72 ± 5	71 ± 7	59 ± 1	65 ± 3	70 ± 3
DQO-T ($mg \cdot L^{-1}$)	32829 ± 4917	18083 ± 627	15815 ± 454	15315 ± 646	22920 ± 1532	25737 ± 825	31663 ± 89
DQO-S ($mg \cdot L^{-1}$)	4332 ± 1270	852 ± 27	386 ± 100	762 ± 104	871 ± 52	353 ± 65	914 ± 96

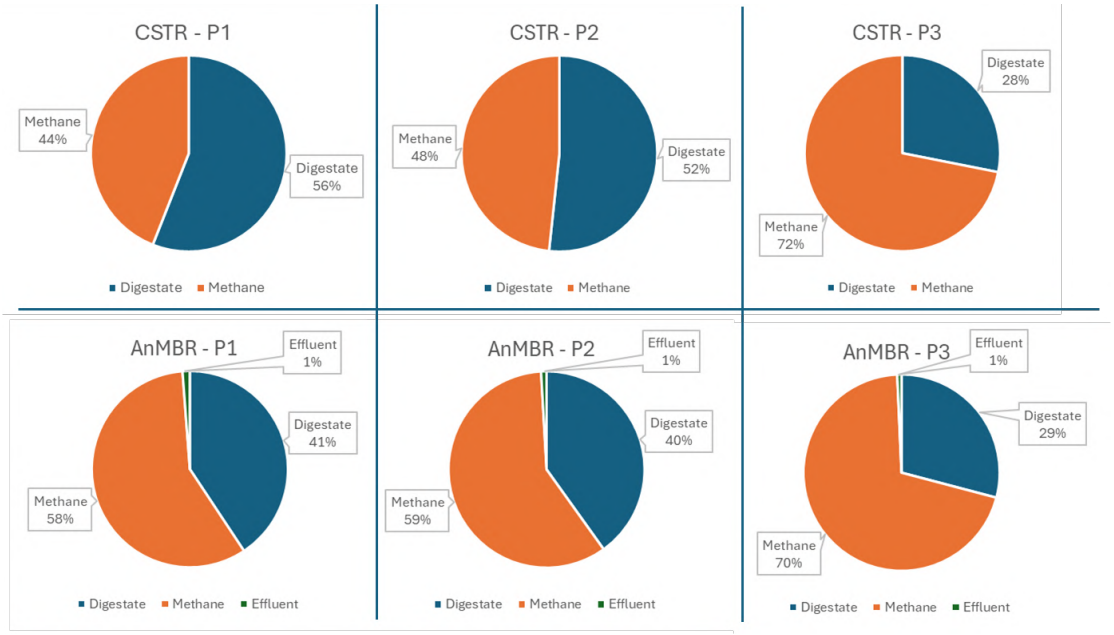


Figure 3 COD mass balance in both digesters in the periods studied.

Table 2 Biomethanization of mixed sludge in each operational period.

	P1	P2	P3
CSTR	44% ± 2%	44% ± 5%	59% ± 2%
AnMBR	58% ± 5%	58 ± 4%	58% ± 2%

Case of study **Nro. 102**

Transforming Muskiz: Tackling Space Constraints and Phased Execution in WWTP Expansion and Modernization

Virginia Cabrillo Dopazo

Acciona, Department of Engineering, Civil Technical Manager, Spain
virginia.cabrillo.dopazo@acciona.com

Keywords: wastewater; planning; modernization

Abstract: The expansion project of the Muskiz WWTP integrates Nereda technology while maintaining the continuous operability of the plant. This case study faces challenges of integrating solutions in limited spaces and the need to dismantle old structures in phases. It highlights the methodology to preserve functionality during construction, meeting environmental and operational standards. Collaboration between engineers, builders, and operators has been crucial for the project's success, demonstrating the importance of detailed planning and execution in critical infrastructure projects.

Introduction

The Muskiz WWTP (1988) has reached its operational capacity, and current working conditions require a series of actions for its expansion and modernization, thereby increasing both treatment capacity and facility efficiency through the integration of new technologies.

The main objective of the project is to increase treatment flows by incorporating Nereda technology, recognized for its high efficiency and ability to operate in confined spaces, and to include storm treatment, tertiary treatment, and sludge treatment. It must be ensured that both the existing plant and its expansion phases continue to operate efficiently while maintaining current quality parameters.

The implementation of this expansion is carried out in a restricted environment with complex conditions, where coordination and collaboration between different work teams are essential to overcome technical and logistical challenges.

Material and Methods

Water management in excavations and groundwater level: To carry out the works, recourse has been made to secant pile walls, complete systems of temporary pumping and drainage, and even settling ponds for solid reduction.

Temporary interconnections between existing, temporary, and definitive infrastructure: In order to keep the plant operational while also clearing the first-phase work area, temporary diversions of process pipelines and electrical and control connections have been made, controlled temporary electrical reliefs implemented, manholes for provision of temporary and definitive diversions with different sets of valves executed, and an interconnection drilling between the current and future arrival of the plant realized.

Execution of earthworks and civil works: Adjustment and optimization of machinery and auxiliary means according to the limited available spaces, support of all excavation slopes even when in rock, study of logistics for storage and movement of earthwork

materials as well as execution of the works themselves, optimization through prefabricated concrete in building structures.

Supply of electromechanical equipment, installation, and commissioning: Reduced stockpiles and need for early installation of equipment, partial operational coordination between existing installation and expansion, testing and commissioning of new equipment and process systems, seeding of existing plant sludge to accelerate commissioning of the new biological system.

Results and Discussion

Increased Treatment Efficiency:

The results obtained after the expansion and implementation of Nereda technology show a significant improvement in treatment efficiency. Measurements indicate that the quality of treated water has exceeded initial expectations, achieving a 95% reduction in BOD5 (Biochemical Oxygen Demand) and a 90% reduction in TSS (Total Suspended Solids) without yet incorporating tertiary treatment.

Space Optimization and Reduced Environmental Impact:

The introduction of prefabricated structures, compact design of the new treatment systems, implementation of tertiary treatment and sludge treatment systems, will allow a notable optimization of the use of available space and a reduction in energy consumption per m3 of treated water as well as a reduction in carbon footprint by transporting much less sludge load.

Performance of Electromechanical Equipment:

The installed electromechanical equipment has shown high reliability and operational efficiency. The integration of automated systems has allowed for more precise control over treatment processes, resulting in less variability in water quality results and more efficient maintenance.

Adaptability and Response to Operational Conditions:

Operational analysis during the construction phases reflects that the plant has maintained stable performance without significant interruptions in service. This aspect is crucial, demonstrating the effectiveness of phased implementation strategies and the adaptability of the design to operational challenges.

The discussion focuses on how the results validate the choice of Nereda technology and construction techniques employed. It highlights the importance of detailed planning and interdisciplinary collaboration in achieving project objectives, and considers implications for future expansions of similar plants in terms of design, technology, and execution strategies.

Conclusions

Successful integration of advanced technologies is possible, along with meticulous planning and collaboration among design, construction, and operations teams. Collaborative and macro vision is essential for modernizing water treatment infrastructures and making them more sustainable and efficient. This case study highlights the importance of adapting technical solutions not only for processes but also for execution to specific site constraints and operational needs, thus ensuring significant improvements in environmental and treatment performance.

Figures and Tables

Figure 1 Original state of the implementation of the Muskiz WWTP.

Figure 2 Phase1 state of the implementation of the Muskiz WWTP.

Scientific abstract **Nro. 103**

Estudio de la carbonización hidrotermal de fangos deshidratados de EDAR

Javier Díaz-Pineda[1*], Julio Revert-Vercher[1], Alberto Bouzas[1], Aurora Seco[1], Josep Ribes[1]

[1]CALAGUA – Unidad Mixta UV-UPV, Departament d'Enginyeria Química, Universitat de València, Avinguda de la Universitat s/n, 46100 Burjassot, Valencia, Spain. *Corresponding author: javier.pineda@uv.es

Keywords: carbonización hidrotermal; fangos deshidratados; hidrochar; economía circular

Abstract: La Carbonización Hidrotermal (HTC) se considera una tecnología innovadora y sostenible para el tratamiento de residuos orgánicos con alto contenido de humedad como los fangos de EDAR, puesto que favorece su higienización, permite su valorización material y energética como biocombustibles sólidos y fertilizantes orgánicos para uso agrícola. El presente trabajo de investigación tiene como objetivo principal evaluar la influencia de los parámetros del proceso de carbonización hidrotermal de fangos deshidratados sobre las propiedades del hidrochar y la mejora de la deshidratabilidad de los fangos.

Introducción

El rápido crecimiento demográfico y urbanístico, y por consiguiente la expansión de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR), han traído como consecuencia un aumento en la producción de fangos, convirtiéndose en una problemática importante en términos socioeconómicos, sanitarios y medioambientales. Además, la existencia de normativas de vertimiento cada vez más estrictas, han acentuado la necesidad de encontrar tecnologías basadas en los principios de economía circular, que permitan una mejor gestión y recuperación de la energía y los nutrientes presentes en los fangos. La carbonización hidrotermal se plantea como una tecnología innovadora y sostenible para el tratamiento de residuos orgánicos con alto contenido de humedad como los fangos, puesto que favorece su higienización y reduce significativamente el consumo de energía respecto a otros tratamientos térmicos (incineración, pirólisis y gasificación) al no requerir un secado previo de la biomasa (Leghari et al., 2023; Rathika et al., 2024). Además, la HTC constituye una alternativa energéticamente eficiente para mejorar la deshidratabilidad de los fangos y convertirlos en productos de alto valor añadido, como biocombustibles sólidos, fertilizantes orgánicos y precursores de materiales funcionales con diferentes aplicaciones. Este proceso termoquímico exotérmico ocurre a temperaturas comprendidas entre 180 y 250°C bajo presiones de saturación autógena y con tiempos de residencia entre 5 - 240 min. Los principales productos son un sólido carbonoso llamado hidrochar (HC) con características adecuadas para ser utilizado como biocombustible, y una fracción líquida llamada agua de proceso (PW) (rica en compuestos orgánicos, sales minerales y nutrientes) y una corriente gaseosa minoritaria compuesta principalmente por CO_2 (Zhi et al., 2024). El presente trabajo de investigación tiene como objetivo principal evaluar la influencia de los parámetros del proceso de carbonización hidrotermal de fangos deshidratados (FD) sobre las propiedades del hidrochar y la mejora de la deshidratabilidad de los fangos.

Materiales y Métodos

Para cumplir con los objetivos descritos, la HTC se llevó a cabo en un reactor a presión de acero inoxidable con una capacidad de 2 L (PARR 4524, Parr Instrument Company, USA), equipado con un agitador magnético, un sistema de calentamiento eléctrico, un termopar y un manómetro. Se utilizó como sustrato del proceso HTC, los fangos deshidratados resultantes de la etapa de digestión anaerobia de una EDAR urbana situada

en la Comunidad Valenciana. En cada experimento, el reactor se cargó con 700 g de FD húmedo con un contenido de sólidos totales de 13,5 % wt (porcentaje en masa) (Figura 1). Los ensayos HTC se desarrollaron a diferentes temperaturas de reacción (180, 205 y 230°C) y tiempos de residencia (39 y 165 min). La reacción se detuvo enfriando con agua (2,5 ℃/min) a través de un intercambiador de calor interno. La suspensión resultante (una mezcla de HC y PW) se separó por centrifugación a 4500 rpm durante 10 min. El HC se obtuvo mediante el secado en un horno a 105 °C durante 24 h, seguido de una etapa de molienda y tamizado hasta alcanzar un tamaño de partícula inferior a 250 μm. La composición elemental (C, H, N y S) se determinó mediante un analizador CHNS FlashSmart (Thermofisher). El análisis proximal se realizó según los métodos ASTM D3173M-17a, D3174-12 y D3175-20 para determinar la humedad, las cenizas, la materia volátil (MV) y el carbono fijo (CF) respectivamente (Tabla 1). El contenido de oxígeno se calculó por diferencia.

Resultados preliminares

La temperatura de reacción, el tiempo de residencia y el tipo de materia prima son los principales factores que afectan el proceso HTC. Las figuras 2 y 3 muestran los efectos de la temperatura de reacción (T) y el tiempo de residencia (t_R) sobre los rendimientos de los productos sólido, líquido y gaseoso. El rendimiento sólido se redujo de 28,3 a 18,7 % con el aumento de temperatura de 180 a 230 ℃, favoreciendo la deshidratabilidad de los fangos en más de un 70 %. El rendimiento líquido aumentó de 69,6 % a 180 ℃ hasta 77,3 % a 230 ℃. Un incremento de la temperatura favorece una mayor descomposición de la materia orgánica en fase líquida, lo que resulta en un menor rendimiento de sólidos. De ahí que, también disminuya el rendimiento másico de hidrochar del 70,99 % al 64,42 %. El análisis proximal (Tabla 1) muestra un aumento en el contenido de cenizas y carbono fijo con una disminución correspondiente en la materia volátil, debido a que durante el proceso HTC la materia volátil se disuelve en la fase acuosa, aumentando así el contenido de carbono fijo y cenizas en el hidrochar sólido. El diagrama de Van Krevelen (Figura 4) muestra que tanto la relación H/C como la relación O/C fueron más bajas para el hidrochar en comparación con las del FD de partida. Por lo tanto, el proceso HTC se caracteriza por una disminución en las relaciones H/C y O/C, y por consiguiente de la densidad energética del hidrochar producido, presentando características similares a las del lignito, lo que favorece su valorización energética como combustible sólido.

Referencias

Channiwala, S. A., & Parikh, P. P. (2002). A unified correlation for estimating HHV of solid, liquid and gaseous fuels. *Fuel,* 81(8), 1051-1063. https://doi.org/10.1016/S0016-2361(01)00131-4

Leghari, A., Xiao, Y., Ding, L., Raheem, A., Ryzhkov, A., & Yu, G. (2023). Research advancements in nutrients and heavy metals, its speciation and behavior during hydrothermal carbonization of sludge – A critical review. *Fuel*, 352, 129082. https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2023.129082

Rathika, K., Kumar, S., & Yadav, B. R. (2024). Enhanced energy and nutrient recovery via hydrothermal carbonisation of sewage sludge: Effect of process parameters. *Science of The Total Environment*, 906, 167828. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167828

Zhi, Y., Xu, D., Jiang, G., Yang, W., Chen, Z., Duan, P., & Zhang, J. (2024). A review of hydrothermal carbonization of municipal sludge: Process conditions, physicochemical properties, methods coupling, energy balances and life cycle analyses. *Fuel Processing Technology*, 254, 107943. https://doi.org/10.1016/J.FUPROC.2023.107943

Agradecimientos

Esta publicación forma parte del proyecto de I+D+i coordinado RECREATE (PID2020-114315RB-C21 y PID2020-114315RB-C22), financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación y la Agencia Estatal de Investigación (MCIN/AEI/10.13039/501100011033). Los autores también agradecen el apoyo recibido por parte de la Generalitat Valenciana a través de la ayuda GRISOLIAP/2021/154.

Figuras y Tablas

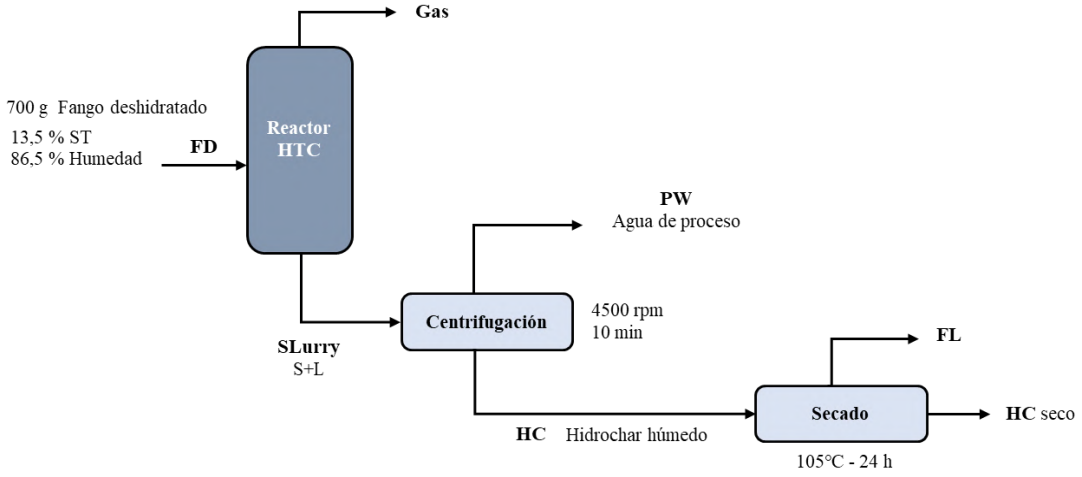


Figura 1 Esquema de tratamiento propuesto para el proceso HTC de fangos deshidratados.

Tabla 1 Propiedades químicas del fango deshidratado y los hidrochars obtenidos en base seca (db).

Muestra	**FD**	**HC_180/165**	**HC_205/39**	**HC_205/165**	**HC_230/165**
			Análisis proximal [% wt] db		
Cenizas	33,84 ± 0,04	45,63 ± 0,09	47,38 ± 0,06	49,82 ± 0,07	52,11 ± 0,03
Materia volátil	59,58 ± 0,09	49,26 ± 0,13	46,24 ± 0,12	42,80 ± 0,10	39,36 ± 0,08
Carbono fijo [a]	6,58 ± 0,06	5,11 ± 0,10	6,38 ± 0,08	7,38 ± 0,09	8,53 ± 0,04
			Análisis elemental [% wt] db		
C	34,76 ± 0,13	34,01 ± 0,04	33,48 ± 0,19	32,94 ± 0,15	31,55 ± 0,05
H	4,81 ± 0,06	4,11 ± 0,06	3,91 ± 0,03	3,77 ± 0,01	3,52 ± 0,02
N	4,53 ± 0,04	2,91 ± 0,05	2,85 ± 0,01	2,24 ± 0,03	2,01 ± 0,07
O [b]	19,29 ± 0,02	10,2 ± 0,13	8,83 ± 0,14	7,52 ± 0,18	6,80 ± 0,12
S	2,77 ± 0,08	3,14 ± 0,17	3,55 ± 0,04	3,71 ± 0,09	4,01 ± 0,03
			Ratio atómico		
H/C	1,65 ± 0,02	1,44 ± 0,04	1,39 ± 0,01	1,36 ± 0,03	1,33 ± 0,01
O/C	0,42 ± 0,01	0,23 ± 0,01	0,2 ± 0,02	0,17 ± 0,01	0,16 ± 0,02
HHV (MJ/kg) [c]	15,3 ± 0,06	14,97 ± 0,05	14,7 ± 0,09	14,45 ± 0,10	13,73 ± 0,02
Ratio combustible [d]	0,110 ± 0,08	0,104 ± 0,04	0,138 ± 0,03	0,172 ± 0,05	0,217 ± 0,01

[a] Por diferencia: Carbono fijo% =100% - materia volátil% - cenizas%.

[b] Por diferencia: O% = 100% - C% - H% - N% - S% - cenizas%

[c] $HHV\ (MJ/kg) = 0{,}3491 \times C + 1{,}1783 \times H + 0{,}1005 \times S - 0{,}1034 \times O - 0{,}0151 \times N - 0{,}0211 \times Cenizas$ (Channiwala y Parikh, 2002)

[d] Ratio combustible = carbono fijo / materia volátil

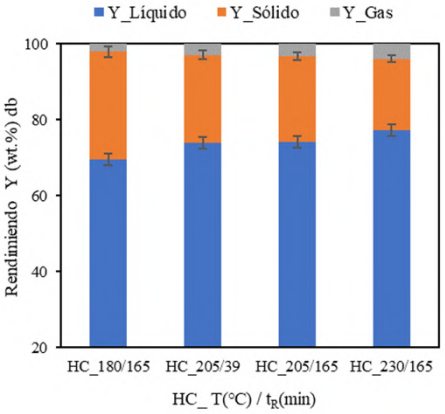


Figura 2. Efecto de la temperatura y el tiempo de residencia del proceso HTC sobre los rendimientos de sólido, líquido y gas.

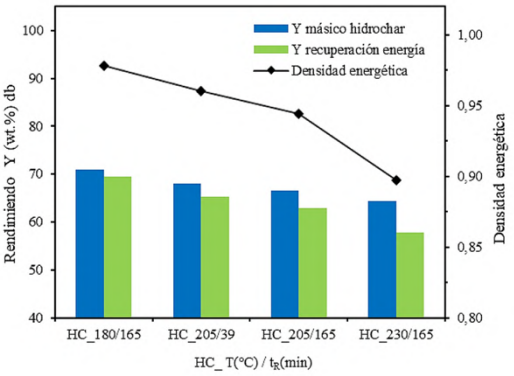


Figura 3. Efecto de la temperatura y el tiempo de residencia del proceso HTC sobre el rendimiento másico de hidrochar, la densidad energética y la eficiencia de recuperación de energía.

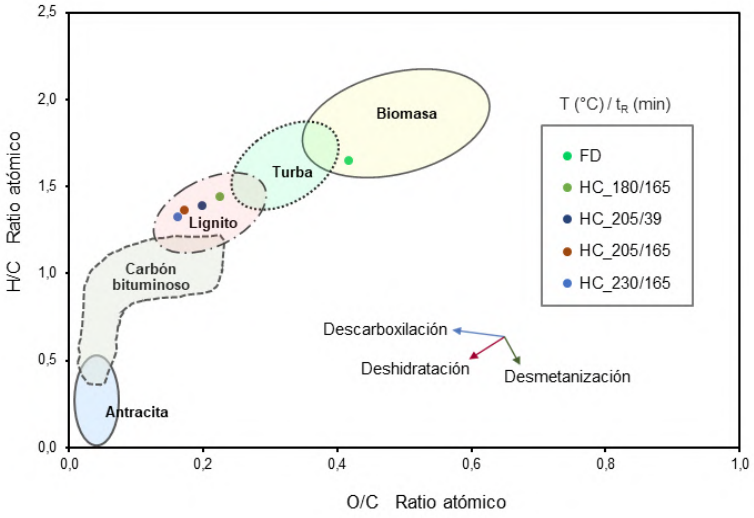


Figura 4. Diagrama de Van Krevelen para el fango deshidratado y los hidrochars obtenidos del proceso HTC.

Discussion piece **Nro. 104**

¿Se bebe la inteligencia artificial nuestra agua?

Rebecca Serna-García[1,2,3]

[1] Institute of Sustainable Processes, University of Valladolid, 47011, Valladolid, Spain

[2] Department of Chemical Engineering and Environmental Technology, University of Valladolid, Dr. Mergelina s/n., 47011, Valladolid, Spain

[3] CALAGUA–Unidad Mixta UV-UPV, Departament Enginyeria Química, Universitat de València, Avinguda de la Universitat s/n, 46100 Burjassot, Spain

*Corresponding author: rebecca.serna@uv.es

Abstract: La inteligencia artificial (IA) puede ser una herramienta clave para mejorar la gestión del ciclo integral del agua y aumentar la eficiencia en la utilización de los recursos disponibles. La IA contribuye a mejorar los servicios de abastecimiento y saneamiento de agua, siendo fundamental en la anticipación y toma de decisiones. Sin embargo, la IA utiliza enormes cantidades de energía para el cálculo y el almacenamiento de datos y millones de litros de agua para refrigerar los equipos de los centros de datos. Entonces, ¿hasta qué punto puede la IA ayudar en la gestión del agua y cuánta agua consume a su vez para ello? ¿Es el balance positivo?

Description of discussion topic

La Inteligencia Artificial (IA) y los macrodatos son una pieza clave de la cuarta revolución industrial. La IA está cambiando la historia de la humanidad y ha tenido un gran impacto en nuestras vidas en los últimos años, pero una consecuencia principal de su explosión está clara: deja una enorme y creciente huella ambiental e hídrica que debe ser evaluada.

El potencial de la IA en la gestión del agua es ampliamente reconocido tanto por la comunidad investigadora como por la práctica, y cada vez son más las aplicaciones que abordan los retos de la gestión de las aguas residuales, aguas pluviales y sistemas de abastecimiento de agua (Fu et al., 2023). Además, se trata de una herramienta esencial en la gestión del riesgo de inundaciones. Su capacidad para procesar grandes volúmenes de datos, desde imágenes por satélite hasta mediciones hidrológicas, permite una comprensión más profunda y precisa de los patrones de inundación. La mejora de la precisión de las predicciones y la mayor rapidez de las respuestas de emergencia de la IA son cruciales para la planificación urbana y la preparación ante catástrofes, protegiendo vidas y propiedades en un mundo en el que el clima está cambiando.

Sin embargo, el uso de la IA es responsable de las emisiones de carbono procedentes de la electricidad no renovable y del consumo de millones de litros de agua dulce, e indirectamente aumenta el impacto de la construcción y el mantenimiento de los equipos de alto consumo energético en los que se ejecuta la IA. Por ejemplo, se calcula que ChatGPT-3 consume una botella de medio litro para mantener una conversación de entre 10 y 50 interacciones.

La Ley de IA de la Unión Europea recientemente aprobada requerirá que los sistemas de IA de alto riesgo informen sobre su consumo de energía, uso de recursos y otros impactos a lo largo del ciclo de vida de sus sistemas. Actualmente hay muchas estimaciones, pero todavía no es posible saber cómo afectará a las emisiones de carbono o a las reservas de agua dulce el hecho de que la IA te ayude a escribir un email o te muestre una foto de un perro con superpoderes cósmicos. Pero tenemos que reflexionar y considerar si realmente es esencial solicitar a la IA tareas triviales que no nos aporten ningún valor. Debemos asegurarnos de que los crecientes peligros de la IA no superen los beneficios.

Referencias

G. Fu, S. Sun, L. Hoang, Z. Yuan, D. Butler. Artificial intelligence underpins urban water infrastructure of the future: a holistic perspective. Cambridge Prisms: Water, 1 (e14) (2023), pp. 1-11

Scientific abstract **Nro. 105**

Phage-Driven equilibrium in microbial populations of CO_2 methanation processes

Esteban Orellana[1*], Mengyuan Ji[1], Retno Wahidah Supardi[1], Stefano Campanaro[1], Laura Treu[1]

[1]Department of Biology, University of Padova, Italy

*Corresponding author: *esteban.orellana@unipd.it*

Keywords: CO_2 methanation, Phage-Microbiome Interactions, phage induction

Abstract: This study explores the role of phages in microbial dynamics within CO_2 methanation microbiomes. DNA from supernatants was analysed to investigate prophages and free-living viruses, focusing on microbiota dynamics. Utilising stress conditions, phages were induced, revealing significant impacts on microbial growth and community composition. High-quality metagenome-assembled genomes and viral MAGs were identified, with notable abundance in the *Peduoviridae* family. Findings highlight phage influence on bioreactor productivity, offering insights for optimising stability on biological biogas upgrading reactors and enhancing methane production through targeted microbial community manipulation.

Introduction

To achieve a carbon-neutral economy, innovative methods like CO_2 methanation. This process aims to reduce greenhouse emissions by converting CO_2 into biomethane (CH_4) using hydrogenotrophic archaea and hydrogen (H_2) from renewable sources (Angelidaki et al. 2018). Understanding viral role in community is crucial for optimising the anaerobic digestion (AD) process (Nayfach et al. 2021). Despite their importance, viral communities in AD are underexplored due to the complexities of viral metagenomics (Calusinska et al. 2016). However, phages influence microbiome dynamics and process stability by regulating microbial abundance and diversity in full-scale biogas units.

This research aims to manipulate microbial community composition for more productive consortia by defining phage-mediated dynamics and inducing viruses targeting specific bacterial groups.

Material and Methods

Five different batch assays were conducted in 3 biological replicates in 1,000 ml anaerobic glass-bottles with a working volume of 250 ml inoculated with simplified thermophilic community (55°C). After 10 days of growth, five different conditions were applied: one cultivated solely on BA (control) and the other 4 with stress conditions to induce prophages. Gas composition and Volatile fatty acids (VFA) were monitored by gas chromatography, while microbial growth rates were determined by optical density.

DNA from pellets and supernatants were extracted from liquid samples collected after two days of induction process and sequenced by Illumina NovaSeq platform. Reads were trimmed and filtered using trimmomatic and bbmap. Metagenome-assembled genomes (MAGs) were reconstructed using Metabat v1,v2, CONCOCT v1.1.0, MaxBin v2.2.7 and Vamb v3.0.9. Reads from supernatant were assembled with spades using –metaviral option. GTDB-Tk and PhaGCN2 were used to taxonomically classify MAGs and phages respectively.

Results and Discussion

Exponential phase growth was observed during the first 10 days after inoculation (Figure 1). After 3 days, the methane concentration reached 95%, indicating high activity of the methanogenic archaea in the community. VFA results showed a significant production of acetate followed by propionate, suggesting possible acetogenic activity via the Wood-Ljungdahl pathway (de Jonge et al. 2022). After ten days of operation, phages were induced using various agents. The use of H_2O_2 had the most significant impact on the community, reducing microbial growth by 30%.

From the supernatant samples, 29 virMAGs were reconstructed, most of which were classified into the family *Peduoviridae* (n=16). The remaining classified phages belonged to the families *Anelloviridae*, *Autographiviridae*, and the genus *Fernvirus*. However, the most abundant phage could not be classified and was found to be associated with the bacterium Bacillota sp., which is present in low abundance under stress conditions but not in the control. *Peduoviridae* has been previously identified as a highly abundant family in anaerobic reactors, particularly in thermophilic conditions (Centurion et al. 2024). Abundance correlation revealed that four phages from the *Peduoviridae* family were primarily induced by UV light, while another subset was more abundant in mitomycin-treated samples (**Figure 2**). One of the most abundant phages under UV stress conditions belongs to the genus Fernvirus. Little is known about this phage, but it is a potential infectious agent for Limnochordia, which has been previously identified as a possible competitor to methanogenic archaea (unpublished data).

Conclusions

This study underscores the pivotal role of phages in shaping microbial dynamics within CO_2 methanation microbiomes. By inducing phages under stress conditions, we observed significant impacts on microbial growth and community structure. The identification of MAGs and virMAGs highlights the intricate interplay between viruses and microbes. The ability to manipulate microbial communities through targeted phage induction presents a promising approach to enhance bioreactor stability and CH_4 yield.

References

Angelidaki, Irini, Laura Treu, Panagiotis Tsapekos, Gang Luo, Stefano Campanaro, Henrik Wenzel, and Panagiotis G. Kougias. 2018. "Biogas Upgrading and Utilization: Current Status and Perspectives." *Biotechnology Advances* 36 (2): 452–66. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.01.011.

Calusinska, Magdalena, Martyna Marynowska, Xavier Goux, Esther Lentzen, and Philippe Delfosse. 2016. "Analysis of dsDNA and RNA Viromes in Methanogenic Digesters Reveals Novel Viral Genetic Diversity." *Environmental Microbiology* 18 (4): 1162–75. https://doi.org/10.1111/1462-2920.13127.

Centurion, Victor Borin, Alessandro Rossi, Esteban Orellana, Gabriele Ghiotto, Balázs Kakuk, Maria Silvia Morlino, Arianna Basile, Guido Zampieri, Laura Treu, and Stefano Campanaro. 2024. "A Unified Compendium of Prokaryotic and Viral Genomes from over 300 Anaerobic Digestion Microbiomes." *Environmental Microbiome* 19 (January):1. https://doi.org/10.1186/s40793-023-00545-2.

Jonge, Nadieh de, Jan Struckmann Poulsen, Nathalia Thygesen Vechi, Michael Vedel Wegener Kofoed, and Jeppe Lund Nielsen. 2022. "Wood-Ljungdahl Pathway Utilisation during *in Situ* H2 Biomethanation." *Science of The Total Environment* 806:151254. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151254.

Figures and Tables

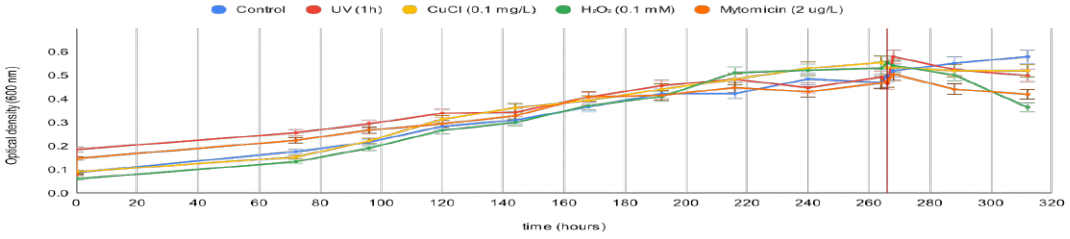


Figure 1 Optical density (600 nm) of each microbiome. Standard error are shown as bars. Red line is the time of induction.

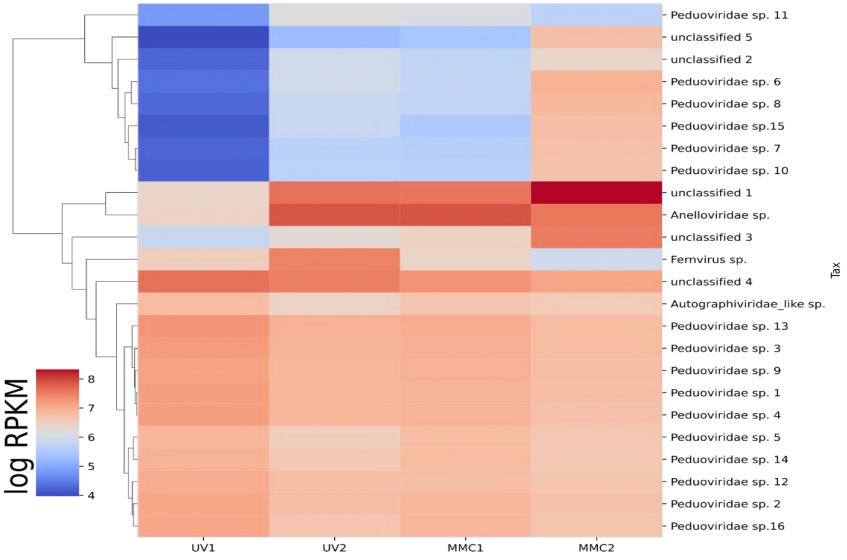


Figure 2 Viral abundance in two selected conditions: UV light (UV) and mitomycin (MMC) stress. Values are represented in the logarithmic scale of reads per kilobase (RPKM).

Scientific Abstract **Nro. 106**

LIFE Zero Waste Water: un paso hacia la economía circular en pequeñas poblaciones

M. Elvira-Castaño[1*], D.J. Ramírez-Martín[1], A. Pedrouso-Fuentes[3] and P. Sanchis-Perucho[2]

[1]Departamiento de Innovación y Tecnología, Aqualia, Madrid, España

[2]Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Santiago de Compostela, Galicia, España

[3]Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Valencia, Valencia, España

*Corresponding author: marta.elvira@fcc.es

Keywords: obtención de recursos; AQU-ELAN; AnMBR.

Abstract: En este artículo se presentan las principales tecnologías y los primeros resultados del proyecto Life Zero Waste Water (LZWW). Este proyecto se basa en la gestión integrada de las Aguas Residuales Urbanas (ARU) y la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) para pequeñas poblaciones. Cuenta con una planta piloto situada en Almería en la que se llevan a cabo bioprocesos anaerobios (AnMBR) y autótrofos (AQU-ELAN®) para transformar la depuradora en una biofactoría generadora de recursos y con balance energético positivo.

Introducción

En la Unión Europea la energía consumida por la depuración de aguas supone cerca de un 1% del consumo energético total. Los sistemas convencionales utilizados en la mayor parte de las depuradoras, además de consumir 0,5 KWh/m^3, emiten unos 0,15 kg de CO2/m^3 de agua y generan toneladas de fango no estabilizado y difícilmente valorizable en EDAR diseñadas para pequeñas poblaciones. Esto hace necesario poner el foco de atención en mejorar estos procesos.

Varios países de la Unión Europea, entre los cuales se encuentra España, sufren cada vez más sequías, por lo que la reutilización del agua de las plantas de tratamiento de aguas residuales se está convirtiendo en algo prácticamente necesario. Esta actividad garantiza una fuente de agua segura y predecible para distintas aplicaciones como el riego, los procesos industriales o fines recreativos. También reduce la presión sobre las masas de agua y mejora la capacidad de adaptación al cambio climático.

Otro aspecto a tener en cuenta es la enorme cantidad producida de residuos clasificados como Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) que, actualmente, se recoge por medio de los servicios de limpieza de cada población, lo cual supone un impacto negativo económico y ecológico, sobre todo en pequeñas poblaciones. Por ello, mediante el proyecto LIFE Zero Waste Water (LZWW) se propone como alternativa la incorporación de estos restos orgánicos en el agua residual para su conjunto tratamiento con la tecnología AnMBR, consiguiendo reducir estos impactos y, además, obtener un valioso como es el biogás en una proporción mayor que si solamente se tratase el agua residual.

Materiales y métodos

Se ha construido una planta piloto en la depuradora de El Bobar, Almería, con capacidad de tratamiento de aproximadamente 50 m^3/d de Agua Residual Urbana, correspondiente a una población equivalente de 300 personas.

El proceso de tratamiento comienza con una primera unidad en la que dos equipos Insinkerator® se encargan de triturar los residuos orgánicos para incorporarlos posteriormente al agua residual. Esta mezcla se introduce en el proceso AnMBR que integra un reactor anaerobio de 100 m^3 y tres membranas de ultrafiltración (cada una de 40 m^2 y de distintos proveedores) en un mismo paso, lo cual supone una mejora frente al tratamiento convencional de aguas.

A esta unidad le sigue la tecnología AQU-ELAN®, desarrollada y patentada por Aqualia y la Universidad de Santiago de Compostela (USC). Está compuesta un reactor por lotes secuenciales de 30 m^3 de volumen en el que se lleva a cabo la Nitrificación Parcial (NP) y otro reactor de 20 m^3 donde tiene lugar el proceso Anammox. Este proceso innovador permite una eliminación de nitrógeno del 80-92% al mismo tiempo que una reducción de hasta el 60% del consumo energético (Soliman & Eldvasti, 2016).

Para concluir con la depuración del ARU se ha contado con una unidad de recuperación de fósforo compuesta por tres columnas de adsorción en las que se están probando distintos materiales adsorbentes que permiten su posterior reutilización como fertilizante.

Resultados y Conclusión

La planta piloto continúa en funcionamiento, pero hasta ahora ha estado operando de forma continuada durante cuatro meses. La cuantificación y cualificación de los resultados se producirá tras el funcionamiento a largo plazo de la planta. Sin embargo, estudios previos y resultados obtenidos durante el periodo de operación han demostrado ciertas ventajas de este proyecto: 1) reducción del impacto ambiental de la gestión de FORSU a través de la red de alcantarillado al incorporar los trituradores en las viviendas, 2) recuperación de un 95 % de agua libre de patógenos disponible para ser reutilizada, 3) reducción de un 50% del biosólido 4) producción de biometano 0,3 Nm^3CH_4 en el reactor AnMBR (3 kWh/m^3), 5) balance energético positivo 1,0 kWh, 6) reducción de un 80% en las emisiones de N2O hasta 7,2 g/kg de N eliminado y 7) recuperación de 5 gP/m^3 para su uso como fertilizante.

References

Singh, V., Ormeci, B., Mishra, S., & Hussain, A. (2022). *Simultaneous partial Nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD)–A review of critical operating parameters and reactor configurations*. Chemical engineering journal, 433, 133677

Soliman, M., & Eldyasti, A. (2016). *Development of partial nitrification as a first step of nitrite shunt process in a Sequential Batch Reactor (SBR) using Ammonium Oxidizing Bacteria (AOB) controlled by mixing regime*. Bioresource Technology, 221, 85-95.

Figuras

Figura 1 Unidad NP/Anammox y columnas de adsorción de fósforo.

Figura 2 Unidad AnMBR 1) Reactor Anaerobio 2) Membranas de Ultrafiltración.

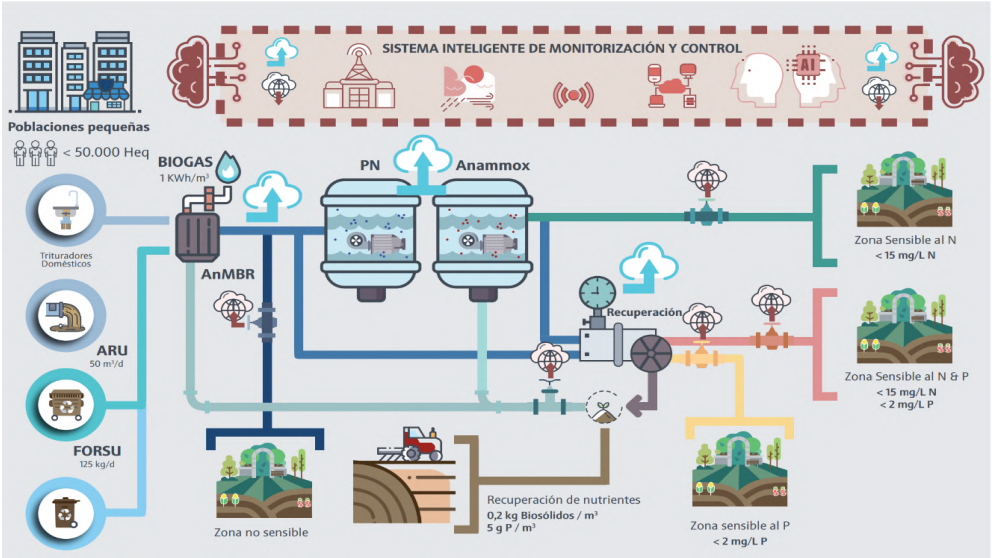


Figura 3 Diagrama de flujo del proceso de tratamiento del LZWW.

Discussion piece **Nro. 107**

Sobre la necesidad de abordar el problema de los pozos ilegales

Irene Eppinger Ruiz de Zarate

Resumen: En España se estableció el Texto Refundido de la Ley de Aguas (TRLA) en el año 2001, implementando con ello una ley que obliga a instalar contadores en todos los pozos para medir el volumen de agua extraído. El artículo 55.4 del TRLA establece que: "*los titulares de las concesiones administrativas de aguas y todos aquellos que por cualquier título tengan derecho a su uso privativo, estarán obligados a instalar y mantener los correspondientes sistemas de medición que garanticen información precisa sobre los caudales de agua en efecto consumidos o utilizados y, en su caso, retornados*".

El problema en este caso es que esta ley solo se aplica a los pozos que están registrados y por lo tanto legales. Sin embargo, la situación real en el país es que existe un elevado número de pozos no registrados – siendo la gran mayoría de ellos pozos de abastecimiento agrícola – que, por lo tanto, rehúyen este control y todo lo que involucra. Teniendo en cuenta que la cantidad de agua que se extrae a través de los pozos ilegales es importante y alcanza una extracción de varios millones de metros cúbicos de agua, se puede concluir que hay un impacto en la gestión del recurso hídrico – a pesar de los esfuerzos y las mejores intenciones de parte de las autoridades de manejar una gestión integrada y sostenible de los mismos. Así por ejemplo la extracción ilegal de las aguas subterráneas desfavorece la gestión del recurso hídrico, ya que el precio del agua se nula en el momento de su extracción ilegal, lo cual desfavorece la implementación de posibles fuentes alternativas como la desalación de agua. A través de los pozos ilegales se crea un desbalance económico entre los agricultores que extraen agua conforme la ley (pagando el coste del suministro correspondiente) frente a los agricultores que extraen altas cantidades de agua subterránea llegando a un perjuicio económico de varios millones de euros.

España se enfrenta a recurrentes periodos de escasez de agua qué afectan a la disponibilidad del recurso. Además, teniendo en cuenta las predicciones futuras del cambio climático, estos periodos pueden incrementar drásticamente una disminución significativa en la disponibilidad de agua en regiones semiáridas como la cuenca mediterránea. Frente a este problema me pregunto, ¿qué medidas se están tomando para cambiar la situación de los pozos ilegales en este país? ¿Cómo puede ser que hasta el día de hoy no se haya gestionado este problema y cuál es el plan de España con respecto al futuro? Además, ¿cuánto tiempo se seguirá ignorando el impacto descontrolado que tiene la presencia de los pozos ilegales sobre la distribución del uso de los recursos hídricos, sobre el coste (impagado) que conlleva el consumo de estas aguas, sobre la (sobre)explotación de los acuíferos y sobre la degradación de la calidad de los recursos hídricos?

Considerando la importancia socioeconómica que desempeña el sector agrícola en el país, es difícil pensar en una clausura radical de los pozos ilegales. Es más, un cambio de esta magnitud podría conllevar impactos políticos, provocando por ejemplo huelgas por parte de los agricultores afectados. Sin embargo, la situación actual de los pozos ilegales representa una captura de agua iregulada e descontrolada de particulares aislados, los cuales huyen una gestión sostenible del recurso que enfrentando el cambio climático es imprescindible.

Por este motivo es importante enfrentarse a esta problemática y encontrar soluciones fiables en las cuales los pozos ilegales no tengan cabida. Para ello hará falta recolectar datos institucionales de los pozos ilegales para poder estimar la magnitud de las extracciones en todo el país y así conocer las demandas agrícolas reales en la actualidad. También será necesario evaluar el coste ambiental y económico que representa el uso excesivo del recurso hídrico y se tendrá que educar a los agricultores sobre la gestión ordenada e integral de parte de las administraciones es necesaria para garantizar la seguridad hídrica a largo plazo. Será imprescindible, por lo tanto, imponer el cumplimiento de los reglamentos, así como el TRLA sobre los agricultores para garantizar un uso eficiente de los recursos tanto energéticos como hídricos, para mantener o restablecer la salud y el estado de los acuíferos y para racionalizar el uso del agua.

Scientific abstract **Nro. 108**

Conical spouted bed digester for anaerobic digestion of wastewater from the olive oil industry

María J. San José*, Sonia Alvarez and Raquel López

Departamento de Ingeniería Química, Universidad del País Vasco UPV/EHU, Bilbao, 48080, Spain

*Corresponding author: *mariajose.sanjose@ehu.eus*

Keywords: Anaerobic digestion; conical spouted beds; olive oil wastewater

Abstract: A conical spouted bed digester was designed to perform anaerobic digestion of wastewater from the olive oil industry. Operating conditions and mixing index of the waste were determined. The anaerobic digestion process of olive oil wastewater was evaluated in the conical spouted bed digester under mesophilic conditions.

Introduction

The process of production olive oil from olives generates a significant volume of waste, such as olive mill solid waste, vegetable water, olive pomace, and other wastewaters. Anaerobic digestion is a suitable option for the treatment of effluents with high organic content, such as olive oil industry wastewaters. Biogas generation is included in the promotion of energy from renewable sources (Directive (EU) 2018/2001) and in the European Green Deal, (European Commission, 2019).

The spouted bed technology is a fluid-contact method which has been applied for the thermal treatment of waste biomass (San José et al., 2013, 2014, 2018a, 2019, 2021a, 2023) and for anaerobic digestion (San José et al., 2015a, 2015b, 2017, 2018b, 2021b). A conical spouted bed digester was designed and started up to perform anaerobic digestion of olive oil wastewater.

Material and Methods

An experimental plant with conical spouted bed reactors of different geometry was used to determine the performance of beds consisting of olive oil wastewaters aiming to design the suitable digester for the anaerobic digestion of this waste. The anaerobic digestion was performed in conical spouted beds digesters under thermophilic conditions (35-40 ºC) for 60 days. The amount of biogas generated during the anaerobic digestion process was measured by a gasometer through water displacement and the amount of biogas was quantified by the Geotech Biogas-5000 analyzer. The characteristic parameters were quantified according to the standard methods.

Results and Discussion

For the anaerobic digestion of wastewater from olive oil, the appropriate geometric factors of the contactor angle and inlet diameter/particle diameter ratio were determined. The stable spouted bed regime, characterized by a cyclic movement of particles and a clear distinction between the spout zone of ascending solids and the annular zone of descending solids, was determined in the conical spouted beds digesters.

Conclusions

The applicability of the conical spouted beds reactors as digesters has been proven for the anaerobic treatment of industrial olive oil wastewater under autothermal conditions, showing good efficiency for volatiles removal and biogas production.

Acknowledgement. This work is part of the project Grant PID2021-126331OB-I00 funded by MICIU/AEI/10.13039/501100011033 and by ERDF A way of making Europe and project Grant TED2021-130150B-I00 funded by MICIU /AEI/10.13039/501100011033 and by EU NextGenerationEU/PRTR.

References

Directive (EU) 2018/2001 on the promotion of the use of energy from renewable sources. Official Journal of the European Union, 328/82.
European Commission (2019). European Green Deal, (COM(2019) 640 final).
San José M. J., Alvarez S., García I. and Peñas F. J. (2013). A novel conical combustor for thermal exploitation of vineyard pruning wastes. *Fuel,* **110**, 178-184.
San José M. J., Alvarez S., Peñas, F. J. and García I. (2014). Thermal exploitation of fruit tree pruning wastes in a novel conical spouted bed combustor. *Chem. Eng. J.*, **238**(15), 227-233.
San José M. J., Alvarez S. and López R. (2015a). Preliminary study of anaerobic digestion process of biomass waste sludge in a Conical Spouted Bed reactor. Int Conf Industrial Waste & Wastewater Treatment Valorisation, Athens, Greece.
San José M. J., Alvarez S. and López R. (2015b). Performance of draft-conical spouted beds technology for anaerobic digestion process of sewage sludge. Int Conf Chem Biochem Eng, 170. Paris, France.
San José M. J., Alvarez S. and López R. (2017). Anaerobic digestion of sewage sludge in Conical Spouted Beds. Eur Cong App Biotechnol. Barcelona, Spain.
San José M. J., Alvarez S. and López R. (2018a) Catalytic combustion of vineyard pruning wastes in a conical spouted bed combustor. Catal Today 305, 13-18.
San José M. J., Alvarez S. and López R. (2018b). Performance of conical spouted beds technology for anaerobic digestion of wastes from wine production. Natural Gas Utilization Work. Texas, USA.
San José M. J., Alvarez S. and López R. (2019). Drying of Industrial Sludge Waste in a Conical Spouted Bed Dryer. Effect of air temperature and air velocity. *Drying Technol.,* **37**, 118-128.
San José M. J., Alvarez S. and López R. (2021a). Drying kinetics of sawdust in conical spouted beds: Influence of geometric and operational factors. *Fuel Process Technol.,* **221**, 106950.
San José M. J., Alvarez S. and López R. (2021b). Co-digestion of sewage sludge with sludge from the Paper industry and digestate remediation. Int Symp Environ Catal Process Eng. Morocco.
San José M. J., Alvarez S. and López R. (2023). Conical spouted bed combustor to obtain clean energy from avocado waste. *Fuel Process. Technol.*, **239**, 107543.

Figures and Tables

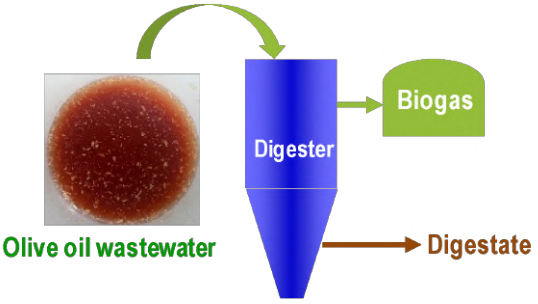


Figure 1 Scheme of anaerobic digestion of olive oil wastewater in conical spouted beds digesters.

Scientific abstract **Nro. 109**

Application of innovative technology based on Electrochemical Advanced Oxidation Process (EAOP) combinated with a nature-based post-treatment for water reuse

Antoni Mas-Ponce[1]*, Sandra Valero González[2], María José Muñoz Muñoz[2], Josep Pascual Pañach[1], Begoña Martínez López [1], Jofre Herrero Ferran[3], Jéssica Meijide Fernández[3] & Carme Bosch Suades[3], Víctor Matamoros Mercadal[4], Alicia Cano López[4], Miren López de Alda Villaizán[4], Dana Pierina Orlando Véliz[4], Rocío Inés Bonansea[4], Marta Llorca Casamayor[4]; Marinella Farré Urgell[4]

[1] Consorci Besòs Tordera, Avinguda Sant Julià, 241, Granollers, Barcelona, 08403.
[2] CCB Serveis Mediambientals SAU, Avinguda Sant Julià, 241, Granollers, Barcelona, 08403.
[3] EURECAT Centre Tecnològic, Plaça de la Ciència 2 - 08243 - Manresa
[4] IDAEA-CSIC Institute of Environmental Assessment and Water Research. Jordi Girona 18-26, 08034 Barcelona.

*Corresponding author: amas@besos-tordera.cat

Keywords: Mediterranean rivers; Nature-Based Solution; Water regeneration

Abstract: The climatic variability of the Mediterranean areas in recent years has reduced the circulating flows to being practically 100% treated wastewater, due to low rainfall as in the case of the Besòs basin (Barcelona), with an extension of 1,032 km2 and with a total population of approximately 2 million inhabitants.

In 2021 it was raised the PROMISCES project (H2020 project) that aims to prevent and remove industrial pollutants from the soil-sediment-water system. So far, the project has made progresses in characterizing and monitoring Persistent, Mobile and Toxic (PMt) substances, assessing their fate and transport, and evaluating some innovative solutions for their mitigation and remediation.

Montornès Wastewater Treatment Plant (WWTP) (NE Spain) was proposed for the installation of a electrochemical advanced oxidation process (EAOP) based on E-peroxone and its combination with a Nature-Based Solution experimental lab that was installed in 2014 for producing a process of water regeneration and its use for agricultural irrigation.

The Urban River Lab platform

The Urban River Lab (URL) is an outdoor experimental lab, dedicated to the study of highly modified rivers to develop innovative strategies and techniques for their management.

The URL consists of 15 channels and 12 flooding lagoons designed for experimental practice fed with purified water from the Montornès del Vallès WWTP. Different species of plants were tested in them to see their behavior in the treatment of purified wastewater.

Figure 1 Urban River Lab (URL) at Montornès WWTP. Source: Consorci Besòs Tordera (CBT).

The experience of Urban River Lab in the PROMISCES project

The water/root system interaction of the plant allows a reduction in ammonium levels (a toxic compound for aquatic life). In the tests carried out at the URL with different species of plants, it has been confirmed that the ammonium levels at the outlet of the WWTP have a significant drop in the first 3 - 4 meters of the channel with reductions of up to 75% - 80% reaching the end. of the 12 m channel at levels greater than 85%.

Table 1 Retention capacity tested in URL channels.

Macrophytes	% NH4+	% NO3	% P	%DQO
Iris pseudacorus	81.5	12.3	-21.3	5.3
Scirpus lacustris	88.9	-7.0	39.9	6.1
Phragmites australis	93.2	25.5	35.3	5.8

Regarding PROMISCES project, one of the main objectives is identify how industrial pollution in the soil-sediment- water system hinders the circular economy with a focus on per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) and industrial Persistent, Mobile and potentially Toxic substances (iPM(T)s).

From the URL-CBT experience in testing how to improve the outlet of the Montornès WWTP and related to the main goal of the PROMISCES it is going to prove the PFAs and iPMTs retention capacity of the macrophytes mainly used in previous URL tests.

In that sense, in the framework of CS3 (Subtask 4.2.3. Pilot-scale tech. testing), since April 2024 two 3 m channels have been fed with treated water from the WWTP and water from the EAOP prototype to test the interaction of PFAs and iPM(T)s with macrophytes.

Previously EAOP prototype larger-scale were tested at Eurecat‘s facilities during subtask 4.2.2. It was demonstrated >90% reduction of iPM(T)s.

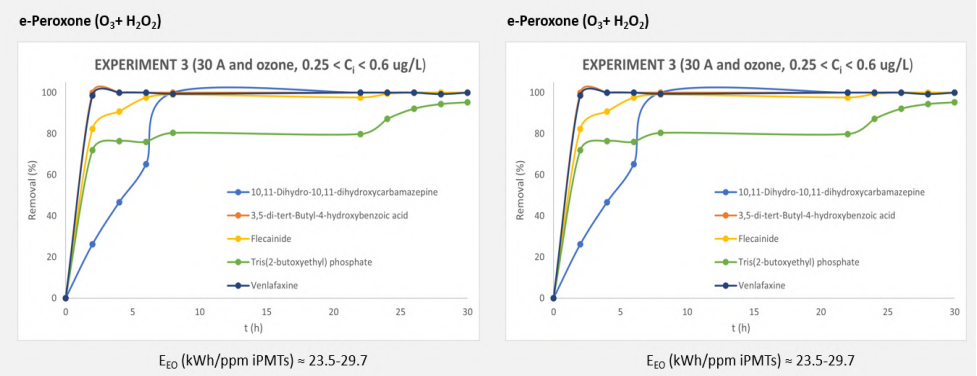
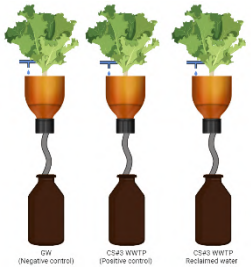


Figure 2 iPM(T)s removal results at larger scale



The ambition for the end of the project (CS3) is "to obtain a source of reclaimed water via treatment of industrially influenced wastewater for irrigation of food crops which does not pose a risk for human health". Samples 1.3 and 3 are going to be tested for crop irrigation (Subtask 4.2.4. Study of the uptake and distribution of contaminants in vegetable crops irrigated with reclaimed water)

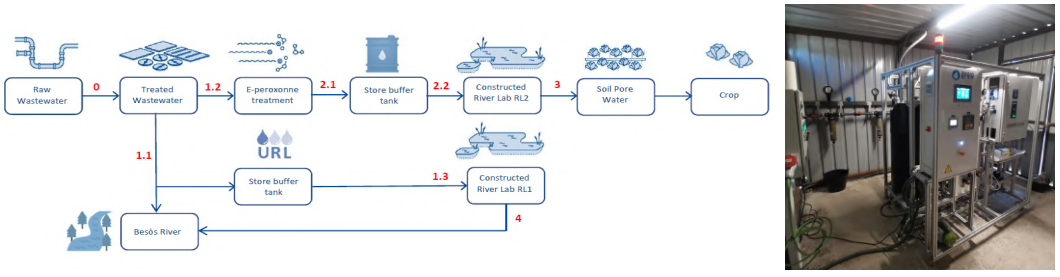


Figure 3 Design of the sampling campaign and EAOP prototype.

Conclusions

The optimal oxidative conditions for iPM(T)s removal at larger scale in real wastewater were determined based on degradation rates and energy consumption.

The generation of by-products of EAOP are potentially adsorbable by NBS channels.

Those results are expected to see the capacity of regenerate water for irrigation through not-only a physicochemical EAOP pilot but with the combination of a Nature-Based Solution by macrophytes retention.

Scientific abstract **Nro. 110**

Valorización de residuos de fruta a materias primas de base microalgal para obtener nuevos productos de alto valor añadido y reducir emisiones de CO_2- Proyecto FRUTALGA

David Suárez[1], Alfredo Rodrigo[1], Anita Kmetova[2], Ana Torrejón[2], Guillem Tomás[2], Elena Álvarez[3], Elvira Casas[3], Miguel Leal[4] and Marta del Olmo[5].

[1]Departamento de Medio Ambiente, AINIA, Carrer Benjamin Franklin 5-11, Paterna, España.

[2]Departamento de Biotecnología Industrial, AINIA, Carrer Benjamin Franklin 5-11, Paterna, España.

[3]Departamento de Fluidos Supercríticos, AINIA, Carrer Benjamin Franklin 5-11, Paterna, España.

[4]Departamento de Biotecnología Ambiental, AINIA, Carrer Benjamin Franklin 5-11, Paterna, España.

[5]Departamento de Innovación, AINIA, Carrer Benjamin Franklin 5-11, Paterna, España

Palabras clave: Economía circular; Valorización de subproductos; Consorcios microalgas-bacteria

Resumen: El Proyecto FRUTALGA propone el desarrollo de una solución innovadora de descarbonización a través de la valorización de residuos de fruta en plataformas biológicas, obteniendo nuevos productos de alto valor añadido. Los tecnologías biológicas definidas en el proyecto han sido la digestión anaerobia, la producción de cultivos puros de microalgas y el desarrollo de consorcios alga-bacteria, siendo procesos adecuados para el tratamiento de los diferentes efluentes obtenidos del procesado de la fruta. El desarrollo de la operativa se ha centrado en la optimización de los procesos de valorización, junto con la evaluación de la viabilidad técnica del sistema.

Introducción

El proyecto FRUTALGA plantea soluciones tecnológicas innovadoras en el marco de la descarbonización gradual de los sectores productivos, junto con la mejora de la circularidad y la rentabilidad de los mismos Concretamente, constituye una solución alternativa e innovadora para valorizar los residuos frutícolas generados en las primeras etapas de la cadena de valor y que suponen un 22% del volumen total de pérdidas y desperdicio alimentario, representando el 6% de las emisiones de CO_2 de la UE. Para la ejecución del proyecto se propone la investigación y el desarrollo de 3 procesos innovadores (Figura 1).

1. Utilización de cultivos mixtos microalga-bacteria para la recuperación de nutrientes de fracciones líquidas de fruta residual, generando una biomasa adecuada para el desarrollo de biofertilizantes y/o productos para alimentación animal (“pet-food”). El cultivo de microalgas actúa como sumidero de carbono del proceso, permitiendo la reducción. En estos sistemas se produce un crecimiento simultáneo de microalgas y bacterias que establecen relaciones sinérgicas en lo que se refiere a la producción y consumo de nutrientes, reduciendo así el gasto energético respecto a los sistemas de depuración de aguas residuales convencionales.
2. Utilización de cultivos puros de microalgas para la producción de compuestos de alto valor añadido (aplicación cosmética) mediante la optimización de su crecimiento basado en modificaciones de parámetros ambientales.

Además, el proyecto incluye la evaluación de la viabilidad de los nuevos productos obtenidos en las distintas tareas con una reducida huella de carbono. De hecho, para la obtención de dichos productos se ha seleccionado la tecnología de extracción por Fluidos Super Críticos, utilizando el CO_2 como solvente, por su potencial para conseguir altos rendimientos con un mínimo impacto ambiental (Tzima et al, 2023).

Del mismo modo, se ha realizado la evaluación del potencial biofertilizante/bioestimulante de los cultivos realizados ricos en fitohormonas y aminoácidos, gracias a la elevada concentración de proteínas en las microalgas (50-70% p.s.) y fitoestimulantes de las mismos (Lu and Xu, 2015). Del mismo modo, será evaluado su uso como ingrediente de alto valor nutricional en productos de alimentación animal ("pet-food").

El presente artículo técnico se ha centrado en los aspectos de optimización de los procesos de digestión anaerobia, producción de cultivos mixtos microalga-bacteria alimentados con las fracciones líquidas del procesado de frutas y la producción de cultivos puros de cepas previamente seleccionadas.

Materiales y métodos

La evaluación de la digestión anaerobia ha sido realizada en reactores discontinuos de 2L a 38º C, en los que se ha realizado la medida continua de caudal y composición del biogás producido. Se ha analizado la composición fisicoquímica de 10 residuos frutícolas, seleccionando 8 de ellos para el ensayo de biometanización y la formulación de una dieta para la alimentación del digestor anaerobio que se alimentará en régimen de semi-continuo, en siguientes fases del proyecto.

La optimización de la producción de cultivos puros de microalgas, (*Chlorella vulgaris, Chromochloris zofingiensis y Scenedesmus almeriensis)*, ha comenzado mediante la fijación de parámetros como el medio de cultivo, las condiciones de luz, temperatura y pH inicial, así como un estudio del volumen de dilución a tiempo cero (10 y 30%), midiéndose su crecimiento mediante la determinación de la densidad óptica a unas absorbancias de 665 y 750 nm. La experimentación se llevó a cabo en volúmenes de trabajo de 0,5L. Finalmente, ha sido evaluada la respuesta de consorcios alga-bacteria extraídos de los cultivos propios de AINIA tras la adición de efluentes líquidos del procesado de las frutas. Los efluentes elegidos han sido los correspondientes a jugo de granada y de naranja, con una concentración en el medio de cultivo de 0,5 y 1%.

Resultados y discusión

La medida del potencial máximo de biometanización y el análisis de parámetros fisicoquímicos ha permitido la definición de la capacidad de producción de biogás de los residuos obtenidos por el procesado de la fruta, permitiendo la formulación. De una dieta de alimentación adecuada para la digestión anaerobia (Tabla 1).

La optimización de las condiciones de cultivo de cepas puras de microalgas ha permitido el establecimiento de un porcentaje del 30% de inóculo sobre el 10% para la cepa *S. almeriensis* (Figura 2). Los ensayos con las otras dos cepas seleccionadas están siendo testados en estos momentos.

En cuanto a la adición de fracciones líquidas a consorcios de microalgas , se ha producido un incremento de la turbidez del cultivo, junto con la aparición de parches microbianos en el cultivo (Figura 3), estableciéndose así un cultivo mixto derivado del aprovechamiento de carbono orgánico.

Conclusiones

Los diferentes subproductos frutícolas han sido aprovechados mediante la aplicación de las técnicas propuestas, produciendo un adecuado crecimiento de microalgas y consorcios microalga-bacteria, así como una producción de biometano satisfactoria.

Referencias

Linhui Zhou, Kunning Li, Xinyu Duan, David Hill, Colin Barrow, Frank Dunshea, Gregory Martin, Hafiz Suleria, *Bioactive compounds in microalgae and their potential health benefits, Food Bioscience*, Volume 49, 2022, 101932, ISSN 2212-4292, https://doi.org/10.1016/j.fbio.2022.101932.
Tzima, S.; Georgiopoulou, I.; Louli, V.; Magoulas, K. *Recent Advances in Supercritical CO2 Extraction of Pigments, Lipids and Bioactive Compounds from Microalgae. Molecules* 2023, 28, 1410. https://doi.org/10.3390/molecules28031410
Yandu Lu, Jian Xu, *Phytohormones in microalgae: a new opportunity for microalgal biotechnology?, Trends in Plant Science*, Volume 20, Issue 5, 2015, Pages 273-282, ISSN 1360-1385, https://doi.org/10.1016/j.tplants.2015.01.006.

Figuras y Tablas

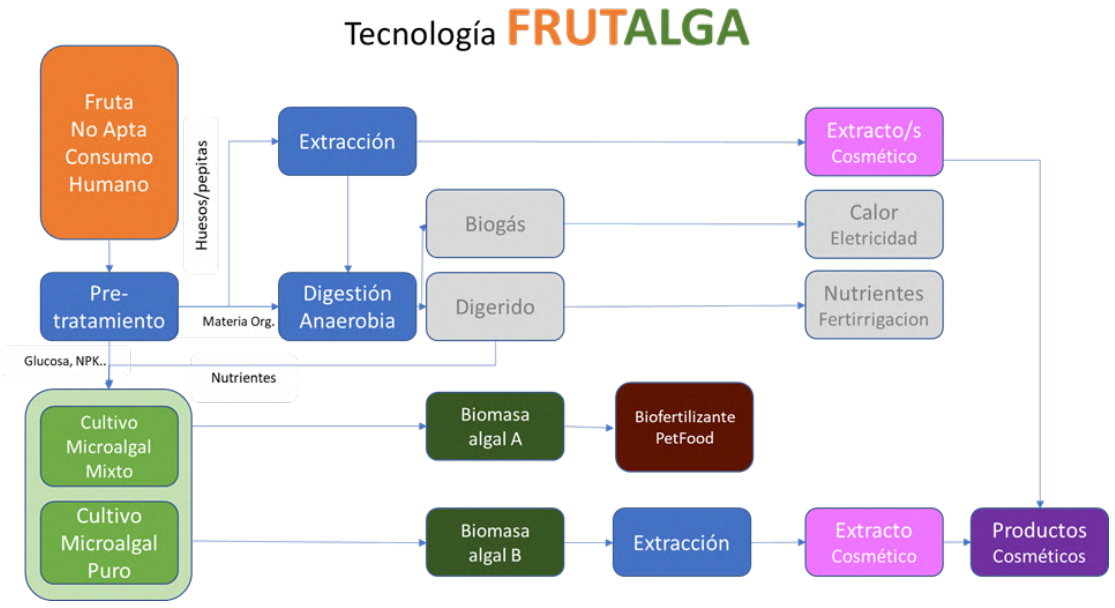


Figura 1 Diagrama de flujo del Proyecto FRUTALGA, correspondiente a los diferentes procesos y productos obtenidos.

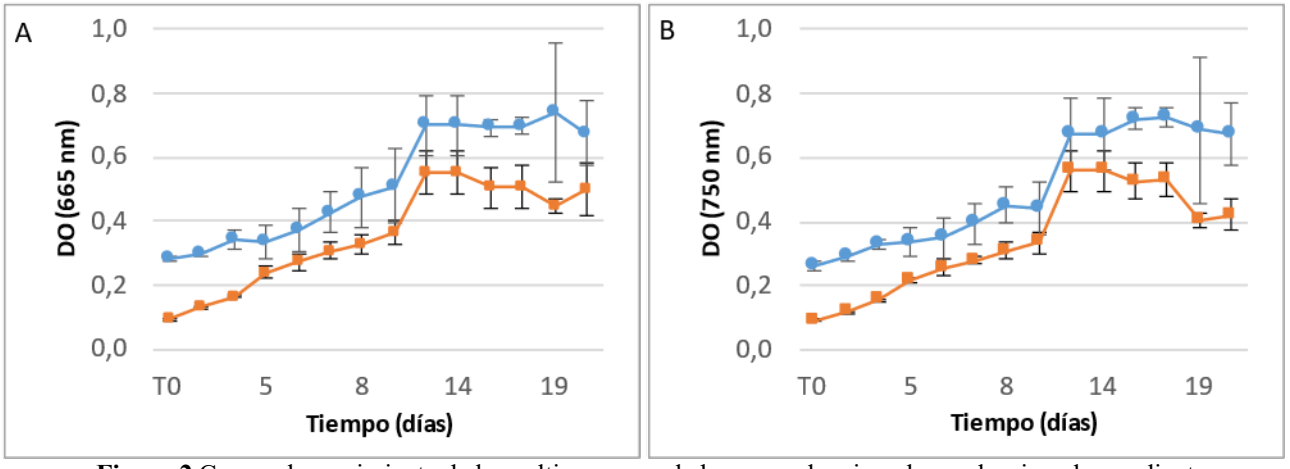


Figura 2 Curvas de crecimiento de los cultivos puros de las cepas de microalgas seleccionadas mediante la medición de la densidad óptica a 665 nm (A) y 750 nm (B), inoculadas al 10% (naranja) y al 30% (azul) de inoculación.

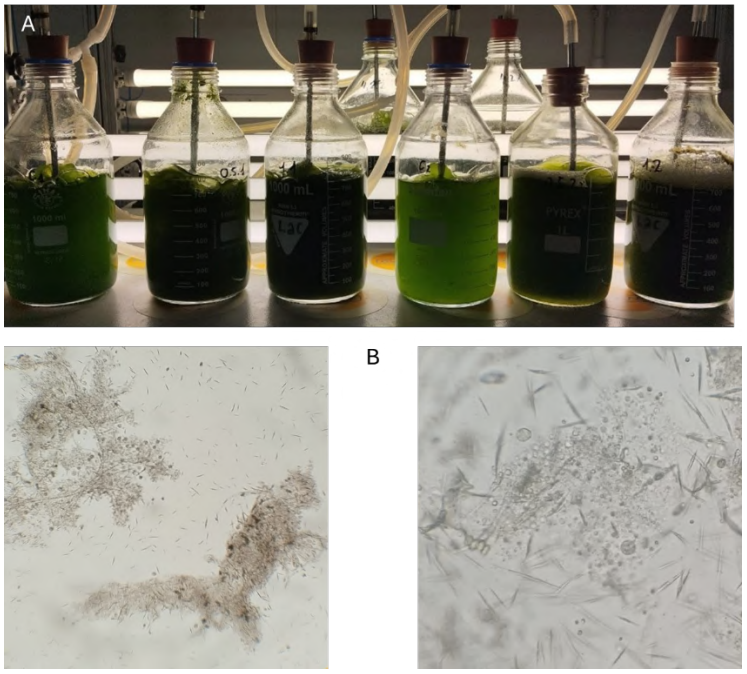


Figura 3 A) Crecimiento de los cultivos mixtos microalga-bacteria en volúmenes de 0,5L. B) Monitoreo de la formación de cultivos mixtos microalga-bacteria bajo microscopía óptica.

Tabla 1 Resultados obtenidos de la caracterización fisicoquímica y del potencial de biometanización de los residuos analizados, junto a la formulación de la dieta de alimentación.

	Unds.	**Mango**		**Naranja**		**Caqui**		**Granada**		**Aguacate**	
		Piel	**Pulpa**	**Piel**	**Pulpa**	**Piel**	**Pulpa**	**Piel**	**Pulpa**	**Piel**	**Pulpa**
ST	%	19	12	33	17	30	22	38	27	38	30
SV	%ST	98	97	97	96	98	97	96	96	90	93
pH	U pH	4	4	3,8	3,8	5,3	5,1	3,7	3,8	5,5	5,8
COT	g/kg	49,7	88,3	74,4	76,1	64,9	62,9	80,6	30,0	18,0	19,8
NKT	g/kg	0,8	0,9	2,4	2,0	1,9	2,5	3,0	7,4	3,5	2,9
P	g/kg	1,6	0,1	0,2	0,3	0,2	2,2	0,4	1,0	0,8	0,5
K	g/kg	2,3	1,3	3,3	2,0	2,0	2,4	5,0	4,8	7,4	5,7
BMP	L_{CH4}/kg_{SV}	455	529	-	502	360	420	312	430	-	517
Mezcla[1]	%	5	15	-	4	10	10	8	5	-	3

ST: Sólidos Totales; SV: Sólidos Volátiles; COT: Carbono Orgánico Total; NKT: Nitrógeno Kjeldahl Total; P: Fósforo total; K: Potasio total; BMP: Potencial Máximo de Biometanización.
[1]El porcentaje restante del apartado de mezcla corresponde a la adición de agua y/o recirculación a la mezcla.

Case of study **Nro. 111**

La importancia de la geotecnia en el diseño de la *PTAR de Salitre*

Zoe Barreno Almazán[1], Marina Jiménez Galindo[2]

[1] Técnico de proyectos, tecnologías y redes Aqualia, España

[2] Técnico de proyectos, tecnologías y redes Aqualia, España

*Corresponding author: *zoe.barreno@fcc.es*

Abstract: La *PTAR de Salitre* se encuentra en uno de los peores terrenos para cimentar, la *formación Sabana* de *Bogotá*. Gracias al trabajo interdisciplinar realizado por el departamento de ingeniería de *Aqualia* se consiguió viabilizar el proyecto. Al emplazar la planta en una zona rellena de basuras, teniendo en cuenta los cambios en las características geotécnicas que este relleno había supuesto en la zona, se propusieron unos cambios en la distribución, que permitieron mejorar la situación inicial y llevar a cabo la construcción.

Keywords: *Salitre, Basuras, Geotecnia, Obra civil.*

Introducción

El equipo de ingeniería de *Aqualia* propuso una modificación de implantación en la ampliación para la *PTAR de Salitre*, consiguiendo con el cambio optimizar y resolver la problemática de cimentación en el terreno característico de *Bogotá,* denominado *formación Sabana,* el cual se caracterizó por contar con profundidades de más de 100 metros de suelos muy blandos. En la parcela objeto de la ampliación se había acumulado basura, lo que, al contrario de lo que podría pensarse, supuso una ventaja geotécnica, pues esta acumulación cumplió una función de precarga del terreno.

Espesores (m)	Perfil esquemático Suelos	Descripción general del Terreno
0 - 21 m	R Relleno antrópico (Basuras)	Relleno Antrópico: materiales inertes formados a base de bolsas, plástico y vidrios mezclados dentro de una matriz limo-arenosa y materia orgánica
1 - 5 m	CA Arcillas Aluviales	Arcillas Aluviales: Arcillas con algo de limo de consistencia media a firme
0 - 7 m	SA Arenas Aluviales	Arenas Aluviales: arenas de grano fino-medio y densidad medianamente densa a muy densa
15 - 25 m	CS Arcillas Lacustres Blandas (FM Sabana)	Arcillas Lacustres Blandas: arcillas de consistencia muy blanda a blanda
1 - 4 m	CF Arcillas Lacustres Firmes	Arcillas Lacustres Firmes: arcillas de consistencia blanda a firme (nivel estratigráfico de referencia a escala local)
Profundidad máxima de exploración: 80 m	CS Arcillas Lacustres Blandas (FM Sabana)	Arcillas Lacustres Blandas: arcillas de consistencia muy blanda a blanda

Figura 1 Perfil geotecnico de la PTAR de Salitre.

Ventajas técnicas

Intercambiando las posiciones de los clarificadores secundarios y los reactores biológicos se consiguió aborda de manera efectiva los problemas críticos de ejecución de las obras. Al ubicar los reactores biológicos en la zona con la capa de basuras de mayor espesor, se aprovecha el peso de las basuras retiradas, consiguiendo una cimentación compensada. Además, la distribución de los clarificadores secundarios en un área mayor asegura un comportamiento más uniforme del terreno, lo que resulta en asentamientos más controlables.

Esta reconfiguración consiguió múltiples objetivos:

• Reducir los asientos y la carga transmitida al implantarnos en un suelo preconsolidado. Con esto se consiguió estar en una situación de recarga al transmitir una tensión menor a la cual tenía previamente el terreno con las basuras.

• Disminuir el área ocupada y el volumen de basura/tierra excavada.

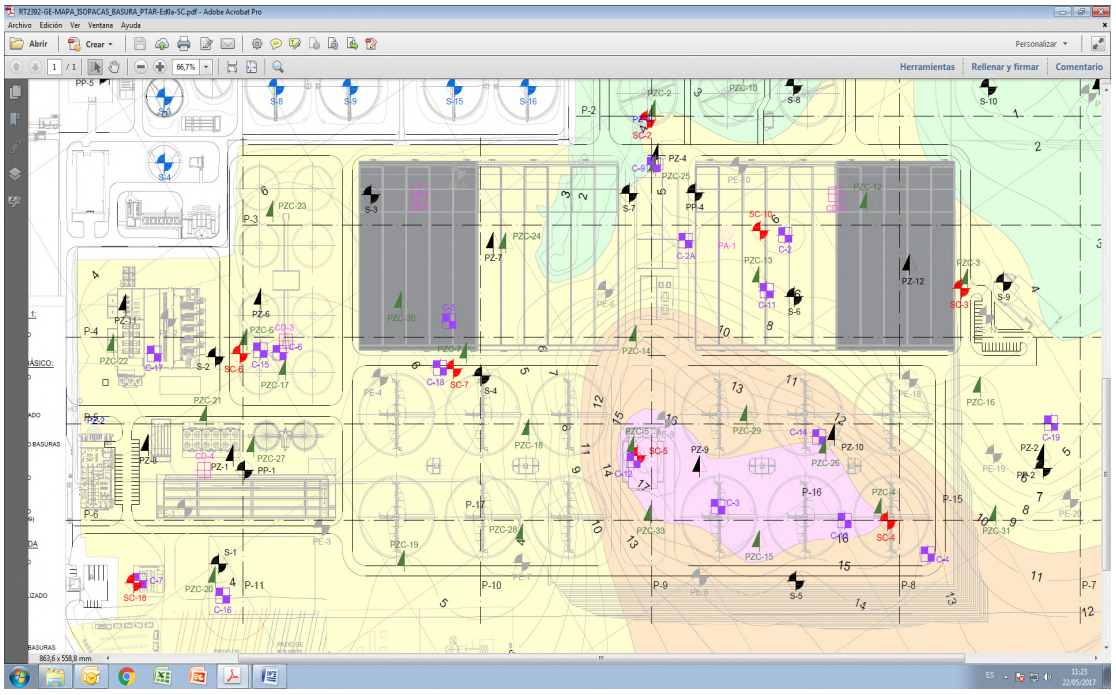


Figura 2 Implantación del Proyecto Básico.

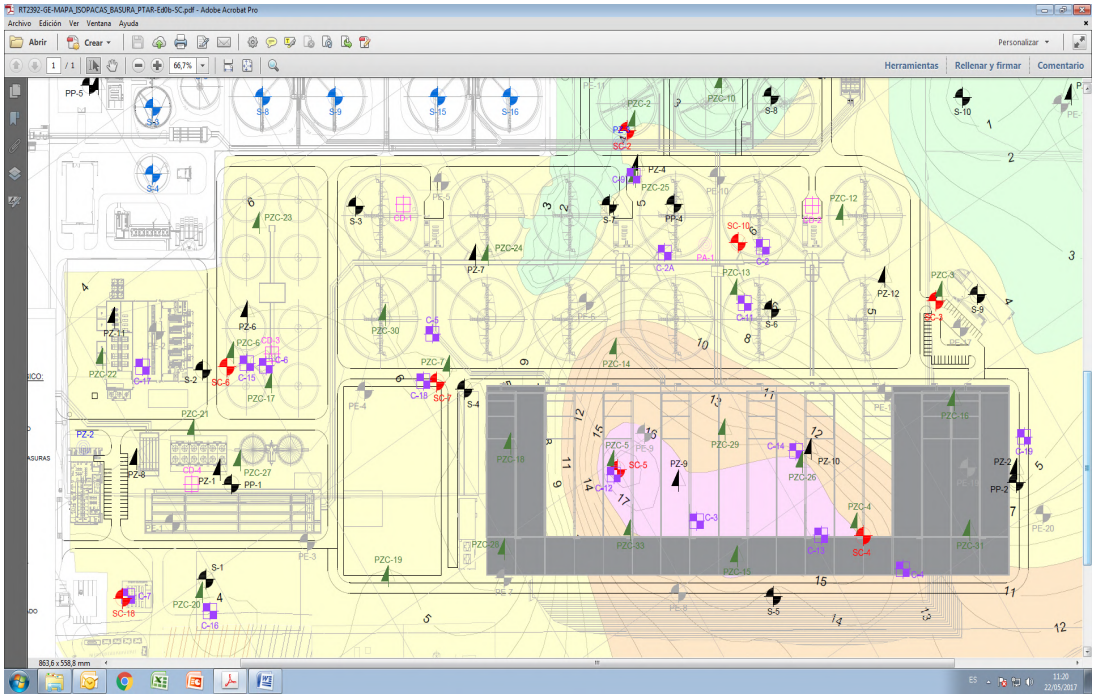


Figura 3 Implantación propuesta por Aqualia.

Optimización de la solución

La solución aprobada por Aqualia optimiza significativamente el proyecto:

• El trazado revisado requiere 100 km menos de pilotes, reduciendo los 250 km iniciales en aproximadamente un 40%.

• El volumen excavado disminuye de 1.880.000 m³ a 1.500.000 m³, una reducción del 20%, lo que permite el almacenamiento de basura en el parque metropolitano, viabilizando el proyecto a pesar de las limitaciones del relleno sanitario de Bogotá.

• El nuevo diseño elimina la necesidad de dos muros reforzados de 600 m de largo, inicialmente necesarios para la retención de tierra y basura, evitando problemas de deslizamiento de los soportes.

Esta solución resalta la importancia de la colaboración interdisciplinaria en el diseño. Aprovechar las condiciones geotécnicas y adaptar el diseño y la hidráulica de la planta al terreno, mejoró significativamente el alcance del proyecto, los plazos de ejecución y la viabilidad, resolviendo los problemas que se plantean al realizar una construcción sobre un antiguo vertedero, manteniendo el proceso de tratamiento de aguas residuales.

Scientific abstract **Nro. 112**

Comparative analysis of soil salinity and ecosystem responses to irrigation in arid and semi-arid landscapes

Sara Esperanza Matendo[1*], Ana Tarquis[1], Maite Sánchez-Revuelta[1], Carlota Bernal-Basurco[1] and Raúl Sánchez[1]

[1]Department of Agroforestry Engineering. Universidad Politécnica de Madrid, Spain

*Corresponding author: se.matendo@upm.es

Keywords: soil salinity, irrigation, microbial diversity

Abstract: This study aims to analyze the effects of furrow irrigation on soil salinity and ecosystem responses in arid and semi-arid landscapes. The main results shows the spatial variability of the different parameters and indicate that furrow irrigation can both control and exacerbate soil salinity, impacting water infiltration, microbial diversity, and macrofauna. High organic matter buffers salinity effects, enhancing soil health and productivity. The conclusions emphasize the need for tailored irrigation strategies to mitigate salinity and promote sustainable agriculture in these regions.

Introduction

Sustainable water management in arid and semi-arid regions is critically challenged by soil salinization, which reduces agricultural productivity and threatens environmental sustainability. According to FAO (2021), over 833 million hectares of soil globally are salt-affected, mainly in Africa, Asia, and Latin America, impacting one-fifth of cultivated lands and one-third of irrigated areas. In Kenya, 14.4% of land is salinized, affecting its agriculture (Mashali, 2000). Secondary salinization, caused by irrigation with saline water, inadequate drainage, and climate changes, affects about 80 million hectares in these zones (Ghassemi et al., 1995; Hassani et al., 2021; Dubois et al., 2011; Geeson et al., 2003; Mateo-Sagasta and Burke, 2011; Tóth and Li, 2013; Van-Camp et al., 2004), reducing global productivity by 7-8% (Eswar et al., 2021).

Soil biota, including bacteria, fungi, mesofauna, and macrofauna, are essential for organic matter decomposition, soil structure, and plant growth (Hooper et al., 2000; Wardle, 2004; Bardgett et al., 2005; Van Der Putten et al., 2009). Microbial communities in agricultural ecosystems maintain soil health, enhance plant growth, facilitate nutrient cycling, and suppress diseases. These microorganisms promote plant growth and provide ecosystem services like carbon sequestration and soil water retention. However, factors such as tillage, deforestation, increased agricultural intensity, and land degradation can negatively impact soil microbial diversity.

Soil macrofauna, such as earthworms, termites, and ants, influence the relationship between field saturated hydraulic conductivity (Kfs) and soil salinity by creating macropores that enhance water infiltration. This study aims to compare how irrigation practices affect soil salinity and ecosystem responses in arid and semi-arid landscapes using advanced soil spectroscopy. It quantifies changes in soil salinity due to furrow irrigation and examines impacts on water infiltration, microbial diversity, and macrofauna populations. The research aims to optimize furrow irrigation to mitigate salinity and promote sustainable agriculture in these environments.

Material and Methods

This study focuses on two irrigation areas in Kenya, both located in regions characterized by arid and semi-arid climatic conditions, where effective irrigation water management is crucial for agricultural sustainability (Figure 1).

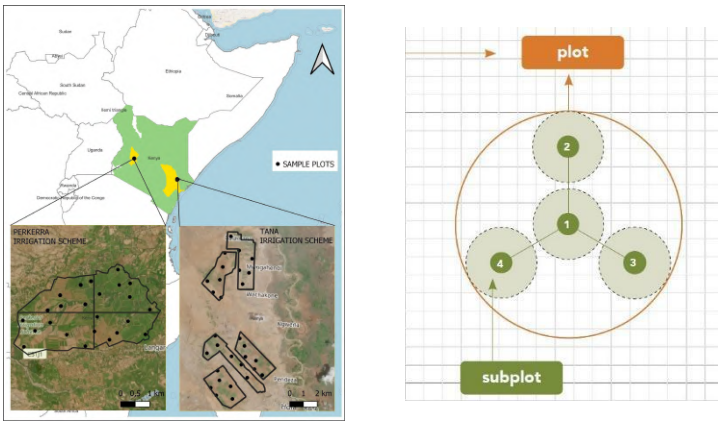


Figure 1 Map of the study areas: clusters and location of samples plot and subplot.

This study employed a modified version of the Land Degradation Surveillance Framework (LDSF), originally developed by scientists at the World Agroforestry Centre (ICRAF) (Vågen et al. 2010). The LDSF provides a systematic approach for measuring a variety of land and soil characteristics, vegetation composition, and the status of land degradation over time.

The field study involved collecting soil samples and conducting two sets of infiltration tests: one before irrigation (BI) and one after irrigation (AI). Soil samples were analyzed at the Soil-Plant Spectral Diagnostics Laboratory within the World Agroforestry Centre (ICRAF). Soil MIR spectroscopy is a well-established, non-destructive, rapid, and cost-effective method for predicting key soil properties such as SOC, pH and texture, enabling landscape-level assessments of soil health (Tobella et al., 2024; Vågen et al., 2016; Winowiecki et al., 2016). Soil samples were diluted and plated on selective media for bacteria and fungi isolation, then incubated for 7 days at 35.5°C and 25°C respectively to count microbial colonies and determine diversity and abundance.

Results and Discussion

The study compared soil salinity and ecosystem responses in the Perkerra and Tana irrigation schemes. Perkerra exhibited more uniform soil salinity and higher organic matter content, which improved water retention but reduced hydraulic conductivity. Conversely, Tana had higher salinity levels, especially in the topsoil, which decreased microbial diversity and increased hydraulic conductivity (Figure 1). Significant differences in microbial communities were observed in Tana due to irrigation practices and salinity, while Perkerra showed no significant differences, indicating better microbial adaptation to local conditions. Higher organic matter in Perkerra supported richer macrofaunal biomass despite salinity variations, whereas Tana's higher salinity and lower organic matter content had a more direct impact on macrofauna distribution.

Soil hydraulic conductivity was analyzed using a nonlinear least squares optimization method and the Green-Ampt equation, revealing differences in water infiltration capacities due to salinity and organic matter variations (Figure 2). Statistical analyses

confirmed these observations, highlighting the need for localized irrigation management strategies (Table 1). Enhancing organic matter content and preserving microbial diversity are crucial for sustainable agriculture in arid and semi-arid regions. The study underscores the importance of adaptive, evidence-based irrigation practices to mitigate salinity and enhance ecosystem resilience.

Conclusions

This study compares soil salinity and ecosystem responses to irrigation in arid and semi-arid regions, focusing on Kenya's Perkerra and Tana irrigation schemes. It finds that Perkerra's higher organic matter mitigates salinity impacts, supporting diverse macrofauna, while Tana's higher salinity and lower organic content adversely affect microbial and macrofaunal communities. Effective irrigation management, tailored to local conditions and enhancing soil biota, is crucial for sustainable agriculture in these regions. Strategies such as rotating plant species and using beneficial soil microorganisms can reduce salinity and improve crop resilience, ensuring long-term agricultural sustainability.

References

Dubois, G., Cornford, D., Hristopulos, D., Pebesma, E., and Pilz, J.: *Introduction to this special issue on geoinformatics for environmental surveillance*, Computers & Geosciences, 37, 277–279, 2011.

Eswar, D., Karuppusamy, R., and Chellamuthu, S.: *Drivers of soil salinity and their correlation with climate change*, Current Opinion in Environmental Sustainability, 50, 310–318, 2021.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO): *Global Soil Partnership: Soil salinity*, https://www.fao.org/ global-soil-partnership/domaines-de-travail/soil-salinity/fr/, accessed: 2024-04-23, 2021.

Geeson, N. A., Brandt, C. J., and Thornes, J. B.: *Mediterranean desertification: a mosaic of processes and responses*, John Wiley & Sons, 2003.

Ghassemi, F., Jakeman, A. J., and Nix, H. A.: *Salinisation of land and water resources: human causes, extent, management and case studies*., 1995.

Hassani, A., Azapagic, A., and Shokri, N.: *Global predictions of primary soil salinization under changing climate in the 21st century*, Nature communications, 12, 6663, 2021.

Mashali, A.: *FAO networks on soil management of problem and degraded soils with focus on global network on integrated soil management for sustainable use of salt affected soils*, 2000.

Mateo-Sagasta, J. and Burke, J.: *Agriculture and water quality interactions: a global overview*. SOLAW Background Thematic Report-TR08, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2011.

Tobella, A. B., Winowiecki, L. A., Sheil, D., and Vågen, T. G.: *Determinants of soil field-saturated hydraulic conductivity across sub-Saharan Africa: texture and beyond*, Tech. rep., Copernicus Meetings, 2024.

Tóth, G. and Li, X.*: Threats to the Soil Resource Base*, 2013.

Vågen, T.-G., Winowiecki, L. A., Tondoh, J. E., Desta, L. T., and Gumbricht, T.: *Mapping of soil properties and land degradation risk in Africa using MODIS reflectance*, Geoderma, 263, 216–225, 2016.

Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A. R., Jones, R. J., Montanarella, L., Olazabal, C., and Selvaradjou, S.-K.: *Reports of the technical working groups, Established under the thematic strategy for soil protection*, p. 162, 2004.

Winowiecki, L., Vågen, T.-G., Massawe, B., Jelinski, N. A., Lyamchai, C., Sayula, G., and Msoka, E.: *Landscape-scale variability of soil health indicators: effects of cultivation on soil organic carbon in the Usambara Mountains of Tanzania*, Nutrient Cycling in Agroecosys- tems, 105, 263–274, 2016.

Figures and Tables

Table 1. ANOVA for bacteria-fungi counts for Perkerra and Tana

Location	Organism	F-value	P-value
Perkerra	Bacterias	1.99	0.14
Perkerra	Hongos	1.74	0.18
Tana	Bacterias	15.46	0.0000018 (1.80e-06)
Tana	Hongos	11.16	0.0000484 (4.84e-05)

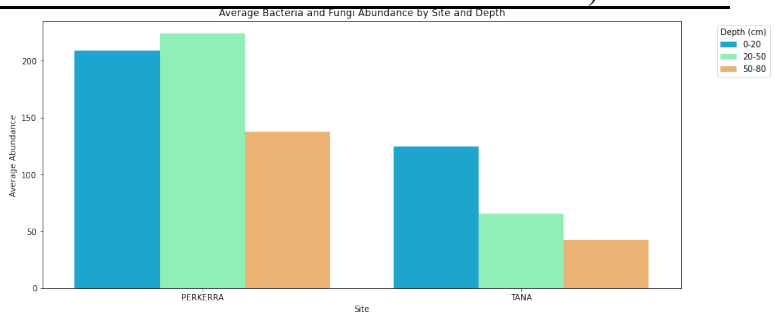


Figure 1 Bacteria and Fungi average abundance in Perkerra and Tana Irrigation Scheme by depth.

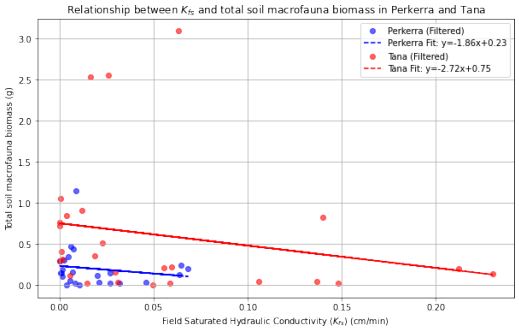


Figure 2 Correlation between K_{fs} and total soil macrofauna biomass in Perkerra and Tana Irrigation Schemes.

Scientific abstract **Nro. 113**

Aplicación de la nueva normativa de regeneración de aguas, la oportunidad para regar el desierto de Almería, caso de estudio

Sergio Galván Lucas[1*], Zoe Barreno Almazán[2] y José Luis Marín Delgado[3]

[1]Técnico documental, Departamento de ingeniería de Aqualia, España.

[2]Técnica de proyecto, Departamento de ingeniería de Aqualia, España.

[3]Técnico de proyecto, Departamento de ingeniería de Aqualia, España.

*Correo del autor: *sergio.galvan@fcc.es*

Palabras clave: agua regenerada; acondicionamiento; MBR.

Abstract: El artículo presenta un caso de estudio sobre la adecuación y mejora de la depuradora de El Ejido para obtener agua regenerada destinada a riego agrícola. La planta se encontraba sobrepasada hidráulicamente, por lo que se instaló un sistema de tratamiento con membranas MBR en parte del reactor biológico para aumentar la cantidad y calidad de agua tratada. El nuevo sistema permite cumplir con la normativa europea y obtener un agua de calidad óptima para riego, aprovechando la infraestructura existente.

Introducción

La escasez de agua, intensificada por el cambio climático, ha convertido la búsqueda de soluciones sostenibles en un desafío crucial. En este contexto, la reutilización de las aguas se erige como herramientas fundamentales para combatir la sequía y garantizar la seguridad hídrica

Así, con el objetivo de promover el uso seguro del agua regenerada, en 2023 entró en aplicación el Reglamento 2020/741 relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua y que establece los criterios de calidad y control del agua y disposiciones sobre la gestión del riesgo para la utilización segura de las aguas regeneradas para el riego agrícola (Tabla 1).

Esta nueva normativa ha supuesto una oportunidad para comarcas como el Poniente Almeriense, una zona que se caracteriza por la escasez de agua, debido a su clima árido y a la sobreexplotación de los acuíferos De esta forma, y bajo el paraguas Real Decreto-ley 4/2023 el uso de aguas regeneradas se ha convertido en una alternativa fundamental para garantizar el suministro de agua para el regadío, uno de los principales motores económicos de la comarca.

Material y métodos

El presente artículo presenta un caso de estudio sobre el proyecto de acondicionamiento de la E.D.A.R. El Ejido para obtener un efluente de agua regenerada destinada al riego de los cultivos de la zona cumpliendo con el DOUE 2020/741.

Resultados y discusión

La E.D.A.R. de El Ejido se construyó en 1999 para dar tratamiento a un caudal de 12.459 m3/d mediante un proceso de fangos activos de media carga con digestión anaerobia de los fangos (Tablas 2 y 3).

Inicialmente se dotó instalaciones de tratamiento terciario pero nunca llegaron a funcionar con continuidad. El caudal de la planta se veía incrementado frecuentemente llegando en torno a 16.500 m3/día, por lo que la planta se encontraba sobrepasada hidráulicamente. Este problema se hacía más evidente en la decantación secundaria, donde existían problemas para que el fango decante de manera correcta

Descripción de la solución

El nuevo caudal de tratamiento biológico de la planta con la actuación queda estipulado en 18.000 m3/d, repartiéndose este caudal entre las dos líneas de tratamiento de la siguiente forma (Figuras 1 y 2):

- Línea MBR + tratamiento UV: el tratamiento biológico, con un caudal medio de tratamiento 9.500 m^3/d y diseñado para garantizar valores de salida en DBO_5 inferiores a 5 mg/l, se equipa con membranas planas con un tamaño medio de partícula en el permeado inferior a 0,03 micras. El sistema implantado es un sistema sumergido integrado, en el que las membranas sumergidas se ubican en una línea del propio reactor biológico, reduciendo las obra civil y agilizándose los tiempos de ejecución. Esta configuración facilita, además, las posteriores tareas de mantenimiento y reparación

El tratamiento MBR provocará un proceso de depuración biológica en la que la etapa de separación sólido-líquido se realiza por medio de membranas (filtración) en vez de por sedimentación, no siendo necesario por tanto el uso de los decantadores secundarios para esta línea. El uso de membranas obliga a disponer de tamizado previo del agua a tratar. La alimentación a estos tamices se efectuará desde la arqueta de entrada al tratamiento biológico donde se ubicarán tres bombas sumergibles con variador de frecuencia que alimentarán a los dos tamices, retornando posteriormente el agua tamizada a cada una de sus líneas de tratamiento biológico correspondiente.

- Tratamiento convencional + línea microfiltración + tratamiento Uv: para 8.500 m^3/día, se basa en la necesidad de cumplir la norma europea en todo el tren de proceso.

Con este tipo de tratamiento se consigue la mejora en el funcionamiento de la línea convencional de la E.D.A.R, debido a que los decantadores secundarios podrán funcionar a su caudal óptimo para el que fueron diseñados inicialmente.

Conclusiones

El aprovechamiento de las infraestructuras actuales se presenta como una estrategia viable para ampliar y mejorar las depuradoras existentes con el fin obtener agua regenerada de calidad para su reutilización (Tabla 4).

Acondicionar las plantas para que cumplan con la normativa actual, llevará a desafíos de dimensionamiento o de espacio disponible en la planta. En ese contexto, el sistema MBR se presenta como una solución que permite prescindir de la decantación secundaria y cumplir con los límites más estrictos de materia orgánica y SS (Tabla 4).

Referencias

REGLAMENTO (UE) 2020/741 DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 25 de mayo de 2020 relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua
REAL DECRETO-LEY 4/2023, de 11 de mayo, por el que se adoptan medidas urgentes en materia agraria y de aguas en respuesta a la sequía y al agravamiento de las condiciones del sector primario (…).

Figuras y Tablas

Tabla 1. Requisitos de calidad de las aguas regeneradas para el riego agrícola de categoría A

Objetivo indicative de tecnología	REQUISITOS DE CALIDAD				
	E. Coli	BOD_5 (mg/l)	TSS (mg/l)	Turbidez (NTU)	Otros
Tratamiento secundario, filtración y desinfección	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 5	Legionella spp.: <1000 UFC/l cuando exista un riesgo de aerosolización Nematodos intestinales (huevos de helmintos): ≤ 1 huevo/l para el riego de pastos o forraje

Tabla 2. Contaminación entrada tratamiento biológico

Concentración DBO_5	262,50 g/m^3	262,50 g/m^3
Concentración SS	168,75 g/m^3	168,75 g/m^3

Tabla 3. Línea inicial de tratamiento

Línea de agua	Línea de fangos
Obra de llegada y by-pass. Pozo de gruesos y bombeo de agua bruta. Desbaste de sólidos. Desarenado –desengrasado. Medida de caudal y by-pass. Decantación primaria. Reactores biológicos. Decantación secundaria. Filtración de arena en continuo. Microfiltración. Ósmosis inversa.	Bombeo de fangos de recirculación y fangos en exceso. Espesador de gravedad para fangos primarios. Espesador de flotación para fangos secundarios. Arqueta de homogenización de fangos y bombeo a digestión de fangos Digestión anaerobia. Línea de gas. Calefacción de fangos. Deshidratación de fangos.

Tabla 4. Calidad de agua a la salida del reactor UV

SS	<10 mg/l	Colifagos totals	<10 UFC/100 ml.
DBO	<10 mg/l	Clostidrium perfringens	<10 UFC/100 ml
E. Coli	<10 UFC/100 ml.	Legionella spp	<1000 UFC/100 ml

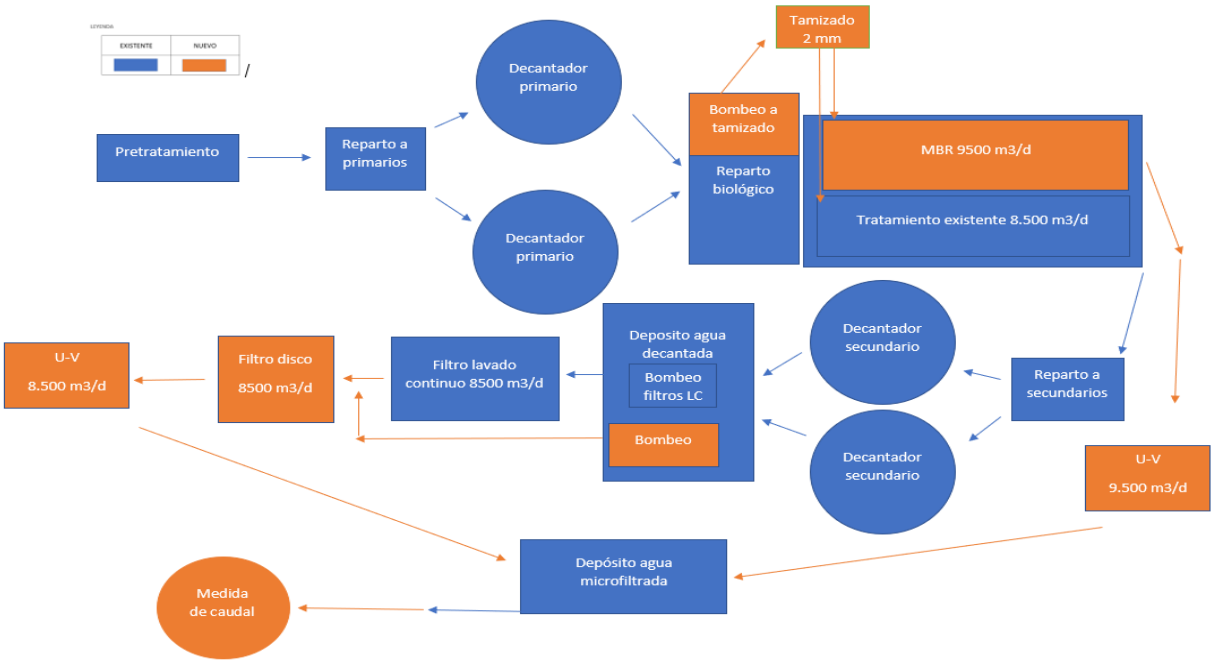


Figura 1 Diagrama de implantación del proceso.

Figura 2 Plano de implantación.

Scientific abstract **Nro. 114**

Towards anaerobic co-digestion of bioplastics.

Lera M.[1*], Santonja M[2], A. Jiménez-Benítez[2], Serralta J.[2] and Martí N.[1]

[1] Universitat de València, Departament d'Enginyeria Química, CALAGUA – Unidad Mixta UV-UPV. Valencia

[2] Universitat Politècnica de Valencia, Institut Universitari d'Investigació d'Enginyeria de l'Aigua i Medi Ambient – IIAMA, CALAGUA – Unidad Mixta UV-UPV. Valencia

*Corresponding author: maria.lera@uv.es

Keywords: biodegradability, PLA; pretreatments.

Abstract: Recent advancements in biobased plastic materials, notably polylactic acid (PLA), have sparked interest as sustainable alternatives to conventional plastics. However, PLA's resilience under anaerobic conditions poses challenges to its industrial valorisation by anaerobic co-digestion. This study evaluates the efficacy of different pretreatments to enhance PLA's anaerobic biodegradability. Batch tests reveal significant improvements in PLA degradation, particularly with thermochemical pretreatment. These findings offer promise for the co-digestion of PLA with waste sludge, potentially advancing sustainable waste management practices.

Introduction

Bio-based plastics are increasingly popular in the market. Global bioplastic production reached 2.22 million tonnes in 2022 and is forecast to increase to around 6.30 million tonnes by 2027 *(1)*. Bioplastics are marketed as the new sustainable alternative to conventional plastics derived from non-renewable sources. However, doubts remain about the final management of these materials, raising questions about their true circularity.

On the other hand, anaerobic co-digestion (Aco-D) may be a promising and effective waste management strategy. Anaerobic digesters in wastewater treatment plants (WWTPs) are often oversized and the valorization of the organic waste with the waste sludge produced in the WWTP is a common practice for energy recovery. This process yields biogas or biomethane and nutrient-rich digestate, which can be used as fertiliser for crops.

However, of all bioplastics available on the market, polylactic acid (*PLA*) is the most used, accounting for 20.7% of global bioplastics production and is expected to increase to 37.9%. This bioplastic is characterised by its low biodegradability under anaerobic conditions poses a challenge for its valorisation by Aco-D *(2)*. Under the usual anaerobic digestion conditions of a WWTP (35ºC temperature, 20 days retention time), PLA did not reach more than 10% degradation *(3)*. Although, the application of certain pre-treatments before anaerobic digestion increases the biodegradability of PLA and therefore, the methane production *(3–5)*.

In the literature, certain investigations have involved the application of alkaline, physis and thermal pretreatments, as well as combinations of both, to increase the biodegradability of PLA. The alkaline pretreatment combined with temperature has shown the highest biodegradability rates, achieving a degradation rate of 79% within 40 days *(6)*.

This study evaluates the feasibility of enhancing the anaerobic biodegradability of PLA by pre-treatment application. The selected pre-treatments are physical, chemical and enzymatic, all of them combined with temperature (*Table 1*). The aim is to

determine the optimal pretreatment (type and operating conditions) that promotes the degradation of PLA. Pretreatments will be applied at the laboratory scale and batch tests will be conducted to assess anaerobic biodegradability for pre-treated and untreated PLA.

Material and Methods

To determine the anaerobic biodegradability of pre-treated and untreated PLA, biochemical methane potential (BMP) tests were conducted using the Bioprocess Control equipment, specifically the Automated Methane Potential Test System II. For these batch tests, sludge from an anaerobic digester of a wastewater treatment plant (WWTP) was utilized as inoculum. The corresponding methane production under standard conditions, assuming a methane content of 65%, was calculated based on the carbon-oxygen demand (COD), which was measured experimentally according to APHA Standard Methods. As per the manufacturer's instructions, the tests were performed with an inoculum-to-substrate ratio of 2:1. The theoretical COD of the PLA was calculated using the stoichiometric formula ($C_3H_4O_2$). The BMP tests were conducted using two PLA formats: pellets and film (Figure 1). The latter represents how bioplastic waste would reach an industrial WWTP, as it constitutes a significant part of this fraction. For this study, the pellets were micronized to a particle size between 400-250 µm, while the film was fragmented to achieve a thickness of ≤ 1mm.

Results and Discussion

The preliminary results (Figure 2) indicate that the pre-treatment that significantly increases the biodegradability of PLA is the thermo-alkaline pre-treatment compared to the others. Untreated PLA shows biodegradability rates below 10% (in both formats). However, after the application of thermochemical pre-treatment, PLA shows biodegradability rates close to 90%. PLA is a hydrophobic material, whose hydrophobicity can be modified. Under alkaline conditions, PLA hydrolyzes into lactic acid monomers, which can then be metabolized by microorganisms *(7)*.

References

1. European Bioplastics Association. Recovered: https://www.european-bioplastics.org/.
2. Cazaudehore, G.; Guyoneaud, R.; Lallement, A.; Gassie, C.; Monlau, F. Biochemical methane potential and active microbial communities during anaerobic digestion of biodegradable plastics at different inoculum-substrate ratios. *Journal of Environmental Management* 2022, 324. doi: 10.1016/J.JENVMAN.2022.116369.
3. Cazaudehore, G.; Guyoneaud, R.; Vasmara, C.; Greuet, P.; Gastaldi, E.; Marchetti, R. Impact of mechanical and thermo-chemical pretreatments to enhance anaerobic digestion of poly (lactic acid*). Chemosphere* 2022, 297, 133986. doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.133986.
4. García-Depraect, O.; Lebrero, R.; Martínez-Mendoza, L. J.; Rodriguez-Vega, S.; Aragão Börner, R.; Börner, T. Enhancement of biogas production rate from bioplastics by alkaline pretreatment. *Waste Management* 2023, 164, 154–161. doi: 10.1016/j.wasman.2023.04.009.
5. Cucina, M.; De Nisi, P.; Adani, F. Thermo-alkaline pre-treatment operated by digestate improved biomethane production of bioplastic. *Bioresource Technology Reports* 2023, 21, 101374. doi: 10.1016/j.biteb.2023.101374.
6. Benn, N.; Zitomer, D. Pretreatment and anaerobic co-digestion of selected PHB and PLA bioplastics. *Frontiers in Environmental Science* 2018, 5. doi:10.3389/fenvs.2017.00093.
7. Yang, S. B.; Lee, D.; Kim, H.; Park, J. H.; Kwon, D. J.; Nam, S. Y. Alkaline treated poly (lactic acid) nanofibrous web for fog collector. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 2023, 674, 131934. doi: 10.1016/j.colsurfa.2023.131934.

Figures and Tables

Table 1 Parameters of the pretreatments.

Physics		
	Temperature	*Duration*
UV radiation Short Wavelength	50ºC	14 days
Chemical		
	Temperature	*Duration*
NaOH 10M	50ºC	24 hours
NaOH 1M	90ºC	48 hours
Enzymatic		
	Temperature	*Duration*
Proteinase K 2 mg/ml	50ºC	7 days

Figure 1 PLA film (up) and pellet (down) provided by AIMPLAS, Technological Institute of Plastics.

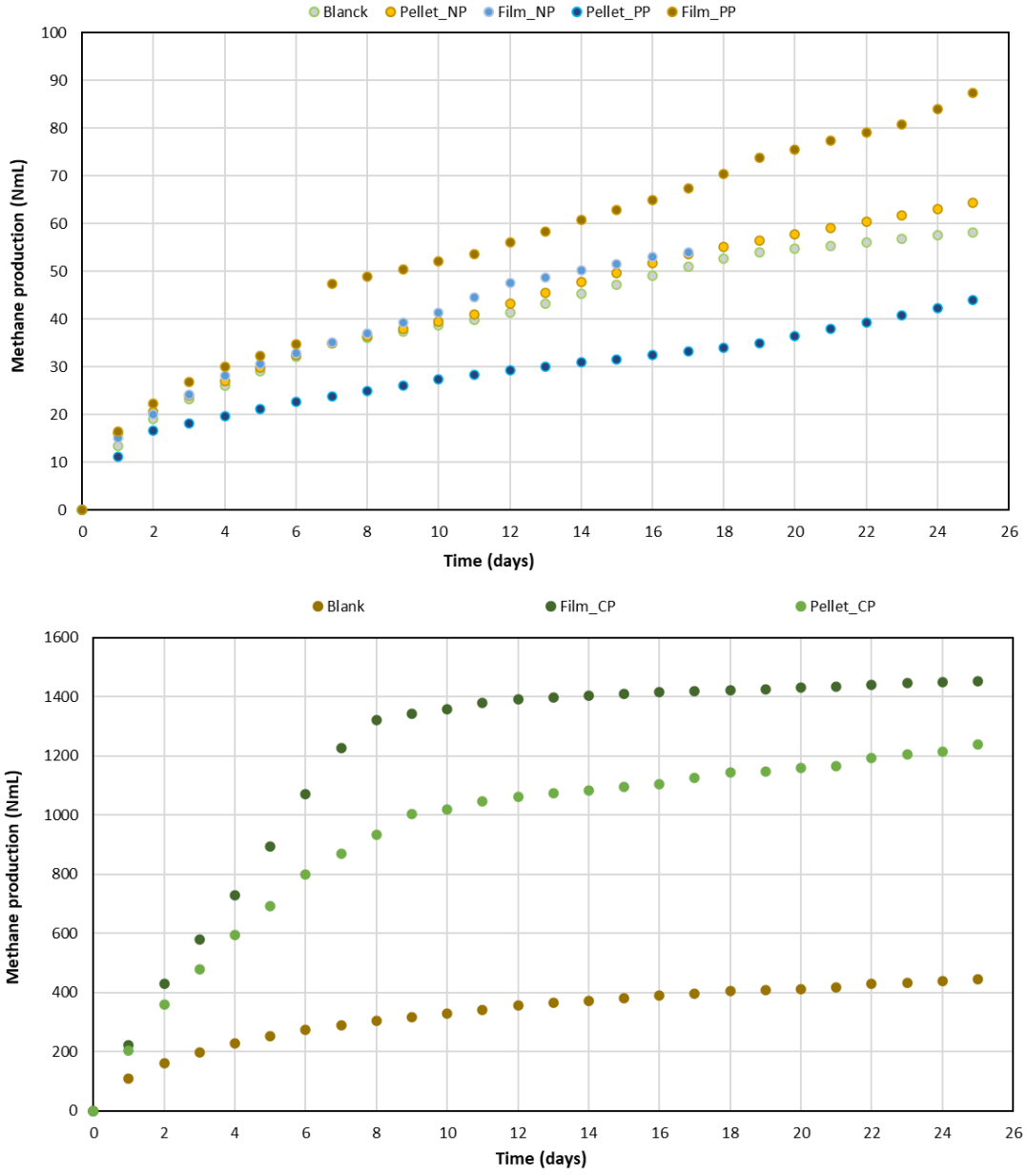


Figure 2 Preliminary results of the BMP assays. *Blank*: inoculum, *NP*: non-pretreated, *PP*: physical pretreatment and *CP*: chemical pretreatment

Case of study **Nro. 116**

Cobot, el robot que revoluciona el laboratorio

Patxi Hernani[1], Brita Almagia[2], Santos Paunero[3], Uxue Fernández[4]*

1 Subdirección de Laboratorio, EDAR de Galindo, Bilbao, Bizkaia

2 Subdirección de Laboratorio, EDAR de Galindo, Bilbao, Bizkaia

3 Subdirección de Sostenibilidad, Tecnología e Innovación, Edificio Albia, Bilbao, Bizkaia

4 Subdirección de Sostenibilidad, Tecnología e Innovación, Edificio Albia, Bilbao, Bizkaia

*Autor para correspondencia: *ufernandez@consorciodeaguas.eus*

Palabras clave: Cobot, laboratorio, agitación.

Resumen: Utilización de un cobot en el laboratorio para la tarea de agitación en el proceso de homogeneización de líquidos para su posterior filtrado con el fin de mejorar las condiciones laborales.

Introducción

En 2021, la Unidad de Innovación del Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, en adelante CABB, presentó los cobots (robots colaborativos que pueden trabajar junto a las personas) a diferentes áreas de la organización: explotación, gestión de activos y laboratorio. El objetivo era darlos a conocer y buscar aplicaciones útiles, principalmente para prevención de riesgos y mejorar condiciones de trabajo.

En enero de 2023, el Laboratorio de Saneamiento, ubicado en la EDAR de Galindo (Sestao, Bizkaia), realizó una petición para poder estudiar la posibilidad de aplicar los cobots a una tarea repetitiva que genera afecciones en el trabajo de las personas: la agitación manual de botellas de hasta 2kg de peso de agua residual para su homogeneización, previo al filtrado de sólidos. Cuando el personal del laboratorio agita de manera manual un bote de líquido, esos movimientos repetitivos afectan al hombro, al codo y a las muñecas o incluso al cuello pudiendo crear posibles molestias y lesiones musculoesqueléticas. Sin embargo, si el cobot es el que realiza esos mismos movimientos constantes a una velocidad adecuada para asegurar unos resultados óptimos y eficaces de la homogeneización de los líquidos, podría sustituir y ayudar al usuario en esa tarea específica (ver Figura 1).

El laboratorio quiere aplicar los cobots a esta tarea repetitiva para mejorar las condiciones laborales del personal del laboratorio y así poder reducir las bajas causadas por lesiones musculoesqueléticas derivadas de la labor frecuente de agitar manualmente botes hasta 20 veces al día. Para ello, la tarea establecida que debe realizar el cobot se basa en la agitación automática de botes cerrados con tapa de rosca, que contienen en su interior muestras de agua residual para después poder ejecutar la filtración de dicha muestra mediante una filtración al vacío. El cobot realizará únicamente la fase de agitación y ayudará al usuario a realizar la posterior fase de vertido en la probeta.

Material y métodos

Para que el cobot pudiese realizar su correcto funcionamiento y alcanzar los resultados deseados y cumplir con las expectativas, se establecieron las siguientes fases:

- Fase 1: diseño de ingeniería de la solución. Incluye identificar el reto, analizar los problemas actuales, diseñar posibles soluciones, y definir la solución adecuada.

- Fase 2: fabricación de prototipos y pruebas piloto. Incluye la fabricación de los componentes necesarios para realizar una prueba piloto.
- Fase 3: implementación de la solución definitiva.

Para lograr el objetivo deseado se planteó hacer una prueba piloto. Sin embargo, se han tenido que realizar las pruebas piloto que se podrían dividir en 3 iteraciones:

- Iteración 1

El piloto se ha realizado con gran éxito y aceptación por parte del personal técnico, pero hay un tipo de muestras, con más concentración de sólidos, en las que el cobot no reproduce los resultados de los ensayos realizados de forma manual. Estas muestras representan el 10% del total de las muestras analizadas. Existe una posible solución que consiste en modificar las tapas de las botellas y la reprogramación del cobot. Esta solución se trataba de programar y probar en un entorno controlado durante una semana y testar por un periodo de 3 semanas en el laboratorio del CABB.

- Iteración 2

El piloto se realizó con éxito y se obtuvieron los resultados que se esperaban según las pruebas que se hicieron en junio del 2023 (ver figura 2): la comparación entre la agitación manual y la agitación que ejerce el cobot de forma automática, fueron las óptimas y deseadas. Sin embargo, tras la instalación del cobot en el laboratorio, la integración e interacción con el personal no fue la esperada ya que la garra había que ajustarla de forma manual. Además, la altura del brazo del cobot se quedaba a una distancia no ergonómica para el usuario: había que aplicar cierta fuerza para ejercer el movimiento del vertido en la probeta.

- Iteración 3

Tras modificar los aspectos a mejorar que se detectaron en el paso anterior, el cobot se modificó, se reconfiguró y se volvió a instalar en el laboratorio de la EDAR de Galindo en junio del 2024. El objetivo de esta fase es la de conseguir la completa integración del cobot con la labor del personal del laboratorio. Es por eso que, se hizo una formación sobre la utilización y características del cobot al personal para que lo usen en su día a día, enfatizando en que el cobot es una herramienta de ayuda en el proceso de agitación. Después de 1 semana, el personal del laboratorio nos comentó que, llevan utilizando el cobot de manera rutinaria y que han notado una mejora en la optimización del tiempo y en la fatiga muscular.

En cuanto a la utilización del cobot el personal autorizado se encargará de colocar los botes en los puntos indicados (inicio y fin) para que el cobot pueda detectarlos y seguir con el funcionamiento. También deberá accionar los botones para que el proceso siga su flujo, desenroscar y verter el contenido del líquido a una probeta y de volver a colocar la tapa al bote para evitar posibles incidentes.

Resultados y discusión

Tras haber adaptado el ajuste de la garra y la configuración del cobot (por ejemplo, la velocidad de agitación, entre otros), se consiguió lograr los parámetros para poder pasar al proceso de filtración y poder obtener resultados más eficaces. En la actualidad, se

están realizando las últimas pruebas con el cobot para terminar de ajustar y adaptar el cobot a la tarea de agitación de líquidos que el personal del laboratorio hace de manera frecuente unas 20 veces al día.

Conclusiones

Al emplear un cobot para homogeneizar y poder filtrar sólidos antes de su procesamiento, se busca mejorar las condiciones laborales del personal del laboratorio en la EDAR de Galindo y reducir las lesiones musculoesqueléticas causadas por la agitación manual.

Referencias

No aplica.

Figuras y Tablas

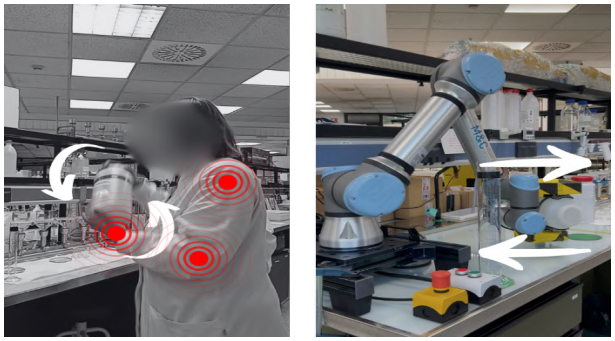


Figura 1 A la izquierda, se muestra al personal del laboratorio y, a la derecha, se muestra la última versión hasta el momento del cobot adaptado y ajustado.

jun-23		
Nº pruebas	Manual (mg SST/L)	Cobot (mgSST/L)
Prueba 1	785	415
Prueba 2	340	298
Prueba 3	476	427
Prueba 4	481	430

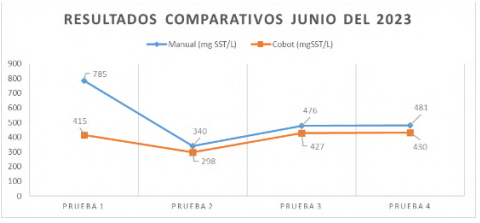


Figura 2 Resultados óptimos en la comparación de resultados (junio del 2023) en 3 de 4 pruebas realizadas en la agitación manual con la agitación automática.