



**UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA**

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química**

***“Impacto odorífero de EDARs con tecnologías extensivas e intensivas en pequeñas y medianas poblaciones”***

---

***“Odor impact of WWTPs with extensive and intensive technologies in small and medium-sized populations”***

Instituto Químico para la Energía y el Medioambiente  
Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química  
Programa de Doctorado en Biociencias y Ciencias Agroalimentarias

**Directores:**

Dra. María de los Ángeles Martín Santos  
Dr. José Ángel Siles López

Memoria de Tesis Doctoral presentada por:

**ALBERTO RUIZ MUÑOZ**

Para aspirar al grado de *Doctor por la Universidad de Córdoba*

En Córdoba, noviembre de 2023

TITULO: *Impacto odorífero de EDARs con tecnologías extensivas e intensivas en pequeñas y medianas poblaciones*

AUTOR: *Alberto Ruiz Muñoz*

---

© Edita: UCOPress. 2024  
Campus de Rabanales  
Ctra. Nacional IV, Km. 396 A  
14071 Córdoba

<https://www.uco.es/ucopress/index.php/es/>  
[ucopress@uco.es](mailto:ucopress@uco.es)

---





## **TÍTULO DE LA TESIS: Impacto odorífero de EDARs con tecnologías extensivas e intensivas en pequeñas y medianas poblaciones**

**DOCTORANDO: Alberto Ruiz Muñoz**

### **INFORME RAZONADO DE LOS DIRECTORES DE LA TESIS**

El doctorando Alberto Ruiz Muñoz viene participando desde el curso 2019/2020, en calidad de becario FPI en las tareas propias del grupo de investigación. Durante este periodo ha intentado desarrollar sus cualidades personales y laborales tanto de forma individual como con el equipo de trabajo con el que diariamente ha compartido éxitos y sin sabores de la investigación. Ha colaborado en la impartición de prácticas de laboratorio a alumnos de Grado (Ciencias Ambientales y Ciencia y Tecnología de los Alimentos), así como divulgación de la ciencia entre los alumnos de Bachillerato.

Ha abordado las etapas de: recopilación de información bibliográfica, toma de datos de laboratorio, discusión de los resultados y redacción de los informes correspondientes.

Los dos artículos incluidos en su Tesis Doctoral tienen un eje común, la evaluación del impacto a la atmósfera de emisiones procedentes del tratamiento de aguas residuales municipales. Se ha concretado la investigación en la evaluación del impacto odorífero en plantas de tratamiento con tecnologías intensivas, gestionadas la Empresa Provincial de Aguas de Córdoba (EMPROACSA) y en tecnologías extensivas en las instalaciones de la Fundación Pública Andaluza del Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA). Como novedad se ha abordado la definición de un indicador de emisión de olor que permite establecer la comparación entre ambos sistemas de tratamiento. La dificultad en la elección de tecnologías de tratamiento en municipios de pequeño y mediano tamaño, con cargas orgánicas en las aguas residuales no muy elevadas, ha conducido a que en esta Tesis se aborde la evaluación del impacto odorífero relacionándolo con la eficacia en la eliminación de materia orgánica. Es conocido que el olor no ha sido uno de los factores clave para seleccionar el tratamiento de una instalación, frente a consumo energético, terreno disponible o facilidad en el mantenimiento. La ley de la calidad del aire deja en manos de las comunidades autónomas las restricciones en las emisiones a la atmósfera de instalaciones de tratamiento de aguas residuales, siendo el terreno rural de pequeños municipios un campo en el que las emisiones odoríferas no se han contemplado, precisamente por la tipología del terreno.

La calidad del artículo publicado está contrastada con el indicio de calidad – índice de impacto, posición de la revista dentro de las diferentes categorías – situándose dentro del primer cuartil en las revistas del JCR del área de conocimiento. El segundo artículo se encuentra en proceso de publicación, también en una revista indexada, como se detalla a continuación:

- A. Ruiz-Muñoz, J.A. Siles, P. Márquez, M. Toledo, M.C. Gutiérrez, M.A. Martín. **Odor emission assessment of different WWTPs with Extended Aeration Activated Sludge and Rotating Biological Contactor technologies in the province of Cordoba (Spain).** *Journal of Environmental Management* (Índice de impacto 2022: **8,700**; 31/274, Environmental Sciences). (doi: 10.1016/j.jenvman.2022.116741).
- A. Ruiz, M.A. Martín, M.C. Gutiérrez, P. Márquez, M. Toledo, J.J. Salas, J.A. Siles. **Olfactometric evaluation of extensive technologies in complex CENTA, Seville (Spain).** *Pendiente de publicación.*

Así mismo, teniendo en cuenta la relación con la empresa, se ha publicado un manuscrito de divulgación en el sector en la revista Prevenidos, que gestiona EMPROACSA:

- A. Ruiz, P. Márquez, J.A. Siles, M. Ranchal, M. Dios, A.F. Chica, M.A. Martín. **Estudio de las emisiones odoríferas en pequeñas y medianas EDARs.** Prevenidos. Aguas de Córdoba. Vol. 5, páginas 18-21, año 2020. ([https://issuu.com/aguasdecordoba/docs/prevenidos\\_5](https://issuu.com/aguasdecordoba/docs/prevenidos_5)).

Dichos trabajos han podido realizarse gracias a la financiación recibida del Ministerio de Ciencia e Innovación del Gobierno de España, a través de los proyectos de Investigación CTM2017-88723-R, PID2020-117438RBI00 y TED2021- 130668BI00.

El desarrollo de los distintos estadios de los que ha estado compuesta la investigación, ha estado acompañado de dos **comunicaciones a congresos** (5 en total), en congresos nacionales relacionados directamente con el trabajo de la Tesis o tratamiento de residuos sólidos y líquidos.

Como directores deseamos que Alberto Ruiz consiga incorporarse en el mercado laboral, desarrollando funciones en el campo de la docencia acorde al Máster Universitario en Profesorado de Enseñanza Secundaria Obligatoria y Bachillerato, Formación Profesional y Enseñanza de Idiomas. Especialidad de Física y Química (Curso 21/22), cursado por el mismo.

En conclusión, dada la trayectoria del doctorando, los directores informamos favorablemente la labor realizada.

Por todo ello, se autoriza la presentación de la tesis doctoral.

Córdoba, 13 de noviembre de 2023.

Firma de los directores

MARTIN SANTOS  
MARIA ANGELES  
- 30797589Z

Firmado digitalmente  
por MARTIN SANTOS  
MARIA ANGELES -  
30797589Z  
Fecha: 2023.11.13  
21:01:11 +01'00'

Fdo.: M<sup>a</sup> Ángeles Martín Santos  
Catedrática Ingeniería Química  
Universidad de Córdoba

SILES LOPEZ  
JOSE ANGEL  
- 30964419W

Firmado digitalmente  
por SILES LOPEZ JOSE  
ANGEL - 30964419W  
Fecha: 2023.11.13  
08:47:16 +01'00'

Fdo.: José Ángel Siles López  
Prof. Titular Ingeniería Química  
Universidad de Córdoba

*Impacto odorífero de EDARs con tecnologías extensivas e intensivas en  
pequeñas y medianas poblaciones*

**LOS DIRECTORES,**

**MARTIN  
SANTOS  
MARIA  
ANGELES -  
30797589Z**

Firmado  
digitalmente por  
MARTIN SANTOS  
MARIA ANGELES -  
30797589Z  
Fecha: 2023.11.13  
18:11:40 +01'00'

Fdo.: Dra. María de los Ángeles  
Martín Santos

Catedrática de Universidad.  
Departamento de Química  
Inorgánica e Ingeniería Química,  
Área de Ingeniería Química, de la  
Universidad de Córdoba.

**SILES  
LOPEZ JOSE  
ANGEL -  
30964419W**

Firmado  
digitalmente por  
SILES LOPEZ JOSE  
ANGEL - 30964419W  
Fecha: 2023.11.13  
08:47:46 +01'00'

Fdo.: Dr. José Ángel Siles López

Profesor Titular de Universidad.  
Departamento de Química  
Inorgánica e Ingeniería Química,  
Área de Ingeniería Química, de la  
Universidad de Córdoba.

Trabajo presentado para aspirar al grado de Doctor por la Universidad de Córdoba

**EL DOCTORANDO,**

**RUIZ MUÑOZ  
ALBERTO -  
31010472D**

Firmado digitalmente por  
RUIZ MUÑOZ ALBERTO -  
31010472D  
Fecha: 2023.11.12 16:43:58  
+01'00'

Fdo.: Alberto Ruiz Muñoz

Graduado en Química por la Universidad de Córdoba





## UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA

### FACULTAD DE CIENCIAS

#### Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química

Los Doctores: María de los Ángeles Martín Santos, Catedrática de Universidad, y José Ángel Siles López, Profesor Titular de Universidad,

#### CERTIFICAN:

Que la Tesis Doctoral: “*Impacto odorífero de EDARs con tecnologías extensivas e intensivas en pequeñas y medianas poblaciones*”, se ha realizado bajo nuestra dirección en los laboratorios de este Departamento, por el Graduado D. Alberto Ruiz Muñoz y reúne los requisitos vigentes, por lo que autorizamos su presentación y posterior defensa pública.

Córdoba, 13 de noviembre de 2023.

**MARTIN  
SANTOS MARIA  
ANGELES -  
30797589Z**

Firmado digitalmente  
por MARTIN SANTOS  
MARIA ANGELES -  
30797589Z  
Fecha: 2023.11.13  
18:12:11 +01'00'

Fdo.: Prof. Dra. M<sup>a</sup> Ángeles Martín Santos

**SILES LOPEZ  
JOSE ANGEL  
- 30964419W**

Firmado  
digitalmente por  
SILES LOPEZ JOSE  
ANGEL - 30964419W  
Fecha: 2023.11.13  
08:48:16 +01'00'

Fdo.: Prof. Dr. José Ángel Siles López







**UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA**

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química**

Dr. Luis Sánchez Granados, Director del Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química, de la Universidad de Córdoba,

CERTIFICA:

Que la Tesis Doctoral: “*Impacto odorífero de EDARs con tecnologías extensivas e intensivas en pequeñas y medianas poblaciones*”, se ha realizado en el Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química de la Universidad de Córdoba por el Graduado D. Alberto Ruiz Muñoz y reúne los requisitos vigentes, por lo que autoriza su presentación y posterior defensa pública.

Córdoba, 13 de noviembre de 2023.

**SANCHEZ  
GRANADOS LUIS  
RAFAEL -  
30524375V**

Firmado digitalmente por SANCHEZ GRANADOS  
LUIS RAFAEL - 30524375V  
DN: C=ES, SERIALNUMBER=IDCES-30524375V,  
G=LUIS RAFAEL, SN=SANCHEZ GRANADOS, CN  
=SANCHEZ GRANADOS LUIS RAFAEL -  
30524375V  
Razón: Soy el autor de este documento  
Ubicación:  
Fecha: 2023.11.13 18:24:55+01'00'  
Foxit PDF Reader Versión: 2023.2.0

Fdo.: Prof. Dr. Luis Sánchez Granados





*El presente trabajo ha sido realizado gracias a la financiación recibida del Ministerio de Economía y Competitividad, a través del proyecto de investigación CTM2017-88723-R, de la Junta de Andalucía-Consejería de Conocimiento, Investigación y Universidad: Convocatoria PAIDI 2020 (AT121 00189 UCO) y del Ministerio de Ciencia e Innovación (PID2020-117438RBI00 y TED2021-130668BI00).*





# ***ÍNDICE/INDEX***





# ÍNDICE

<i>RESUMEN/SUMMARY</i> .....	1
<i>INTRODUCCIÓN</i> .....	15
1. PROBLEMÁTICA SOCIAL: LA GESTIÓN DE LOS RESIDUOS .....	16
2. PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DE LA GENERACIÓN DE RESIDUOS .....	21
3. PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DE LAS EDARS .....	23
4. MARCO LEGISLATIVO .....	25
5. TIPOS DE AGUAS RESIDUALES.....	27
5.1. Aguas residuales urbanas.....	27
5.2. Aguas residuales industriales.....	29
6. EDARS.....	31
6.1. ¿Qué son las EDARS?.....	31
6.2. Línea de aguas .....	33
6.2.1. Pretratamiento.....	34
6.2.1.A. Desbaste.....	35
6.2.1.B. Desarenado.....	35
6.2.1.C. Desengrasado .....	36
6.2.2. Tratamiento primario.....	37
6.2.2.A. Fosa séptica.....	38
6.2.2.B. Tanque Imhoff .....	39
6.2.2.C. Decantación primaria .....	40
6.2.3. Tratamiento secundario o biológico.....	41
6.2.3.1. Tratamientos secundarios intensivos .....	41
6.2.3.1.A. Fangos activos .....	41

6.2.3.1.B. Contactores Biológicos Rotatorios (CBR) .....	42
6.2.3.1.C. Filtros percoladores .....	43
6.2.3.1.D. Reactor de biopelícula de lecho móvil .....	45
6.2.3.2. Tratamientos secundarios extensivos .....	45
6.2.3.2.A. Humedales .....	45
6.2.3.2.B. Lagunaje .....	47
6.2.3.2.C. Filtros de turba .....	49
6.2.3.2.D. Carrusel mixto basado en algas .....	50
6.2.3.2.E. Filtros intermitentes de arena .....	51
6.2.3.2.F. Infiltración-Percolación .....	52
6.2.4. Tratamiento terciario .....	53
6.3. Línea de fangos .....	53
6.4. Línea de olores .....	54
7. FORMAS DE CUANTIFICACIÓN DE COMPUESTOS GASEOSOS .....	56
7.1. Cromatografía de gases .....	56
7.2. Espectrometría de masas .....	56
7.3. Cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas .....	57
7.4. Nariz electrónica .....	57
7.5. Olfatometría dinámica .....	58
7.5.1. Laboratorio olfatométrico .....	59
7.5.2. Olfatometría de campo .....	60
8. TECNOLOGÍAS PARA LA ELIMINACIÓN DE OLORES .....	61
8.1. Tecnologías biológicas para la eliminación de olores .....	61
8.1.1. Biofiltros .....	61
8.1.2. Biofiltros percoladores o biotrickling .....	62
8.2. Lavadores químicos .....	63

8.2.1. Biolavadores (bioscrubbing).....	64
8.3. Sistemas de difusión de aire en fangos activos.....	64
8.4. Contactores biológicos rotatorios (CBR).....	66
8.5. Otras tecnologías para la eliminación de olores.....	67
8.5.1. Carbón activo.....	67
8.5.2. Zeolitas .....	68
9. REFERENCIAS .....	70
<i>OBJETIVOS/OBJECTIVES</i> .....	94
<i>MATERIALES Y MÉTODOS</i> .....	102
1. INTRODUCCIÓN.....	104
2. CARACTERÍSTICAS FUNDAMENTALES DE LAS EDARS OBJETO DE ESTUDIO .	104
2.1. EDARs de la Provincia de Córdoba .....	104
2.1.1. EDARs con tecnologías intensivas basadas en fangos activos de aireación prolongada (AP).....	107
2.1.2. EDARs con tecnologías intensivas basadas en contactores biológicos rotatorios (CBR) .....	109
2.2. Centro Experimental de Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA).....	110
2.2.1. Descripción general de la planta.....	110
2.2.2. Tecnologías y puntos de interés del CENTA.....	112
3. MÉTODOS ANALÍTICOS .....	127
3.1. Metodología aplicada a las muestras líquidas.....	127
3.1.1. pH.....	127
3.1.2 Alcalinidad (Alc) .....	128
3.1.3. Acidez volátil (AV) .....	128
3.1.4. Conductividad (Cond.).....	130
3.1.5. Sólidos totales (ST).....	131
3.1.6. Sólidos minerales (SM) .....	131

3.1.7. Sólidos volátiles (SV) .....	132
3.1.8. Demanda química de oxígeno total y soluble (DQO <sub>T</sub> y DQO <sub>s</sub> ) .....	132
3.1.9. Carbono total (CT), inorgánico (CI) y orgánico total (COT) solubles .....	134
3.1.10. Nitrógeno total soluble (NT <sub>s</sub> ) .....	135
3.1.11. Nitrógeno total Kjeldahl (N-NTK) .....	135
3.1.12. Nitrógeno amoniacal (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) .....	136
3.1.13. Fósforo total soluble .....	138
3.2. Metodología aplicada a muestras sólidas .....	139
3.2.1. Extractos acuosos .....	139
3.2.2. Fracción sólida .....	140
3.2.2. a) Fósforo (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) .....	140
3.2.2. b) Respirimetría .....	140
3.3. Metodología aplicada a las muestras gaseosas .....	144
3.3.1 Campana Lindvall .....	144
3.3.2. Bomba CSD30 .....	145
3.3.3. Bolsas de Nalophan .....	145
3.3.4. Determinación de la concentración de olor .....	145
4. MÉTODOS ESTADÍSTICOS .....	147
4.1. Introducción .....	147
4.2. Análisis de Componentes Principales (ACP) .....	147
4.3. Regresión Multivariante (RM) .....	148
5. REFERENCIAS .....	149
<i>RESULTADOS Y DISCUSIÓN/RESULTS AND DISCUSSION</i> .....	154
<i>BLOQUE I</i> .....	155
<i>EVALUACIÓN DE LAS EMISIONES ODORÍFERAS DE DIFERENTES EDARS CON TECNOLOGÍAS DE FANGOS ACTIVOS DE AERACIÓN PROLONGADA Y CONTACTORES BIOLÓGICOS ROTATORIOS EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA (ESPAÑA)</i> .....	155

I. Resumen del bloque: Evaluación de las emisiones odoríferas de diferentes EDARS con tecnologías de fangos activos de aeración prolongada y contactores biológicos rotatorios en la provincia de Córdoba (España) .....	157
Odor emission assessment of different WWTPs with Extended Aeration Activated Sludge and Rotating Biological Contactor technologies in the province of Cordoba (Spain) .....	161
<i>BLOQUE II</i> .....	219
<i>EVALUACIÓN OLFATOMÉTRICA DE TECNOLOGÍAS EXTENSIVAS EN EL COMPLEJO CENTA, SEVILLA (SPAIN)</i> .....	219
II. Resumen del bloque: Evaluación olfatométrica de tecnologías extensivas en el complejo CENTA, Sevilla (Spain) .....	221
Odoriferous evaluation of extensive technologies in small WWTPs.....	225
<i>BLOQUE III: EVALUACIÓN GLOBAL DE LOS RESULTADOS DE IMPACTO OLFATOMÉTRICO MÁS RELEVANTES EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MEDIANTE TECNOLOGÍAS INTENSIVAS FRENTE A EXTENSIVAS</i> .....	273
Bloque 3: Evaluación global de los resultados de impacto olfatométrico más relevantes en el tratamiento de aguas residuales mediante tecnologías intensivas frente a extensivas.....	275
REFERENCIAS .....	279
<i>CONCLUSIONES/CONCLUSIONS</i> .....	281
<i>NOMENCLATURA/NOMENCLATURE</i> .....	295
<i>PRODUCCIÓN CIENTÍFICA</i> .....	300



# ***RESUMEN/SUMMARY***





La industrialización, el crecimiento de la población en áreas urbanas y la necesidad de mantenimiento de la calidad de los medios acuáticos son los factores primordiales que han contribuido al aumento en la generación de aguas residuales y la necesidad de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs). Los problemas ambientales derivados de la generación de efluentes líquidos sin control amenazan la sostenibilidad medioambiental, pudiendo incluso representar un riesgo para la salud pública. Por lo tanto, resulta fundamental enfocar esfuerzos en la mejora del tratamiento de los procesos de gestión y tratamiento de aguas residuales, así como en la minimización previa del caudal de aguas residuales generadas. No obstante, los pequeños municipios que no han crecido tanto han de contar también con una EDAR que cumpla los límites de vertido, pese a la limitación de capital económico.

En el ámbito de las EDARs, la principal contaminación atmosférica derivada del proceso global de depuración de las aguas residuales es el lodo, por su elevada concentración en materia orgánica. Además, la emisión de compuestos volátiles, tanto orgánicos como inorgánicos, produce la generación de olores desagradables y otros efectos negativos reconocidos como causantes de contaminación atmosférica y percepción de olor desagradable en poblaciones cercanas, como ejemplo la emisión de gases de efecto invernadero.

En el campo de la contaminación atmosférica, actualmente, se pueden emplear múltiples herramientas y dispositivos de muestreo para llevar a cabo la evaluación de la emisión de olores desagradables en los procesos donde se generan y medir las emisiones derivadas, siguiendo normativas tales como EN-13725 y VDI 3880. Estos métodos permiten obtener una medida objetiva de la concentración de olor emitido por una fuente contaminante.

Para analizar la contaminación odorífera en las fuentes emisoras, se ha establecido la olfatometría dinámica como una técnica sensorial adecuada y normalizada, que permite cuantificar la concentración de olor en una muestra ( $ou_E/m^3$ ). Es importante resaltar que no es frecuente que en las distintas instalaciones se realicen estudios de cuantificación de la emisión odorífera y de detección de puntos críticos para implantar medidas de control de las emisiones odoríferas. Así, no siempre se encuentran implantadas las mejores técnicas disponibles en las EDARs para la mitigación de la emisión odorífera. Para ello, la perfecta identificación de los focos de olor se torna imprescindible. La inclusión de la línea de olor junto a la de agua y fangos, nace de la necesidad de evaluar la emisión de olor y minimizar el impacto odorífero de estas en poblaciones circundantes, pues se pueden generar quejas y problemas de salud entre los ciudadanos.

En el contexto de aportar luz a la emisión de olor en el tratamiento de aguas residuales, se ha realizado un estudio a escala industrial, en cinco EDARs de la provincia de Córdoba, gestionadas por la Empresa Provincial de Aguas de Córdoba S.A. (EMPROCSA), durante el periodo comprendido entre los años 2019 a 2021 y en las distintas estaciones del año, con el objetivo de incluir el efecto de la temperatura en la emisión de contaminantes gaseosos. De estas cinco EDARs intensivas, de pequeño y mediano tamaño, tres de ellas operan con un sistema de fangos activos por aireación prolongada (AP) (ubicadas en los municipios de Cabra, Villanueva de Córdoba y Zuheros), mientras que las EDARs de Nueva Carteya y Pedroche lo hacen con contactores biológicos rotatorios (CBR). Cabe destacar que todas ellas operan con altas eficacias de eliminación de materia orgánica y sus efluentes cumplen los límites de vertido requeridos. En cada una de ellas se han analizado un amplio rango de variables fisicoquímicas, respirométricas y olfatométricas en las líneas de aguas, fango y olor, según la matriz de la muestra. En concreto, las muestras se tomaron en puntos considerados como críticos en cuanto a la tasa de emisión

de olor (Odor Emission Rate, OER,  $ou_E/s$ ). Estos focos fueron los siguientes: arqueta de entrada, desarenador y sala de gestión de fangos.

La producción de fangos en EDARs es necesaria para la correcta eliminación de la contaminación del agua residual mediante tratamientos fisicoquímicos y biológicos. Estos fangos son una mezcla de sólidos orgánicos e inorgánicos separados del agua. Sin embargo, la alta carga orgánica en términos de Demanda Química de Oxígeno Total ( $DQO_{total}$ ), Demanda Química de Oxígeno Soluble ( $DQO_{soluble}$ ) y carbono orgánico total en los fangos puede generar malos olores debido a la fermentación de ésta. Los principales resultados experimentales obtenidos indican que la sala de gestión de fangos es la zona con una mayor OER. Para controlar estos olores, se utilizan sistemas de control (adsorción en carbón activo) y tratamiento con productos químicos desodorizantes (absorbedores), quedando muy restringido a las EDARs de gran tamaño por su coste y ubicación cercana a la población. El manejo adecuado de los fangos es, por tanto, crucial para mantener la eficiencia del proceso de tratamiento y evitar molestias a las comunidades cercanas.

En la investigación desarrollada, la aplicación de un análisis quimiométrico avanzado ha permitido evaluar los diferentes tipos EDARs estudiadas de pequeño y mediano tamaño y las variables fisicoquímicas, respirométricas y olfatométricas analizadas en ellas. Por una parte, el análisis de componentes principales (ACP), aplicado al agua residual y a los propios fangos, ha permitido establecer agrupaciones, similitudes y diferencias entre las EDARs y variables estudiadas. Los resultados de este estudio señalan también a los parámetros de las distintas EDARs, como número de habitantes equivalentes, tipo de tecnologías intensivas empleadas (AP o CBR), eficacias de eliminación de materia orgánica y características del agua residual (doméstica o industrial) como las responsables de dichas agrupaciones en las gráficas de saturaciones y puntuaciones del propio ACP.

En cuanto a los resultados obtenidos mediante esta técnica, el total de varianza explicada ha sido de 71,27%, 69,81% y 64,51%, para el agua residual, sala de gestión de fangos y fangos, respectivamente. En paralelo, el análisis de regresión multivariante señaló a la humedad, pH, actividad microbiana (medida a través de la Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno (VECO) y el Consumo Acumulado de Oxígeno a las 20 horas (CAO<sub>20</sub>)) y temperatura como las responsables de la mayor OER en el residuo más problemático, el fango.

Adicionalmente, y también a escala industrial, se realizó un análisis odorífero y fisicoquímico durante el otoño de 2020 en la EDAR gestionada por la “Fundación Pública Andaluza Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua” (CENTA) en el pequeño municipio, de menos de 2000 habitantes equivalentes, de Carrión de los Céspedes (Sevilla). Esta EDAR, doblemente útil por su función depuradora y centro de investigación del tratamiento de aguas residuales, permite la depuración integral de un mismo agua residual mediante distintas tecnologías de tipo extensivo (lagunaje, humedales, tanques Imhoff, fosas sépticas, raceway mixotróficos basados en el cultivo de algas y bacterias, etc.), dispuestas en serie o paralelo. Este tipo de configuración permite modestas eficacias de eliminación de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y otros tipos de contaminantes, cumpliendo los límites de vertido con un consumo moderado de energía eléctrica, al tratarse de procesos naturales. Empleando la misma metodología que en el caso anterior (EMPROACSA), se llevó a cabo un análisis quimiométrico dado el alto número de puntos muestreados (más de una docena) y un elevado número de variables fisicoquímicas y odoríferas evaluadas. El ACP bidimensional, mostró un resultado superior al 60% de varianza explicada, en el que se eliminaron la multicolinealidad, ruido y dimensionalidad del conjunto de los datos, al mismo tiempo que se mejoró el análisis y comprensión de datos, observándose los siguientes

agrupamientos: operaciones de pretratamiento, tratamientos extensivos aerobios, tratamientos extensivos anaerobios y sistema de fangos activos por aireación prolongada, siendo este último una tecnología intensiva, con la salvedad de que tanto por su tamaño como tiempo de residencia hidráulicos ha sufrido modificaciones.

Además, se ha propuesto una nueva ratio o indicador (OGI), que tiene en cuenta la emisión de olor y la materia orgánica contaminante eliminada en el agua residual ( $OER/DQO_{total\ eliminada}$ ), así como la eliminación conjunta de materia orgánica y nitrógeno total Kjeldahl ( $OER/(DQO_{total} + N-TKN_{eliminados})$ ), permitiendo realizar una comparativa por tecnologías y en las distintas líneas que incluyen varias tecnologías combinadas para el tratamiento del agua residual con un valor de vertido acorde a la normativa. En todos los casos, las tecnologías que operaban en condiciones anaerobias y anóxicas exhibían valores más altos tanto de OER, como de la ratio anteriormente comentada.

Dicho indicador es aplicable a cualquier tecnología en el tratamiento del agua residual, por lo que ha sido válido como medida comparativa de los tratamientos extensivos e intensivos previamente estudiados en la provincia de Córdoba. A modo comparativo, entre tecnologías extensivas e intensivas, exhibieron valores más altos de OGI las líneas de tratamiento explotadas en la EDAR extensiva del CENTA, con valores comprendidos entre 232.010  $ou_E/g$  eliminado y 70  $ou_E/g$  eliminado, frente a las EDARs intensivas de EMPROACSA, con valores entre 660 y 60  $ou_E/g$  eliminado, en términos de  $DQO_{total}$  y sin contabilizar en ninguno de los casos el tratamiento del fango.

La presente Tesis Doctoral ha logrado resultados innovadores en el ámbito de las EDARs y olores producidos durante el proceso de tratamiento de las aguas residuales, representando un avance científico significativo en la cuantificación y determinación de las emisiones de olores derivadas del mismo. La aplicación de las nuevas herramientas

utilizadas en esta investigación en dicho ámbito, respecto a estudios previos en la bibliografía, que suelen centrarse en la cuantificación de olor en las operaciones unitarias críticas de grandes EDAR, tiene el potencial de contribuir al conocimiento de las emisiones odoríferas asociadas a la gestión de aguas residuales y fangos en pequeñas y medianas poblaciones. La inclusión del indicador que relaciona la emisión odorífera con la eliminación de materia orgánica y nitrógeno se considera una innovación significativa respecto a la aplicación de las clásicas variables de emisión. Además, estos estudios han de contribuir a la implantación de sistemas de control de olor y a la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero derivados de la depuración de aguas residuales.

## **SUMMARY**

Industrialization, population growth in urban areas, and the need to maintain water quality are the primary factors that have contributed to the increase in wastewater generation and the need for wastewater treatment plants (WWTPs). Environmental problems stemming from uncontrolled liquid effluent generation threaten environmental sustainability and can even pose a risk to public health. Therefore, it is essential to focus efforts on improving the treatment processes of wastewater management and treatment, as well as minimizing the volume of wastewater generated beforehand. However, small municipalities that have not experienced as much growth must also have a WWTP that complies with discharge limits, despite economic capital limitations.

In the field of WWTPs, the main air pollution resulting from the overall wastewater treatment process is sludge, due to its high concentration in organic matter. The emission of volatile compounds, both organic and inorganic, leads to the generation of unpleasant odors and other recognized negative effects associated with air pollution and the

perception of unpleasant odors in nearby populations, such as the emission of greenhouse gases.

In the field of air pollution, there are currently different tools and sampling devices available to assess odor emissions in processes that produce unpleasant odors and to measure the resulting emissions, following regulations such as EN-13725 and VDI 3880. These methods allow for obtaining an objective measure of the odor concentration emitted by a pollutant source. To analyze odor pollution at emission sources, dynamic olfactometry has been established as a suitable and standardized sensory technique, which quantifies the odor concentration in a gaseous sample ( $\text{ou}_E/\text{m}^3$ ).

It is important to highlight that it is not common for different facilities to conduct studies for quantifying odor emissions and identifying critical points to implement odor emission control measures. The best available techniques for mitigating odor emissions are not always implemented in WWTPs. Therefore, the accurate identification of odor sources becomes essential. The inclusion of an odor control line alongside the water and sludge lines arises from the need to assess odor emissions and minimize the odorous impact on surrounding populations, which can lead to complaints and health issues among citizens.

In the context of shedding light on odor emissions in wastewater treatment, a study was conducted on an industrial scale at five WWTPs in the province of Córdoba, managed by the Provincial Water Company of Córdoba S.A. (EMPROCSA), for the period from 2019 to 2021 and in different seasons, with the aim of including the effect of temperature on the emission of gaseous pollutants. Of these five intensive WWTPs, which are of small to medium size, three of them operate with extended aeration activated sludge system (EAAS): located in the municipalities of Cabra, Villanueva de Córdoba and Zuheros; while the WWTPs in Nueva Carteya and Pedroche operate with rotating biological

contactors (RBC). It is worth noting that all of them achieve high removal efficiencies of organic matter, and their effluents meet the required discharge limits. In each of them, a wide range of physicochemical, respirometric, and olfactometric variables were analyzed in water, sludge, and odor lines, according to the sample matrix. Specifically, samples were taken at points considered critical in terms of odor emission rate ( $ou_E/s$ ). These focal points included the inlet box, desander, and sludge management room.

The production of sludge in WWTPs is necessary for the proper removal of wastewater contaminants through physicochemical and biological treatments. Sewage sludge is a mixture of organic and inorganic solids separated from water. However, the high organic load in terms of Total Chemical Oxygen Demand ( $COD_{total}$ ), Soluble Chemical Oxygen Demand ( $COD_{soluble}$ ), and total organic carbon in the sludge can lead to unpleasant odors due to its fermentation. The main experimental results obtained indicate that the sludge management room is the area with the highest OER.

To avoid odors, control systems (such as activated carbon adsorption) and treatment with deodorizing chemicals (in many cases, absorbers) are used. But these methods are often limited to large-scale WWTPs due to their cost and proximity to populated areas. Proper sludge management is therefore crucial to maintain the efficiency of the treatment process and prevent disturbances to nearby communities.

In this research, the application of advanced chemometric analysis has allowed for the evaluation of the different types of small and medium-sized WWTPs, as well as the physicochemical, respirometric, and olfactometric variables analyzed in them. On the one hand, Principal Component Analysis (PCA), applied to both wastewater and the sludge itself, helped establish groupings, similarities, and differences among the WWTPs and the variables studied. The results of this study also point to parameters of the different



WWTPs, such as equivalent population, the type of intensive technologies used (EAAS or RBC), removal efficiencies of organic matter, and characteristics of wastewater (domestic or industrial) as responsible for these groupings in the saturation and score plots of PCA.

Regarding the results obtained through PCA, the total explained variance was 71.27%, 69.81%, and 64.51% for wastewater, the sludge management room, and sludge, respectively. In parallel, multivariate regression (MR) analysis identified humidity, pH, microbial activity such as Specific Oxygen Uptake Rate (SOUR) and Cumulative Oxygen Demand at 20 hours (OD<sub>20</sub>), and temperature as responsible for the highest OER in the most problematic residue, the sludge.

Additionally, on an industrial scale, an olfactometric and physicochemical analysis was conducted during autumn 2020 at the WWTP managed by “Fundación Pública Andaluza Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua” (CENTA) in the small municipality of Carrión de los Céspedes (Seville), which has fewer than 2000 equivalent inhabitants. This WWTP serves a dual purpose as a wastewater treatment facility and a research center for wastewater treatment methods. It allows for the comprehensive treatment of the same wastewater using various extensive technologies (lagoons, wetlands, Imhoff tanks, septic tanks, mixotrophic raceway systems based on the cultivation of algae and bacteria, etc.), arranged in series or parallel.

This configuration allows for modest removal efficiencies of organic matter, nitrogen, phosphorus, and other types of contaminants in the different extensive technologies, while meeting discharge limits with moderate energy consumption, as these are natural processes. Using the same methodology as in the previous case (EMPROACSA), chemometric analysis was used due to the high number of sampled points (more than a

dozen) and a large number of evaluated physicochemical and odor variables. Two-dimensional PCA showed a result with over 60% explained variance, eliminating multicollinearity, noise, and data dimensionality, while improving data analysis and understanding. The following groupings were observed: pre-treatment operations, aerobic extensive treatments, anaerobic extensive treatments, and the extended aeration activated sludge system. It is worth noting that the latter is an intensive technology, but it has undergone modifications in terms of both size and hydraulic residence time.

Furthermore, a new ratio or indicator (OGI) was defined taking into account both odor emission and organic matter removed from wastewater, expressed as  $OER/COD_{total}$  removed, and the combined contribution of organic matter and total Kjeldahl nitrogen removal ( $OER/(COD_{total} + N-TKN_{removed})$ ). This allowed for a comparative analysis of technologies and the different treatment lines containing multiple combined technologies for wastewater treatment, with a discharge value compliant with regulations. In all cases, technologies operating under anaerobic and anoxic conditions exhibited higher values for both OER and the previously mentioned ratio.

The suggested indicator is applicable to any technology used in wastewater treatment, making it a valid comparative measure for extensive and intensive treatments (as previously identified in the province of Córdoba). In a comparative manner, between extensive and intensive technologies, the treatment lines operated at the extensive CENTA WWTP exhibited higher values of the indicator ( $OER/COD_{total}$  removed), ranging from 120,000  $ou_E/g$  to 265  $ou_E/g$ . In contrast, the intensive WWTPs managed by EMPROACSA showed values ranging from 660 to 60  $ou_E/g$ , in terms of  $COD_{total}$ , without accounting for sludge treatment in either case.

## *Resumen/Summary*

This Doctoral Thesis has achieved innovative results in the field of WWTPs and odors produced during the wastewater treatment process, representing a significant scientific advancement in quantifying and determining odor emissions derived from it. The application of the new tools used in this research line, compared to previous studies in the literature that mainly focused on quantifying odor in critical unit operations at large scale WWTPs, has the potential to contribute to our understanding of odor emissions associated with wastewater and sludge management in small and medium-sized WWTPs. The inclusion of the indicator that relates odor emissions to removed organic matter and nitrogen is considered a significant innovation compared to the use of classic emission variables. These studies might contribute to the implementation of control systems and the reduction of greenhouse gas emissions derived from wastewater treatment.



# *INTRODUCCIÓN*



### **1. PROBLEMÁTICA SOCIAL: LA GESTIÓN DE LOS RESIDUOS**

Uno de los problemas más inmediatos a los que han de hacer frente los gobiernos y la sociedad en general es la gestión de residuos. Demirbas (2011) en una revisión bibliográfica, ya define esta gestión como: *“la recolección, transporte, procesamiento, reciclaje o disposición y seguimiento de los materiales residuales. Un sistema típico de gestión de residuos comprende la recogida, transporte, pretratamiento, procesamiento y la eliminación final de los residuos. El sistema de gestión de residuos consta de todo el conjunto de actividades relacionadas con el manejo, tratamiento, disposición o reciclaje de los materiales residuales, así como la recogida, transporte, procesamiento, reciclado o vertido y seguimiento de los materiales resultantes”*. Por otra parte, la clasificación general de los materiales de desecho resulta compleja, pudiéndose agrupar por la actividad de donde proceden en: domésticos, comerciales, cenizas, procedentes de animales, biomédicos, de construcción, sólidos industriales, o por su carácter biodegradable o no biodegradable y/o por ser peligrosos. En lo que hay consenso es en que las aguas residuales son consideradas un residuo que ha de ser tratado antes de su vertido, generalmente competencia a la que se comprometen las autoridades locales de municipios que alcanzan la población regulada por normativa como de tratamiento obligado (Demirbas, 2011). En cada municipio, el nivel de los servicios prestados, los impactos ambientales y los costes asociados pueden variar drásticamente. Sin embargo, un buen servicio de limpieza y gestión de residuos es un requisito indispensable para mantener el bienestar de los habitantes de una localidad (Bublyk et al., 2023; Burke et al., 2012).

Un estudio de Jones et al. (2021) estima la producción mundial de agua residual en  $359,4 \times 10^9$  m<sup>3</sup>/año, de la cual aproximadamente  $188,1 \times 10^9$  m<sup>3</sup>/año es tratada, mientras

que el porcentaje restante de dicha agua residual es vertida directamente al medioambiente, con todo el impacto negativo que tiene en éste. Anualmente, se estima que únicamente se reutilizan  $40,7 \times 10^9$  m<sup>3</sup> en todo el mundo, lo que se traduce en sólo un 11,3%. En paralelo, hay una inherente producción de fango. De forma general, se estima que el volumen producido de fango en una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) es de un 1% del volumen de influente tratado en una EDAR. Para que una EDAR funcione correctamente es crucial la retirada del fango, sólidos inertes y exceso de biomasa, que pudieran provocar fallos en las distintas operaciones de la planta (Nazari et al., 2017).

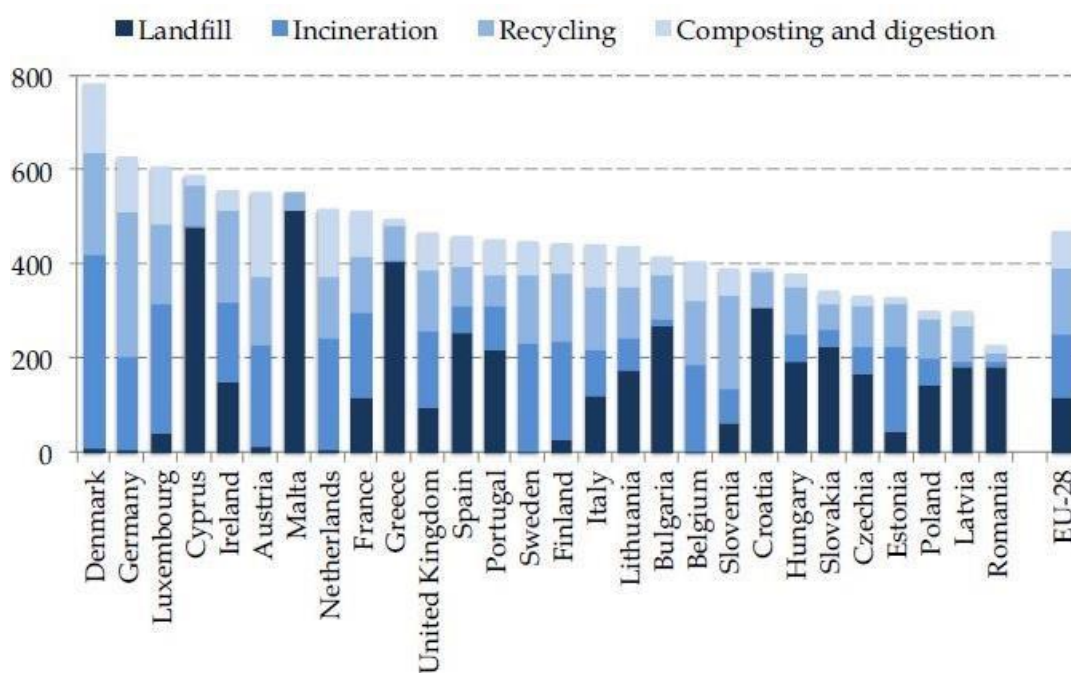
En concreto, el fango de depuradora es un semisólido, generado a partir de los procesos de tratamiento de las aguas residuales, siendo generalmente el agua residual una combinación de aguas de distintas fuentes: doméstica, baldeo, industrial, tanques de tormentas, etc. (Raghupatruni, 2020). Este fango también es un residuo rico en biomasa, y su producción sigue aumentando debido al crecimiento poblacional, particularmente en países desarrollados. El número de EDARs es mayor en estos países, de modo que su gestión conlleva problemas de relativa dificultad (Ndububa et al., 2017). Globalmente, es muy importante una correcta gestión de fangos de una manera respetuosa con el medioambiente. Su elevado contenido en materia orgánica hace necesaria una correcta recuperación de importantes nutrientes, por ejemplo, para otros usos como su aplicación agronómica (Francis y Ndububa, 2022). Es tal la necesidad de recuperación de elementos tales como el nitrógeno y fósforo para su uso en cultivos, que estudios actuales como los de Du et al. (2023) se centran en la obtención de estos elementos del agua residual y fango, para poder ser usados nuevamente como fertilizantes. Adicionalmente, Varennes et al. (2023) plantean la importancia de las EDARs y en concreto el fango de depuradora, como un nicho de metales. Este estudio plantea la posibilidad de recuperación de hasta



49 tipos de metales, entre los que se incluyen el paladio, platino o tungsteno, lo que impulsaría la investigación y el desarrollo de una nueva metodología en aras de una economía circular más respetuosa con el medioambiente.

Es destacable que los residuos propiamente dichos son cada vez más difíciles de administrar, debido a la complejidad asociada a un alto grado de peligrosidad y a los elevados volúmenes generados anualmente. Es evidente que la rápida industrialización y la apresurada urbanización de muchas zonas han propiciado un aumento insostenible en la producción de residuos (Demirbas et al., 2016). En España según fuentes de la IFMA, se generaron en 2021 aproximadamente 140 millones de toneladas de residuos (unos 490 kg por habitante), reciclándose menos del 15% y sumando un total de 20 millones de toneladas. Por otra parte, un estudio de Castillo-Giménez et al. (2019) mostraba diferencias significativas en cuanto a la gestión de residuos en los países de la Unión Europea. Todos los países miembros aceptaron en 2018 la Directiva Marco Europea de Residuos 2018/851. Sin embargo, sólo los países de mayor capital per cápita del norte y centro Europa destinaban un capital significativo al reciclaje, compostaje y digestión de residuos. Por el contrario, países más desfavorecidos como los de Europa del Este, generalmente no disponen de medios para la revaloración de residuos, de modo que recurren al depósito en vertedero para solventar este problema. La Figura 1 presenta una primera imagen de la eficiencia en cuanto a la gestión de residuos de los 28 países miembros de la UE en términos de masa de residuos municipales tratados por habitante, calculados en base a registros de 2015 a 2017, alcanzándose una media de 475 kg anual per cápita y siendo las formas de tratamiento de residuos más extendidas las siguientes: depósito en vertedero, incineración, reciclaje, compostaje o digestión. Si bien existen distintas alternativas de tratamiento para residuos, las diferencias observadas se explican en base a los distintos patrones de consumo y producción de residuos, que dependen

fundamentalmente de la riqueza de los habitantes de cada país, aunque también de la organización, recogida y gestión de residuos, especialmente los procedentes de comercios, negocios e industria (Blumenthal, 2011). Los casos más extremos son Dinamarca y Rumania, con una producción anual de 785 y 228 kg per cápita, respectivamente. Por otra parte, las distintas opciones de tratamiento varían significativamente también dependiendo de la zona geopolítica. Es el caso de la gestión con depósito en vertedero, con cifras tan dispares que van desde los 513 kg en Malta, a los tan sólo 3 kg de residuos per cápita en Suecia.



*Figura 1. Tratamiento de residuos municipales de los 28 países miembros de la UE. Promedio de 2015 a 2017 (kilogramos anuales por habitante) (Castillo-Giménez et al., 2019).*

No obstante, este compromiso con el cuidado del medioambiente generalmente no se alcanza en los países menos desarrollados. En 2015, estudios de Miezah et al.,

denunciaron la falta de datos sobre la generación de residuos en un país en vías de desarrollo como es Ghana. También es evidente la falta de legislación al respecto, en un país pobre donde la generación anual de residuos es de unos escasos 171,5 kg por habitante (Miezah et al., 2015). Sin embargo, el caso anteriormente expuesto no es un hecho aislado; existen numerosos de ellos en los países con las rentas más altas. Así, en 2008, Chang y Davila reportaron la problemática en el Bajo Valle del Río Grande (Tejas), siendo una zona fronteriza entre EEUU y México, donde ha habido una explosión demográfica y urbanización sin considerar la creación de vertederos, en la que la falta de legislación por parte de ambos países pone en compromiso la sostenibilidad ambiental de la región, agravado aún más por la política proteccionista de EEUU de las últimas décadas.

Por tanto, se requieren soluciones y una legislación más estricta en el corto y medio plazo, ya que, en los próximos 30 años, se estima que el 50% de los países desarrollados aumentarán la generación de residuos en zonas urbanas en aproximadamente un 70% (Eijo-río et al., 2015). Así, estudios como los de Van Fan et al. (2021), investigan la influencia del crecimiento de la población con la producción de residuos, existiendo un estrecho vínculo entre ambas variables. En dicho contexto, la Economía Lineal no es sostenible a largo plazo, por lo que ha de ser sustituida por una Economía Circular. Con esta última se consigue la reducción en la producción de residuos, costes y un menor gasto energético. Todo ello con vistas a cumplir el Plan de Acción de Economía Circular Europeo, establecido en 2020, con el que se pretenden disminuir a la mitad los residuos para el año 2030 (Raghupatruni, 2020). De manera análoga al tratamiento de residuos anteriormente mencionado, el tratamiento de aguas residuales, debido a su importancia, también se encuentra recogido en la correspondiente Directiva Europea 91/271/CEE y en el Real Decreto Ley 11/1995 de 28 de diciembre.

Debido a la vertiginosa expansión de la población mundial, descrita por Roser (2019), la producción de residuos y contaminantes se verá incrementada de forma exponencial. Si en 2019 la población mundial era de 7,7 mil millones de personas, las predicciones apuntan para finales del siglo XXI un total de 10,9 mil millones (Figura 2). De este modo, la producción de aguas residuales en el siglo XXI está experimentando cambios significativos debido al crecimiento de la población, la urbanización y la industria. La nueva conciencia ambiental ha puesto su foco en el tratamiento y reutilización de aguas, por lo que la Economía Circular y la gestión sostenible de recursos hídricos es una prioridad clave para el siglo XXI (Ghimire et al., 2021).

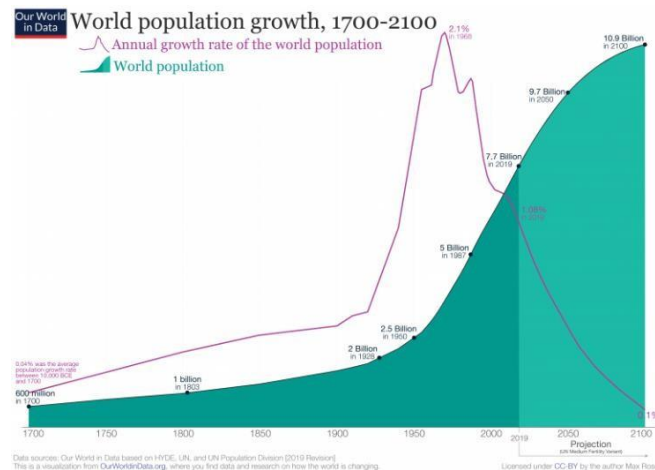


Figura 2. Modelo de crecimiento demográfico predictivo de 1700 a 2100 (Roser, 2019).

Junto al ya mencionado crecimiento demográfico exponencial de las últimas décadas, los residuos de origen antropológico contribuirán a una mayor emisión global de contaminantes al medio ambiente, pudiendo afectar a la calidad del agua, suelos y aire, tanto a escala global como local (Godoi et al., 2018; Thivierge, 2022).

## 2. PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DE LA GENERACIÓN DE RESIDUOS

La problemática ambiental de los residuos no es un hecho reciente y aislado. Autores como Bueno et al. (1997) destacan que ya desde el inicio del cristianismo tienen lugar

*“actitudes del hombre hacia su entorno que nos llevan a creernos superiores a la naturaleza, a despreciarla y a sacrificarla al más banal de nuestros caprichos”.*

Actualmente, existen numerosos estudios encaminados a la reducción en cuanto a la producción de residuos y a la optimización de su gestión (Gutiérrez, 2013; Sadeghi, 2023). Desde hace décadas se ha tenido cierta conciencia sobre el problema. Sin embargo, se carecía de estudios sobre su verdadero impacto sobre la salud humana y del planeta.

El Programa de Naciones Unidas para el Asentamiento Humano fundado en 1978, UN-HABITAT (su acrónimo en inglés), tiene en consideración todos los problemas hasta ahora expuestos para promover urbes social y ecológicamente estables. La falta de medidas puede acarrear graves problemas de salud humana y medioambientales; desde la proliferación de plagas, pasando por el deterioro paisajístico de la zona, hasta la contaminación del aire y acuíferos cercanos, con todas las repercusiones que ello conlleva sobre las personas (Burke et al., 2012). De hecho, existen numerosos estudios que respaldan la contaminación, el empeoramiento de la calidad del aire y los metales pesados, como la causa de un aumento en el número de muertes y enfermedades en los últimos años (Xu et al., 2018).

En este contexto y para mantener una correcta salubridad del medio, destacan las EDARs en su papel de depuración de aguas residuales. Además de que han de cumplir con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) y la Agenda 2030, ambiciosa visión adoptada por todos los Estados miembros de las Naciones Unidas a partir de 2015. Con ello se pretende construir un mundo más justo, próspero y sostenible para todas las personas y el planeta. La Agenda 2030 aborda diversos desafíos globales, desde erradicar la pobreza hasta proteger el medio ambiente y promover la igualdad de género. La interconexión de los ODS destaca la necesidad de un abordaje integral y colaborativo. Además, reconocen

que el desarrollo debe ser sostenible en términos ambientales y sociales. Involucran a múltiples actores, no sólo gobiernos, creando un sentido de corresponsabilidad y cooperación global. En resumen, los ODS y la Agenda 2030 son una hoja de ruta crucial para un futuro más justo y sostenible, requiriendo compromiso y acciones concretas a nivel mundial (Macfeely, 2019).

### **3. PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DE LAS EDARS**

La gran mayoría de las EDARs de influente urbano tratan diariamente caudales de agua residuales superiores a mil metros cúbicos (Cassidy et al., 2023). El principal propósito de una EDAR es disminuir la concentración de una gran variedad de contaminantes, de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, pues pueden producir anoxia o eutrofización en el medio receptor (Osińska et al., 2020). Por tanto, una planta de estas características debe ser capaz de eliminar diariamente un amplio espectro de contaminantes presentes en las aguas residuales. Actualmente, las EDAR son capaces de eliminar una gran cantidad de agentes contaminantes carbonosos biodegradables, aunque es posible eliminar nitrógeno y fósforo siempre que sea requerido. No obstante, existen contaminantes, conocidos como microcontaminantes, contaminantes emergentes o prioritarios, derivados en su mayoría de productos de síntesis (productos farmacéuticos o de higiene), los cuales no suelen ser transformados en las EDAR con los tratamientos convencionales (Guo et al., 2018). Medios internacionales del más amplio prestigio, como National Geographic, denuncian situaciones de desastre ambiental destacable. Es el caso del Mar Menor en España, donde Selma (2021) describe la eutrofización producida por los nitratos y fosfatos originados en la agricultura y la ganadería. Además, una urbanización descontrolada ha acabado con la vida de la flora y fauna local, propiciando el sobrecrecimiento de algas y la emisión de olores putrefactos como consecuencia de la falta de oxígeno disuelto en el agua.

En España, desde el 1 de enero de 2006, unos 6.000 municipios que cuentan con poblaciones con menos de 2.000 habitantes equivalentes deben cumplir la legislación estatal referida al tratamiento adecuado de las aguas residuales (Real Decreto Ley 11/1995 de 28 de diciembre). Además, estos pequeños municipios cuentan con núcleos diseminados, suponiendo aproximadamente el 17% de la población española. En ocasiones, es frecuente encontrar un grado bajo de depuración del agua residual, de sólo el 65% para municipios entre 2000 y 10.000 habitantes, con la salvedad de provincias con una renta per cápita alta, donde se consiguen valores de hasta un 90% (ADECAGUA, 2019). Estudios de Salas et al. (2011), situaron a España en el rango total de 3-4 millones de habitantes equivalentes sin depurar en el año 2011. Esta situación ha cambiado, aunque no lo suficiente, hasta el punto de que, medios digitales como El Mundo, a 25 de julio de 2018, apuntaban que un total de 17 aglomeraciones urbanas españolas no disponían de sistemas colectores ni de sistemas para el tratamiento de aguas residuales, por lo que han sido condenadas por el Tribunal de Justicia Europeo a pagar 12 millones de euros por incumplir las normas europeas de vertido. Las ciudades señaladas por Bruselas eran Matalascañas, Alhaurín el Grande, Isla Cristina, Tarifa, Coín, Estepona-San Pedro de Alcántara, Nerja, Barbate, Gijón este, Santiago de Compostela, Aguiño-Carreira-Ribeira, Vigo, Benicarló, Peñíscola, Teulada-Moreira, Valle Guerra noreste y Valle de Güímar. Habiéndose tenido que pagar desde la fecha, 10,95 millones de euros por cada nuevo semestre de retraso (El Mundo, 2018).

Como se ha comentado anteriormente, las aguas residuales son un residuo que contiene gran variedad de contaminantes, entre otros, material genético bacteriano y vírico excretado por la población a la que dan servicio las EDARs. A modo de ejemplo, la reciente crisis del SARS-COV2 en 2020, impulsó durante el segundo trimestre de ese mismo año la detección de material genético de COVID-19 en aguas de las redes de

saneamiento. El objetivo era doble: implantar un sistema de alerta temprano para vigilar los ritmos de contagio y evaluar la posible propagación del coronavirus en las aguas residuales (Ministerio de Sanidad Dirección General de Salud Pública, 2020).

#### **4. MARCO LEGISLATIVO**

El tratamiento de aguas residuales, como actividad que da servicio a la población, está regulada, no tanto por la salud y bienestar al que contribuyen, sino por competencias relacionadas con la preservación del medioambiente, sobre todo de los cauces a los que el agua tratada es vertida. A continuación, se presenta la legislación aplicable a la depuración de las aguas residuales urbanas, en tres niveles de concreción:

En primer lugar, la **normativa de la Unión Europea**:

- La Directiva 91/271/CEE, por la que se establecen las medidas necesarias que los países miembros han de adoptar para garantizar que las aguas residuales urbanas reciban un tratamiento adecuado antes de ser vertidas.

En segundo lugar, la **normativa a nivel Estatal**:

- Real Decreto Legislativo 1/2001 de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas.

- Real Decreto 849/1986 de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los títulos preliminar I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas.

- Real Decreto 817/2015 de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental.

- Real Decreto-ley 11/1995 de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.



- Real Decreto 509/1996 de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- Resolución de 25 de mayo de 1998 de la Secretaría de Estado de Aguas y Costas, por la que se declaran las «zonas sensibles» en las cuencas hidrográficas intercomunitarias.
- Resolución de 10 de julio de 2006 de la Secretaría General para el Territorio y la Biodiversidad, por la que se declaran las Zonas Sensibles en las Cuencas Hidrográficas Intercomunitarias.
- Resolución de 30 de junio de 2011 de la Secretaría de Estado de Medio Rural y Agua, por la que se declaran las zonas sensibles en las cuencas intercomunitarias.
- Real Decreto 1620/2007 de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.
- Orden AAA/2056/2014 de 27 de octubre, por la que se aprueban los modelos oficiales de solicitud de autorización y de declaración de vertido.
- Orden ARM/1312/2009 de 20 de mayo, por la que se regulan los sistemas para realizar el control efectivo de los volúmenes de agua utilizados por los aprovechamientos de agua del dominio público hidráulico, de los retornos al citado dominio público hidráulico y de los vertidos al mismo.

Y, en tercer lugar, a **nivel autonómico**, se introduce la normativa de aguas residuales urbanas aplicable a la Comunidad Autónoma de Andalucía, donde se han desarrollado las investigaciones objeto de la presente Tesis Doctoral:

- Decreto 109/2015 de 17 de marzo, por el que se aprueba el Reglamento de Vertidos al Dominio Público Hidráulico y al Dominio Público Marítimo-Terrestre de Andalucía.

Destacable es la situación acontecida en los últimos años. En el marco de la actual lucha contra la COVID, es destacable la Recomendación (UE) 2021/472 de la Comisión de 17 de marzo de 2021, por la que se establecen las orientaciones sobre el diseño y gestión de sistemas de vigilancia del SARS-COV-2 y sus variantes en las aguas residuales. Así mismo, se establecen los protocolos para tomas de muestras, análisis e intercambio de información entre laboratorios.

Es destacable que actualmente no existe una normativa específica sobre olores en depuradoras a nivel global. Así, las regulaciones y normativas sobre olores pueden variar según el país y las autoridades locales. En muchos países, las emisiones de olores y su control están reguladas por leyes y regulaciones ambientales más generales. Estas regulaciones suelen establecer límites máximos permitidos para la emisión de olores y pueden requerir que las instalaciones de tratamiento de aguas residuales tomen medidas para minimizar y controlar los olores (González et al., 2022; Lebrero et al., 2011a; Senatore et al., 2021).

## **5. TIPOS DE AGUAS RESIDUALES**

### **5.1. Aguas residuales urbanas**

El caudal, calidad y las características de las aguas residuales dependen principalmente de la fuente, es decir, del modo en el que se usa el agua para diferentes actividades, estilo de vida (hábitos y cultura, fundamentalmente) de una zona. También, las aguas residuales se pueden clasificar en aguas residuales urbanas y aguas residuales industriales, atendiendo al origen. Las aguas residuales urbanas pueden dividirse en aguas negras y aguas grises. Las primeras de ellas se caracterizan por tener un alto contenido de materia orgánica producto de la excreción de desechos humanos (orina y heces), mientras que las segundas son producto de las actividades cotidianas que pueden desarrollarse en el hogar como: duchas, baños, fregadero de la cocina, lavavajillas y lavadora (Kunz, 2013),

si bien en esta categoría también podrían incluirse las aguas de drenaje de calles, aguas de procedentes de baldeo, lluvia y lixiviados.

Las aguas residuales urbanas para poblaciones grandes presentan cierta uniformidad en cuanto a carga orgánica y contaminante, puesto que su composición varía poco entre poblaciones en caso de no existir industria cercana que condicionara las características del influente (Cuenca, 2015).

En la Tabla 1 se describen los principales parámetros medios de las aguas residuales urbanas generadas diariamente en España que llegan a la cabecera de planta. Como cabría esperar, las concentraciones fluctúan a lo largo del día, puesto que por la noche las aguas no llevan carga orgánica apreciable en municipios sin aporte de aguas industriales (Colmenarejo et al., 2006; Lafuente, 1997; Márquez et al., 2022).

Si bien los parámetros han mantenido cierta constancia a lo largo del tiempo, las variables demanda química de oxígeno (DQO) y demanda biológica de oxígeno a los 5 días (DBO<sub>5</sub>) dan cuenta de la carga orgánica presente en la muestra. Por otro lado, los parámetros de diseño y las diferentes operaciones unitarias de una EDAR, como en capítulos siguientes se abordará, vienen determinados por el concepto de habitante equivalente, recogido en el Real Decreto 11/1995 del 28 diciembre, por el que se definen las medidas legislativas para el tratamiento de las aguas residuales urbanas. Un habitante equivalente hace referencia a la materia orgánica biodegradable referida a una DBO<sub>5</sub> igual a 60 gramos de oxígeno/día.

**Tabla 1.** Características medias de las aguas residuales urbanas en España (Ramalho, 1996).

<i>Parámetro</i>	<i>Máxima</i>	<i>Media</i>	<i>Mínimo</i>
<i>pH</i>	7,5	7,2	6,8
<i>Sólidos sedimentables (mg/L)</i>	6,1	3,3	1,8
<i>Sólidos totales (mg/L)</i>	640	453	322
<i>Sólidos totales volátiles (mg/L)</i>	388	217	228
<i>Sólidos en suspensión (mg/L)</i>	258	145	83
<i>Sólidos vol. en suspensión (mg/L)</i>	208	120	62
<i>DQO (mg O<sub>2</sub>/L)</i>	436	288	159
<i>DBO<sub>5</sub> (mg O<sub>2</sub>/L)</i>	276	147	75
<i>Cloruros (mg/L)</i>	45	35	25

## 5.2. Aguas residuales industriales

Las aguas residuales industriales son aquéllas procedentes de diversas actividades productivas y suelen ser muy diferentes de las aguas residuales urbanas. El caudal y composición dependen de las operaciones que se realicen en la planta de producción de la que deriven, las cuales pueden ser puntuales, con variaciones horarias o, incluso, ser sustancialmente cambiantes según las épocas del año (Dutta et al., 2021). En cuanto a la naturaleza química de las aguas residuales, ésta depende de la actividad que las genere, pero puede presentar una alta carga de metales tóxicos que pueden disolverse fácilmente en el medio acuático e incorporarse a la cadena trófica. Los efluentes industriales en algunas ocasiones no pueden usar tratamientos convencionales para la eliminación de estos contaminantes y requieren una legislación especial en cada caso (Barakat, 2011). A

continuación, en la Tabla 2, se muestra un resumen de los principales compuestos encontrados en los efluentes de distintas industrias.

**Tabla 2.** Contaminantes presentes en el agua residual derivada de distintas actividades industriales (Shi, 2009).

<i>Tipo de industria</i>	<i>Contaminantes</i>
<i>Hierro y acero</i>	DBO, DQO, aceites, metales, ácidos, fenoles y cianidas.
<i>Textil y cuero</i>	DBO, sólidos, sulfatos y cromo.
<i>Papelera</i>	DBO, sólidos, compuesto organoclorados.
<i>Petroquímica y refinería</i>	DBO, DQO, aceites minerales, fenoles y cromo.
<i>Química</i>	DQO, compuestos orgánicos, metales pesados, sólidos y cianidas.
<i>Metalurgia no ferrosa</i>	Fluorados y sólidos.
<i>Microelectrónica</i>	DQO y compuestos orgánicos.
<i>Minería</i>	Sólidos, metales, ácidos y sales.

Un claro ejemplo de efluente industrial sería el agua residual procedente de la industria papelera. Una revisión bibliográfica de Toczyłowska-Mamińska (2017) mostraba las grandes cantidades de aguas residuales generadas en la producción de pasta papelera y su difícil gestión. Así, cada año hasta la fecha de estudio, se llegaban a producir hasta 3 billones de metros cúbicos de agua contaminada en el mundo, con un coste de aproximadamente  $1,6 \cdot 10^{12}$  de euros la depuración de aguas para este tipo de industrias en los países desarrollados. Dichas aguas destacan por su elevada carga orgánica, altos valores de DQO (desde 0,5 hasta 1-115 g O<sub>2</sub>/L) y un amplio espectro de compuestos, tales como lignina, estilbenos, fenoles, dioxinas, cloruros, furanos y compuestos sulfurados.

Por otra parte, estudios de Libutti et al. (2018) sobre influentes de origen agroindustrial, mostraban el agua residual con valores de pH ligeramente ácidos ( $5,7 \pm 0,5$ ) y elevada DQO ( $985 \pm 322$  mg O<sub>2</sub>/L). En la mayoría de los casos, el alto contenido en materia orgánica y otros nutrientes, hacen que este tipo de agua residual tenga un gran valor añadido. Así lo corroboran autores como Chen et al. (2020) quienes prestan especial atención al ciclo de vida y revalorización de agua residual de origen agroalimentario para su posterior uso como agua de regadío.

Por la casuística de las aguas residuales industriales, su tratamiento suele ser adaptado en EDARs individualizadas, conocidas como EDARI (Estación Depuradora de Aguas Residuales Industriales). No obstante, otras industrias optan por el pago de tasas correspondientes a la depuración de sus efluentes en EDARs municipales.

## **6. EDARS**

### **6.1. ¿Qué son las EDARS?**

Las EDARs son el destino final deseable de las aguas residuales, donde a través de diversas tecnologías se pretende conseguir una disminución del impacto negativo en el medio ambiente, más que un beneficio económico (El et al., 2022). Una planta ecoeficiente será aquella capaz de producir un efluente de calidad, respecto a criterios de diseño químicos, físicoquímicos y biológicos, al mismo tiempo que se mantienen operaciones optimizadas a coste moderado (Revollar et al., 2020). En la Figura 3 se muestra una vista aérea de una EDAR; en ella se distinguen distintas operaciones unitarias en la depuración de agua residuales.



*Figura 3. Vista aérea de EDAR SUR (Madrid), considerada la EDAR más grande en España (TECPA, 2018).*

De forma general, una EDAR distingue 3 líneas: línea de agua, línea de fangos y línea de olores. Las cuales se tratarán en los siguientes epígrafes. La Figura 4A recoge un diagrama de flujo básico de operación de una EDAR. El agua residual llega a cabecera de planta, donde se aplica un pretratamiento (rejas para retirar sólidos de diámetro variable y un desarenador para retirar arenas y grasas por flotación), si bien al final del pretratamiento se puede disponer un decantador primario para separar los sólidos sedimentables y flotantes presentes en las aguas residuales, antes de que ingresen al proceso de tratamiento biológico. A continuación, el agua es tratada en un reactor biológico para eliminación de materia orgánica biodegradable y disuelta. Con la ayuda de un decantador adicional a la salida del tratamiento biológico es posible separar el agua de la fracción sólida correspondiente a la biomasa, quedando el agua residual parcialmente tratada. No obstante, se puede incorporar un tratamiento terciario o incluso cuaternario en caso de no cumplir con la normativa de vertidos de efluente.

Por otra parte, la fracción sólida, es tratada en la línea de fangos, donde a través del espesamiento y centrifugación de estos, es posible obtener a un fango parcialmente

deshidratado. Es reseñable que durante todo el proceso habrá una emisión odorífera, la cual es muy difícil de gestionar y engloba a las dos líneas descritas con anterioridad: línea de aguas y de fangos. En epígrafes posteriores se detallará la posible gestión de olores en mayor profundidad.

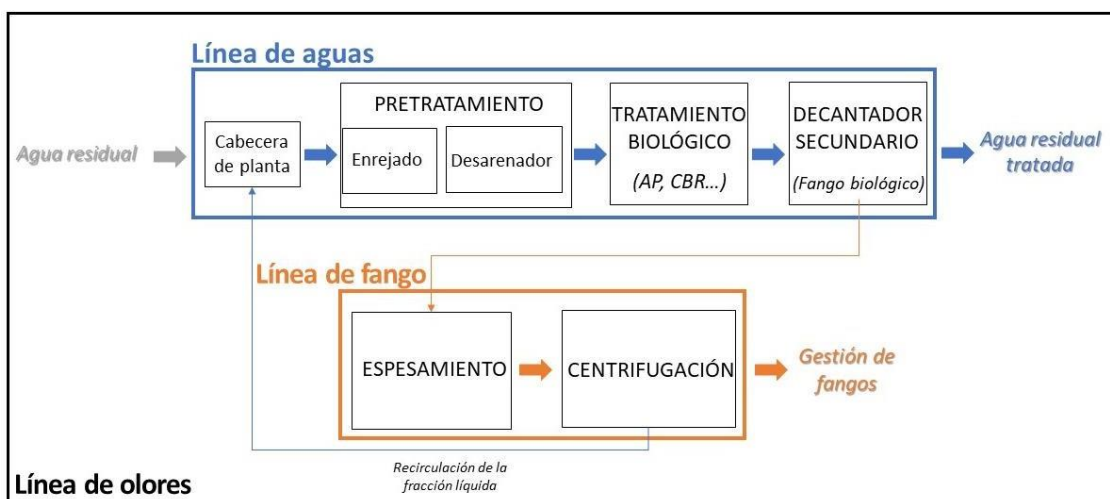


Figura 4A. Diagrama de flujo de una EDAR con las tres líneas existentes: línea de aguas, línea de fango y línea de olores. (Elaboración propia).

### 6.2. Línea de aguas

Las aguas residuales (véase Figura 4B) discurren a través del sistema de saneamiento hasta la EDAR donde se tratarán, impulsadas por la acción de la gravedad o mediante bombeo hasta la cabecera de planta. El primer paso es un desbaste mediante rejillas dispuestas en la arqueta de entrada a modo de pretratamiento para eliminar los sólidos gruesos a su paso. A continuación, se procede al desbaste fino con rejillas de paso de luz de hasta 2 mm, en el caso de que fuera necesario. Seguidamente, se le aplica un pretratamiento más específico formado por operaciones físicas y mecánicas que separan la mayor parte de materia en suspensión presente en el agua (arenas, sólidos poco voluminosos y grasas). Más tarde, con los tratamientos primarios se intentan eliminar los sólidos en suspensión de menor tamaño en un 50% y la DBO<sub>5</sub> como mínimo en un 20%,



a través de la sedimentación, según pauta el Real Decreto Ley 11/1995 de 28 de diciembre. A continuación, el agua residual sería sometida a un tratamiento secundario donde se pueden seleccionar distintas tecnologías para eliminar la materia orgánica biodegradable a través del empleo de microorganismos, en los conocidos como procesos biológicos (Morsy et al., 2020; Salas et al., 2011). Finalmente, el tratamiento terciario/cuaternario tiene como objetivo eliminar los contaminantes no eliminados mediante el anterior tratamiento, como pueden ser los nutrientes nitrógeno y fósforo o los conocidos como contaminantes emergentes. En este caso se emplean sistemas más intensivos y avanzados (Mažeikienė, 2019).



*Figura 4B. Línea de aguas (HIDROTEC, 2021).*

### **6.2.1. Pretratamiento**

Con el fin de separar la mayor cantidad de materias posibles (arenas, grasas, sólidos gruesos) el agua residual a la entrada de la EDAR se somete a operaciones físicas para evitar daños en la infraestructura de la planta y eliminar la materia particulada en la mayor proporción posible, ya sea de carácter orgánico o inorgánico. Así mismo, el pretratamiento está compuesto de: desbaste, desarenado y desengrasado (Lewkowska et al., 2016).

### 6.2.1.A. Desbaste

El desbaste consiste en la incorporación de rejas o tamices para la eliminación de sólidos de tamaño medio y pequeño. Existen diferentes disposiciones de rejas y tamices según parámetros de separación o la sección de mallas para la retirada de estos sólidos. Las rejas pueden ser para gruesos y finos, dependiendo del tamaño de los sólidos. Mientras que los tamices se clasifican en: estáticos (auto limpiantes), rotativos (tambor), deslizantes, de escalera y de tornillo (Mels, 2001; Ramalho, 1996). La materia depositada en ellos puede retirarse realizando un limpiado manual o automático. En el primer caso, el operario retirará un cesto donde se acumulen los sólidos. Por otro lado, en el modo automático, periódicamente, un peine rascador limpiaría la reja. En la Figura 5 se presentan los tipos de desbaste; manual (izquierda) y automático (derecha).



*Figura 5. A) Reja de gruesos manual (izquierda). B) Reja de finos automática (derecha)  
(de Miguel, 2010).*

### 6.2.1.B. Desarenado

Permite la sedimentación de sólidos gruesos con un tamaño superior a 0,2 mm en las aguas residuales. Así se evita la abrasión de los conductos presentes en el resto de la depuradora. Existen dos variedades para estos tipos de desarenadores: desarenadores

estáticos de flujo horizontal (el agua circula a través de la dirección horizontal) y desarenadores aireados (se inyecta aire) para la separación de grasas mediante flotación (Figura 6). La retirada de los sedimentos se puede hacer por vía mecánica o manual (Leclerc et al., 2007; Vasquez, 2007).



*Figura 6. Foto del comportamiento superficial de un desarenador aireado (Leclerc et al., 2007).*

### 6.2.1.C. Desengrasado

Tiene la función de eliminar la materia grasa del agua residual, distinguiéndose los desengrasadores estáticos y los desengrasadores aireados. En los primeros, la grasa resultante del paso por un tabique deflector se queda en la parte superior y por la inferior discurre el agua residual. Cuenta con un fondo inclinado para que la materia que no haya podido ser retirada de manera manual, sedimente. Mientras que, en el caso de los desengrasadores aireados, se inyecta aire por el fondo del recipiente para conseguir la correcta separación y flotación de las grasas resultantes (Salas et al., 2011). De no realizarse un correcto proceso de desarenado-desengrasado corre la posibilidad de que las posibles partículas en suspensión causen abrasión y daños en la integridad de los distintos sistemas de la EDAR (Guerrini et al., 2016). En la Figura 7 se muestra un desengrasador longitudinal.



*Figura 7. Puente desengrasador longitudinal (ESTRUAGUA, 2023).*

### 6.2.2. Tratamiento primario

El Real Decreto Ley 11/1995 de 28 de diciembre, marca la función del tratamiento primario del siguiente modo: *“a través de un proceso físico o fisicoquímico la sedimentación de sólidos en suspensión, para conseguir una reducción de estos a la salida en un 50% y de la DBO<sub>5</sub> en un 20%”*.

Es, por tanto, que con los métodos convencionales en el tratamiento primario lo que se pretende principalmente es la eliminación de sólidos y materia orgánica en suspensión. Con ellos, se desean eliminar las formas orgánicas carbonosas y demás nutrientes que pudieran ocasionar un problema en el medio receptor (Shewa y Dagneu, 2020). Dependiendo del tamaño de la planta y el número de habitantes equivalentes, se elegirán distintas configuraciones para tal propósito.

Según señala el *Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones* los tratamientos más empleados son la fosa séptica, el tanque Imhoff y los decantadores primarios (de Miguel, 2010).

### 6.2.2.A. Fosa séptica

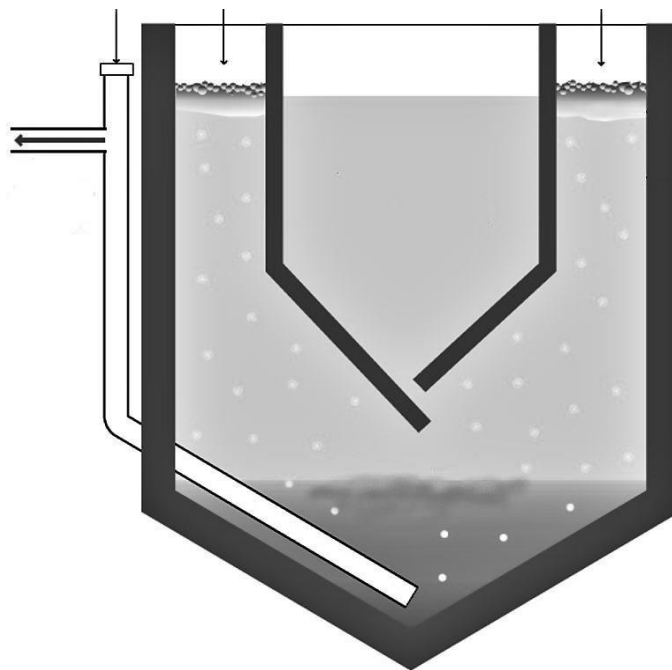
Las fosas o tanques sépticos son módulos soterrados (Figura 8), normalmente formados por uno a tres compartimentos y que están generalmente presentes en zonas rurales, zonas de campo y áreas recreativas en las que no es posible realizar un correcto tratamiento de las aguas residuales generadas. Su mecanismo está basado en la acción de la gravedad; una fina película formada por aceites y grasas flotará, mientras que en el fondo del recipiente se depositarán los sólidos sedimentables. Transversalmente, se distinguen tres capas: la superior formada por grasas y aceites, una intermedia donde está el agua residual clarificada y, finalmente, una inferior únicamente constituida por sólidos sedimentables (Cisneros, 2011; Krzyk y Drev, 2023). Suelen estar construidas para operar con un flujo constante de agua residual y reducir a la mitad la cantidad de materia orgánica en un periodo comprendido entre 2 y 4 días, mientras que para la mineralización del fango depositado en el fondo se necesitan de medio a un año aproximadamente (Kasum y Musnadi Is, 2022; McNinch et al., 2009). Durante esta etapa de mineralización, se emiten distintos compuestos gaseosos, resultado de la degradación de la materia orgánica en forma de biogás (mezcla de metano con dióxido de carbono) y otros compuestos sulfurados responsables de malos olores, principalmente sulfuro de hidrógeno (Kang et al., 2020).



*Figura 8. Fosa séptica (Desatascos Isurbide, 2023).*

### 6.2.2.B. Tanque Imhoff

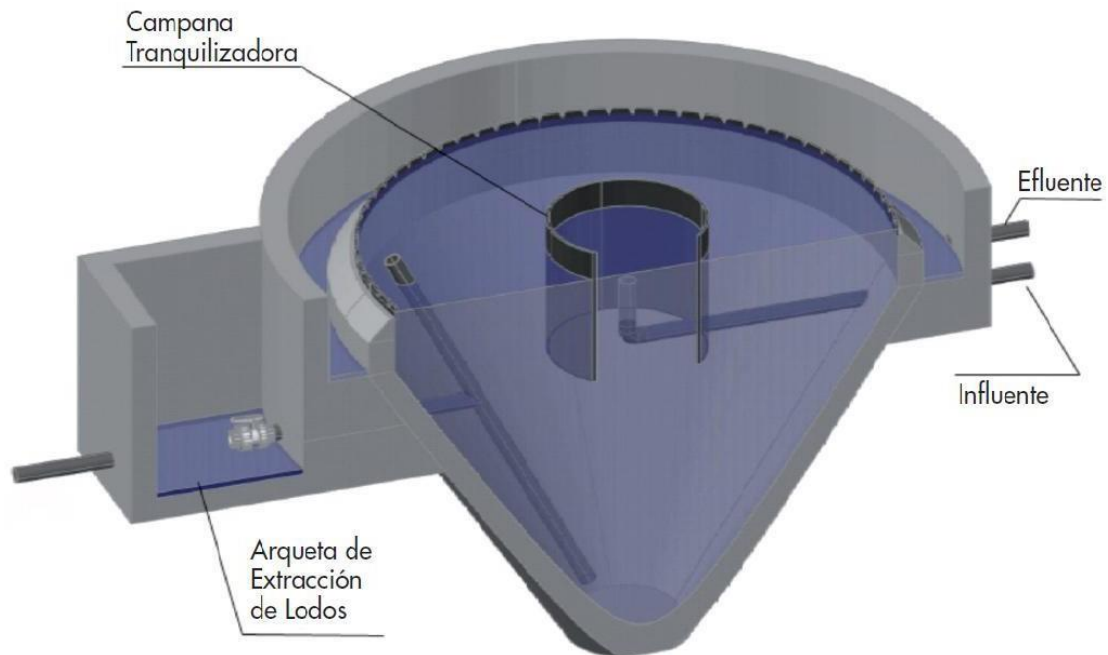
El tanque Imhoff supone una variante de la fosa séptica en cuanto a su diseño en forma de depósito único en el que existen dos zonas: una zona de sedimentación (superior) y una zona de digestión (inferior) (Figura 9). Físicamente, el agua residual a tratar entra en la zona de sedimentación, los sólidos en suspensión se acumulan y van sedimentando en la zona de digestión de lodos. Biológicamente, los sólidos orgánicos sedimentables acumulados en la zona de digestión, vía anaerobia, reducen su volumen en hasta un 40%, desprendiendo biogás, principalmente (Salas, 2020). Frente a la tradicional fosa séptica, la configuración del tanque Imhoff permite un mejor control en la eliminación de los sólidos en suspensión y de olores, ya que la apertura que comunica ambas zonas impide el paso de partículas y gases desde la zona de digestión a la de sedimentación, lo que afectaría negativamente a la decantación. Además, la habilidad del tanque Imhoff para reducir los parámetros microbianos reside en sus largos tiempos de residencia hidráulica y en los mecanismos de digestión anaerobios implicados (Darvishmotevalli et al., 2019).



*Figura 9. Tanque Imhoff (SSWM, 2022).*

### 6.2.2.C. Decantación primaria

Previa eliminación de los sólidos más gruesos en etapas previas, en ésta se pretende retirar la mayor parte de sólidos en suspensión del agua residual por acción gravitacional. Sólo se podrán retirar los sólidos sedimentables y flotantes, pudiendo existir distintos tipos de decantadores en función de si se cuentan o no con partes mecánicas. Dentro de los decantadores estáticos se encuentran los decantadores cilindro-cónicos (Figura 10) y los lamelares. Estos últimos, colocan una lamela inclinada sobre la que colisionan las partículas en su recorrido hasta que sedimentan. Por otra parte, están los que incorporan elementos electromecánicos, denominados decantadores dinámicos, donde se reconducen los sólidos en suspensión hacia la salida. Por su geometría, los decantadores dinámicos pueden ser rectangulares y circulares (Salas et al., 2011).



*Figura 10. Decantador primario (Depuranatura, 2021).*

### 6.2.3. Tratamiento secundario o biológico

En esta etapa se pretende la depuración de las aguas residuales mediante un proceso biológico en el que bacterias y otros microorganismos degraden la materia orgánica biodegradable en disolución. Se pueden emplear procesos aerobios en los que exista un suministro de oxígeno o procesos anaerobios, en los que no exista oxígeno. En las EDAR municipales los tratamientos más extendidos son los de tecnología aerobia.

También puede hacerse una clasificación en función de la superficie/energías requeridas: los tratamientos extensivos requieren grandes superficies con un pequeño aporte energético y los tratamientos intensivos requieren de poca superficie, pero sí de una alta fuente de energía en forma de electricidad (Lafuente, 1997).

#### 6.2.3.1. Tratamientos secundarios intensivos

En los tratamientos secundarios intensivos el agua residual es depurada en tanques y reactores, a una velocidad elevada gracias al empleo de equipos electromecánicos que aportan oxígeno.

##### 6.2.3.1.A. Fangos activos

El proceso de fangos activos es el más implantado como tratamiento biológico en estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas. En este proceso, el cultivo en suspensión formado por biomasa que contiene bacterias, hongos, protozoos, fundamentalmente (fango activo) es el responsable de eliminar los contaminantes. Su función principal es la eliminación de materia carbonosa (Gernaey et al., 2004), si bien, existe una alternativa más eficaz a los fangos activos convencionales para el tratamiento de aguas residuales, como es la aireación prolongada (Figura 11). La aireación prolongada supone la incorporación de difusores al tanque, con un intenso aporte continuado de aire, lo que facilita la cinética de degradación de la materia orgánica contaminante y la presente en los propios microorganismos (metabolismo endógeno). Sin embargo, algunos de los



problemas de esta técnica son los altos tiempos de retención requeridos, la baja carga orgánica permitida, el alto requerimiento energético y caudales relativamente bajos que pueden ser tratados, de modo que su empleo está limitado para pequeñas y medianas poblaciones (Mohammadi et al., 2012).

Pirsaheb et al. (2014) llevaron a cabo estudios en los que se comparaban los fangos activos de aeración prolongada (Figura 11) con el proceso convencional. Los resultados de eliminación de DQO y sólidos totales en suspensión para fangos activos convencionales fueron de  $84,4 \pm 2,6\%$  y  $74,6 \pm 3,1\%$ , respectivamente, mientras que en el caso de la aireación prolongada estos mejoraban hasta  $89,4 \pm 1,5\%$  y  $87,9 \pm 1,8\%$ , respectivamente.



*Figura 11. Sistema de fangos activos por aireación prolongada (GEDAR, 2020).*

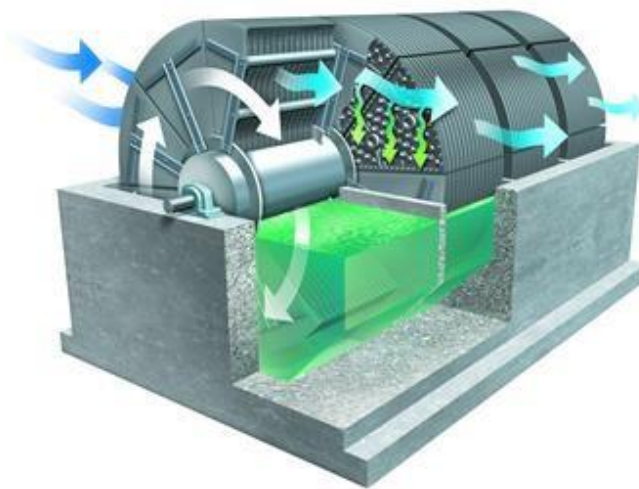
### **6.2.3.1.B. Contactores Biológicos Rotatorios (CBR)**

Los contactores biológicos rotatorios (CBR), comúnmente conocidos como biodiscos (Figura 12), consisten en una fina capa de microorganismos adheridos a la superficie del disco o soporte inerte, con velocidades de rotación muy bajas (1 rpm), en la que un 40% de la superficie del disco suele estar inmersa (Neu, 1992). Consiguen normalmente

buenas eficiencias en la eliminación de DBO y por lo general, son estables a los cambios de condiciones en las aguas residuales (Kargi y Uygur, 1997).

Estudios llevados a cabo en 2006 por Colmenarejo et al., mostraban a las tecnologías de fangos activos convencional y con aireación prolongada como más eficaces en la eliminación de materia orgánica que los sistemas de CBR. Ahora bien, son sistemas, en los que la aireación se realiza mecánicamente y por lo tanto resulta un balance energético más

económico que la  
dosificación  
de aire comprimido  
requerida en  
el proceso de fangos  
activos o en  
aireación prolongada.



*Figura 12. Contactador Biológico Rotatorio (CBR) (Walker Process Equipment, 2018).*

#### 6.2.3.1.C. Filtros percoladores

Los filtros percoladores constituyen un sistema aerobio en forma de columna cilíndrica, alimentado con agua residual que discurre desde la parte superior hasta la inferior de ésta. Existen dos modalidades en la alimentación de estos rectores. En la primera de ellas, *sistema fijo*, el agua se distribuye directamente a través de una tubería perforada o

aspersores. En el segundo tipo, *sistema móvil*, existe un brazo central giratorio (Figura 13) que distribuye el agua de forma intermitente (Salas et al., 2011). En su interior se encuentran albergados distintos tipos de materiales de relleno sobre los que se adhieren biopelículas formadas por distinta clase de microorganismos. Estos materiales de relleno pueden ser: roca, granito, grava, turba, materiales plásticos fabricados ex profeso, etc. Sin embargo, es necesario que el material de relleno sea biológica, química y mecánicamente estable a la degradación con el tiempo. El relleno debe permitir el esparcimiento del líquido de forma uniforme a través de la superficie porosa, permitiendo el intercambio gaseoso, principalmente oxígeno que favorezca las reacciones de biodegradación (Krüner y Rosenthal, 1983). Las biopelículas anteriormente comentadas, desarrollan distintos espesores; en las zonas más externas existirá una abundancia de oxígeno (aerobiosis), mientras que en la zona más interna no habrá disponible oxígeno. Por tanto, las reacciones de anaerobiosis tendrán especial interés. Por lo general, estos microorganismos depuran el agua residual a través de la metabolización de los contaminantes orgánicos para dar lugar a CO<sub>2</sub> y otros productos de deshecho (Blázquez et al., 2017).



*Figura 13. Filtro percolador (GEDAR, 2022).*

#### 6.2.3.1.D. Reactor de biopelícula de lecho móvil

Este tipo de tecnología es considerada como una mezcla entre las tecnologías de cultivo en suspensión y las de cultivo fijo o biopelícula (Figura 14). Sobre soportes plásticos con una elevada superficie específica, considerado el lecho móvil, crecen microorganismos suspendidos dentro del reactor. Estos elementos móviles pueden ser movidos por sistemas de aireación o agitación, lo que promueve la aerobiosis del medio (Salas et al., 2011).



*Figura 14. Sistemas de reactores de lecho móvil sobre película (SUMYT, 2023).*

#### 6.2.3.2. Tratamientos secundarios extensivos

Este tipo de sistemas se caracterizan por ocupar una amplia superficie para que las reacciones de biodegradación tengan lugar. Además, transcurren a una velocidad natural, puesto que no se les aplica ningún tipo de suministro energético (Metcalf, 2000). A continuación, en los siguientes epígrafes, se describen este tipo de tecnologías con mayor grado de detalle.

##### 6.2.3.2.A. Humedales

Los humedales constituyen un sistema blando, es decir, una tecnología natural para la eliminación de contaminantes en las aguas residuales. Como ya se mencionó anteriormente, requieren de grandes superficies para reproducir los procesos de depuración que tendrían lugar en las zonas húmedas naturales. Son igualmente de eficaces

## *Introducción*

para la eliminación de materia orgánica que los tratamientos intensivos y, en algunos casos, incluso consiguen mayores eficiencias para eliminar patógenos y otros nutrientes. No obstante, suelen requerir tiempos de tratamiento significativamente superiores. Por último, destacan el mínimo consumo energético y mantenimiento, de modo que no se requiere de personal muy especializado (Delgadillo et al., 2010).

La clasificación de estos humedales se basa en el tipo de vegetación (emergente, sumergida, con hojas flotantes, flotante libremente) e hidrología (agua libre superficial y subsuperficial), pudiendo clasificarse los humedales de flujo subterráneo según la dirección de flujo (vertical u horizontal). Es común la integración de un sistema mixto de humedales para la eliminación del nitrógeno (Vymazal, 2010).

Por una parte, los humedales verticales (Figura 15) requieren una mayor cantidad de energía y de mantenimiento al tener que ser irrigados intermitente desde la superficie. El agua percola a través del lecho, fluyendo libremente, lo que permite una mejor difusión del oxígeno en el agua. Como resultado, se favorece el proceso de nitrificación. En contra, no suelen existir procesos de desnitrificación ni efectividad en la eliminación del fósforo, si bien es igualmente de efectivo en la eliminación de sólidos en suspensión que los humedales horizontales (Pan et al., 2011).



*Figura 15. Humedal vertical (CENTA, 2019).*

Por otra parte, en los humedales horizontales (Figura 16), los compuestos orgánicos son degradados de manera eficaz gracias a la acción microbiana en condiciones anóxicas/anaerobias, debido a la baja concentración de oxígeno disuelto en los lechos de filtración. La filtración y sedimentación consiguen una alta tasa de eliminación de sólidos en suspensión. Mientras que la eliminación de nitrógeno se consigue a través de la desnitrificación y la del fósforo por mecanismo de reacciones de intercambio de ligando poco eficaces (Vymazal y Kröpfelová, 2008).



*Figura 16. Humedal horizontal (DAM, 2018).*

### 6.2.3.2.B. Lagunaje

La tecnología de lagunaje consiste en una serie de lagunas interconectadas, donde la profundidad de éstas se va reduciendo de forma gradual, al mismo tiempo que se incrementa en el contenido de oxígeno disuelto en agua, de modo que se producen los fenómenos de autodepuración que cabrían esperar en el curso natural de las aguas (Figura 17). Al tratarse de un río compartimentado, en la primera etapa se simulan las condiciones de un vertido con alta carga orgánica biodegradable -anaerobiosis-, mientras que en las posteriores etapas la masa de agua va recuperando sus condiciones iniciales -aerobiosis- (Salas et al., 2011). Según Aguirre-Sierra et al. (2020) “*el lagunaje es un sistema capaz de reproducir los fenómenos de autodepuración que se dan de forma natural en los cursos de los ríos*”.

Así, existen principalmente tres tipos de lagunas: anaerobias, facultativas y de maduración. Su clasificación se realiza en base a la concentración de oxígeno disuelto.

- Anaerobias: Son construcciones de 3 a 5 metros de profundidad, que soportan altas cargas orgánicas. Por la ausencia total de oxígeno proliferan bacterias anaerobias, las cuales provocan altas emisiones de gases olorosos, como sulfuro de hidrógeno (Safley y Westerman, 1992). En el fondo van sedimentando los sólidos en forma de fangos durante largos periodos de tiempo hasta su mineralización y como resultado de las reacciones anaerobias se produce biogás, que escapa hacia la superficie (Bobade et al., 2022).

- Facultativas: Este tipo de lagunas tienen normalmente una profundidad aproximada de 1,5 metros, reciben el efluente de las lagunas anaerobias y tienen una superficie mucho mayor que las anteriores. También pueden recibir efluentes de otros tratamientos primarios. La principal función es la eliminación de la DBO (Salter et al., 2000). Dentro de la laguna, se observan tres tipos de estratos: el inferior, donde se dan reacciones anaeróbicas en el fango sedimentado; la superior, con reacciones aerobias y procesos fotosintéticos; y el intermedio, de condiciones variables en las que existe una población de bacterias facultativas -capaces de vivir en condiciones tanto de presencia como de ausencia de oxígeno- y que le dan nombre al tipo de laguna (Bobade et al., 2022).

- Madurativas: Las lagunas madurativas o de estabilización son la última etapa en el diagrama de tratamiento de aguas residuales por lagunaje. La carga orgánica en el influente es bastante reducida. De grandes extensiones en su construcción y profundidades inferiores a un metro, tienen por objetivo principal la eliminación de patógenos mediante la luz solar. Las algas fotosintéticas allí presentes, liberan oxígeno y fijan el dióxido de carbono producto del metabolismo bacteriano (Tilley, 2018; Wang et al., 2012). El estudio de Wang et al. (2012) llevado a cabo en Estados Unidos mostraba cómo en estas lagunas se reducía el número de Coliformes Fecales de 200 MPN/100 mL

de mayo a 50 MPN/100 mL a noviembre, gracias a las condiciones aerobias del medio y a la radiación ultravioleta del sol (siendo MPN el número más probable de colonias por cada 100 mL de alícuota). A nivel internacional, los coliformes fecales son desde 1904 el indicador empleado para conocer la contaminación fecal de aguas y alimentos. Una característica fundamental de este tipo de bacterias es su capacidad para fermentar lactosa, produciendo gas (Tewari et al., 2003).

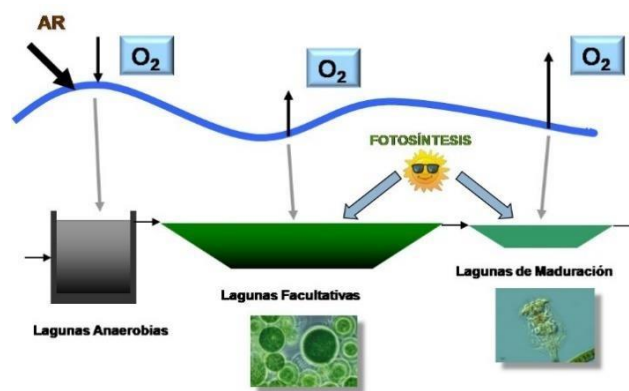


Figura 17. Esquema de un sistema para lagunaje basado en tres etapas (Salas, 2018).

### 6.2.3.2.C. Filtros de turba

Mediante esta técnica el agua residual es filtrada a través de lechos que emplean turba como material filtrante (Figura 18). Este material presenta unas propiedades fisicoquímicas y biológicas bastante interesantes, que por su estructura que alberga sustancias húmicas, permite la obtención de un efluente tratado libre de contaminantes (Jin et al., 2017). Los filtros de turba se disponen en distintas capas (turba, arena, grava...), lo que mejora la depuración y aumenta el tiempo de residencia hidráulico (Salas et al., 2011). Así, estudios de Kõiv et al. (2009), mostraron altas eficiencias en la eliminación del fósforo: 81 mg de fósforo por kilogramo de turba seca para largos periodos de tiempo (6 meses), a través de mecanismos de adsorción.





*Figura 18. Filtros de turba en reposo y en operación (Pidre, 2007).*

Como puede observarse en la Figura 18, el agua residual obtiene directamente oxígeno de la atmósfera, de modo que se favorecen las reacciones microbianas aerobias.

#### 6.2.3.2.D. Carrusel mixto basado en algas

Es frecuente el empleo de sistemas en los que se existe una simbiosis de algas que sirven de soporte para el crecimiento de bacterias heterótrofas, con el objetivo de volver a tratar un efluente tras finalizar un tratamiento secundario (Figura 19). Whitton et al. (2015) investigaron el papel depurador de las microalgas en tratamientos terciarios, con una eficiencia de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  de hasta el 99%. En esta misma línea, estudios de He y Xue (2010) mostraron cómo las algas eran capaces de eliminar  $\text{N-NH}_4^+$ , nitrógeno total y fósforo de forma eficiente. Debido a la fotosíntesis, el incremento de pH y al oxígeno disuelto, las algas absorbían nitrógeno y fósforo, con lo que reducían sus concentraciones en el medio. Además, el aumento del pH promueve la precipitación de fosfatos disueltos en el agua. Sin embargo, no existía apenas un efecto evidente en la reducción de la DQO. Es, por tanto, que este tipo de configuraciones basadas en algas suspendidas para tratar efluentes secundarios, resultan interesantes en pequeñas poblaciones para la eliminación de nutrientes y posibles patógenos en aguas residuales (Schumacher y Sekoulov, 2003). Así, la tecnología de algas se presenta en distintos

dispositivos como carruseles de algas, estanques aerobios fotosintéticos o lagunas de maduración, donde el oxígeno producido durante la fotosíntesis mantiene las condiciones aerobias del medio. Como inconveniente de este tipo de procesos, es el posible aumento indirecto en la  $DBO_5$  como consecuencia del crecimiento bacteriano y de algas (He y Xue, 2010; Metcalf, 2000; Zhang et al., 2023).



*Figura 19. Carrusel de algas (EUROPA PRESS, 2014).*

### 6.2.3.2.E. Filtros intermitentes de arena

Los filtros intermitentes de arena (Figura 20) han sido utilizados durante el último siglo para tratar las aguas residuales urbanas. Healy et al. (2007) los define como construcciones de poca profundidad (0,5-1,0 m) en las que el agua residual proveniente de una sedimentación primaria es dosificada de forma intermitente sobre un filtro estratificado de arena y un drenaje dispuesto en la zona inferior para la salida del efluente depurado. El agua atraviesa verticalmente el sustrato sobre el que existe una película de bacterias aerobias, encargadas de la oxidación biológica de los contaminantes allí presentes. También pueden existir fenómenos de filtración y adsorción de contaminantes en el filtro y sobre la superficie de la biopelícula (Salas et al., 2011). En cuanto a la eliminación de bacterias y virus, estudios realizados por Torrens et al. (2009) consideran

el tiempo de retención y la profundidad de dicho filtro, así como la carga hidráulica, factores en tener muy en cuenta para la eliminación de patógenos.

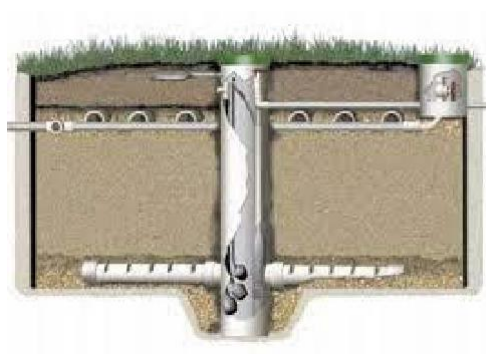


Figura 20. Filtro intermitente de arena. (Lesikar y Enciso, 2012).

### 6.2.3.2.F. Infiltración-Percolación

La infiltración-percolación es un proceso extensivo, mayormente implantado en zonas rústicas, que emplea superficies de aproximadamente 100 m<sup>2</sup>, donde el agua residual se hace pasar a través de un soporte granular fino para conseguir su oxidación (Figura 21). La depuración del agua residual se basa en un mecanismo de filtración biológica aerobia (Brissaud y Lesavre, 1993). Estudios de Bali et al. (2010) mostraron que a altas temperaturas la eliminación conseguida en DQO era del 90% y de un 94% para el N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, para las que la actividad oxidativa se localizaba en los estratos superiores.



Figura 21. Lecho filtrante en arena basado en infiltración/percolación (Flicoteaux, 2018).

### 6.2.4. Tratamiento terciario

Los tratamientos terciarios son implantados en las EDARs convencionales una vez finalizada la etapa de tratamiento biológico secundario, no habiéndose alcanzado los parámetros deseados Illueca-Muñoz et al. (2008). Los tratamientos terciarios se pueden clasificar en: químicos (cloración, radiación ultravioleta, ozonización y técnicas avanzadas de oxidación), físicos de separación y biológicos (Pei et al., 2019).

### 6.3. Línea de fangos

El fango es una mezcla de materia orgánica e inorgánica, cuya composición depende fundamentalmente del agua residual de partida (Figura 22). Existen distintos tipos de fangos: el primario, proviene directamente de la decantación primaria y está formado por sólidos en suspensión sedimentables; el secundario, formado por un exceso de la biomasa generada en los tratamientos biológicos; y el terciario, obtenido en etapas avanzadas en el tratamiento de aguas para la eliminación de nutrientes como nitrógeno o fósforo Collivignarelli et al. (2019). La gestión de los fangos producidos supone más del 50% del coste unitario en una EDAR, además de los problemas que pueden originar los patógenos y metales pesados que contienen (Robledo-Mahón et al., 2019). El compostaje de fangos es la técnica más típica para su estabilización, reduciendo los costes de transporte y descomponiendo materia orgánica a un producto final estable libre de patógenos (Gutiérrez et al., 2017). Sin embargo, durante esta etapa se emiten multitud de compuestos odoríferos, como los COV (compuestos orgánicos volátiles), terpenos, sulfurados e hidrocarburos aromáticos, donde los mayores contribuidores al olor son el dimetildisulfuro, el eucaliptol y el  $\alpha$ -pineno (González et al., 2020). Autores como Bonnin et al. (1990) ya presentaban el problema del rechazo social ante los compuestos generados del tipo: sulfurados ( $H_2S$ , mercaptanos, orgánicos sulfurados), compuestos nitrogenados (amoníaco), ácidos, aldehídos y cetonas. Así, como posible solución para reducir el

impacto de emisiones de gases malolientes, sería la instalación de lonas, para evitar el escape a la atmósfera o bien, reconducir la corriente contaminada a un sistema de tratamiento de olor, por ejemplo, un biofiltro.



*Figura 22. Lodos generados en el tratamiento biológico de aguas en una EDAR (Tarik, 2019).*

### **6.4. Línea de olores**

La subjetiva naturaleza de la percepción del olor por la nariz humana y los múltiples complejos químicos odoríferos emitidos en las EDAR, hacen que la gestión y cuantificación de estos olores sea muy compleja. Durante las últimas décadas, las regulaciones ambientales y el aumento de núcleos urbanos cercanos a depuradoras han suscitado quejas por estos desagradables olores (Lebrero et al., 2011a).

Estudios de Zwain et al. (2020) presentan la contaminación odorífera como un potencial riesgo para la salud humana; entre sus efectos se incluyen: dolor de cabeza, náuseas, y problemas respiratorios. En este mismo estudio, se presta especial interés al sulfuro de hidrógeno. A muy bajas concentraciones, inferiores a 1 ppm, es fácilmente perceptible por su olor característico a huevos podridos. Además, la exposición prolongada puede causar desde el dolor de cabeza mencionado antes, hasta incluso la muerte cuando estas concentraciones superan las 500-1.000 ppm.

Una revisión bibliográfica de Hawko et al. (2021) recoge las diferentes técnicas sensoriales e instrumentales empleadas para el análisis cuantitativo y cualitativo del olor en cuanto a las quejas medioambientales causadas, distinguiéndose entre ellas, aspectos como: la intensidad de olor, la naturaleza de olor, el tono hedónico y la concentración de olor.

La *intensidad de olor* se puede definir como el grado en el que huele una sustancia, pudiéndose emplear un panel de expertos que usen una escala numérica de 0 a 6, siendo el cero la ausencia de olor y 6 un olor muy fuerte. Otra forma sería utilizar un olor de referencia, a partir del cual se comparase la intensidad de dicho olor (Yu et al., 2010).

La *naturaleza del olor* hace referencia a la fuente para identificar los distintos tipos de olor y caracterizar el perfil de las emisiones.

El *tono o carácter hedónico* hace referencia a cómo se percibe el olor y refleja la respuesta que cabría de esperar de una comunidad cercana al foco y a la frecuencia de esta emisión. Por tanto, se evalúa el olor usando una escala de 9 (de ofensividad negativa a positiva), tal y como reporta Nicell (2009) en su estudio, donde el -4 es extremadamente desagradable, 0 es neutral y +4 es extremadamente agradable. Estudios de (McGinley, 2002) emplean una escala numérica, desde -10 como el olor más desagradable hasta +10 la fragancia más agradable.

La *concentración de olor* ofrece una cuantificación basada en factores de dilución. Se define como el número de diluciones necesarias para que una muestra olorosa pase a ser inodoro, es decir, alcance su umbral de detección. De acuerdo con la EN-13725 (2003) se define una unidad europea de olor por metro cúbico ( $ou_E/m^3$ ) como el equivalente a evaporar 123  $\mu g$  de n-butanol en 1  $m^3$  de aire a 1 atm y 25 °C. En una revisión, Hawko et al. (2021) presenta los tres métodos existentes para la determinación de la concentración

odorífera: olfatometría dinámica, olfatometría estática y determinación a través de concentraciones químicas. Si bien en este último tipo de determinaciones se pueden añadir la cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC/MS) y la nariz electrónica (eNose).

## **7. FORMAS DE CUANTIFICACIÓN DE COMPUESTOS GASEOSOS**

### **7.1. Cromatografía de gases**

La cromatografía de gases es una técnica analítica que permite la separación de analitos en una muestra compleja de gas. La separación se consigue en una columna cromatográfica entre una fase móvil (el gas con los analitos) y una fase estacionaria una vez que la muestra haya sido inyectada. La fase estacionaria es un gas inerte, normalmente helio o nitrógeno. Finalmente, al detector cromatográfico llegan los analitos por separado y un ordenador a través de una interfaz es capaz de dar un resultado. La CG puede ser aplicada para el análisis de mezclas, con puntos de ebullición cercanos al 0 K hasta incluso 700 K (Weil and Willams, 2002) .

La robustez y versatilidad de esta técnica la hace el método analítico estándar empleado en investigación, desarrollo y control de calidad de muchas industrias como la petrolífera, alimentaria, farmacéutica o en análisis forense.

### **7.2. Espectrometría de masas**

La espectrometría de masas es una técnica analítica que permite reconocer un analito a partir de su masa. El espectrómetro de masas es un dispositivo capaz de analizar multitud de compuestos, siendo capaz de separar núcleos atómicos según su masa y carga ( $m/q$ ). El detector del equipo mide la relación masa/carga de cada ión. Para ello previamente, ha de calentarse el compuesto hasta su vaporación y posteriormente ionizar los átomos (Edmond de Hoffmann, 2007).

### 7.3. Cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas

En la práctica, lo más frecuente es el empleo de un sistema de cromatografía de gases acoplado a un espectrómetro de masas (Figura 23), lo que mejora notablemente la discriminación de compuestos en base a su tiempo de retención y relación  $m/z$ . En otros muchos casos es común acoplar otros instrumentos previos, como un módulo de desorción térmica o espacio de cabeza a la entrada del cromatógrafo de gases y/o un olfatómetro dinámico en la salida del sistema (Barczak and Kulig, 2017; Du et al., 2011; Gao et al., 2022; Gutiérrez et al., 2015; Lehtinen and Veijanen, 2011; Zeng et al., 2023).



*Figura 23. Cromatógrafo de gases acoplado a espectrometría de masas, con módulos complementarios de desorción térmica y espacio de cabeza (PerkinElmer®).*

### 7.4. Nariz electrónica

La nariz electrónica o eNose es un sistema formado por sofisticados sensores, que permiten la identificación de diversos olores. Cada sensor dará respuesta a un determinado olor. La eNose permite la captación del compuesto oloroso y su conversión a señal a través de un sensor selectivo (Moreno et al., 2009).

Revisiones bibliográficas tanto de Moreno et al. (2009), como de Quicazán et al. (2011), muestran la gran aplicabilidad de las narices electrónicas en el campo de la agroalimentación. Es el caso del empleo de eNose para la evolución de vinos (Lozano et



al., 2003), para determinar la vida útil de productos lácteos (Ampuero and Bosset, 2003) o para el control de calidad de la industria cárnica (Munekata et al., 2023). Se tratan de sistemas muy versátiles para la cuantificación de compuestos odoríferos sin la destrucción de la muestra, al mismo tiempo que permiten reconocer e identificar sustancias volátiles a bajas concentraciones.

### **7.5. Olfatometría dinámica**

La olfatometría dinámica es una técnica sensorial establecida por la norma europea EN-13725 (2003) para la determinación de la concentración de olor expresada en términos de unidades de olor europeas por metro cúbico ( $ou_E/m^3$ ). Esta técnica se basa en un panel de expertos como elemento sensor, previamente calibrados con el compuesto n-butanol. Para que una persona sea considerada como panelista, deberá tener una capacidad olfativa que detecte entre 20-80 ppb del compuesto de referencia (n-butanol) y que su conjunto de resultados muestre una desviación inferior a 2,3.

La olfatometría dinámica se basa en el método SI/NO, que consiste en que los panelistas pulsen el botón que indica “SI” cuando han percibido el olor de la muestra. El momento en el cual el panelista pulsa el botón de manera acertada en dos series consecutivas es conocido como ITE (Individual Threshold Estimate), es decir, el límite de detección individual. La media geométrica de los ITEs de un grupo de panelistas es tomada como la concentración de olor de la muestra. Esta concentración de olor es calculada de forma automática por el software del olfatómetro que, a su vez, permite calcular la concentración detectada por cada uno de los panelistas y crear una base de datos con los resultados obtenidos en cada medida.



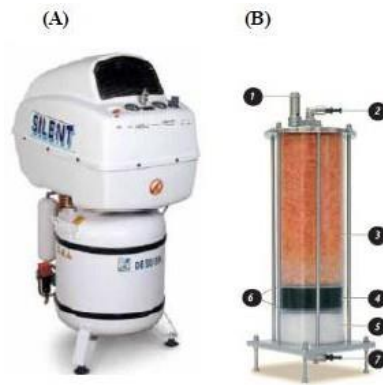
*Figura 24. Olfatómetro T08 de la empresa Odournet GmbH empleado para el análisis sensorial de muestras odoríferas (Gutiérrez, 2013).*

Las muestras recogidas en bolsas de la Nalophan han de ser analizadas en un periodo inferior a 24 horas después de su toma. Tienen que guardarse en un lugar oscuro a una temperatura no superior a 25°C.

#### 7.5.1. Laboratorio olfatométrico

El laboratorio olfatométrico es el espacio donde se desarrollan los análisis olfatométricos y debe estar libre de contaminación odorífera. Por ello, la habitación precisa de una ventilación adecuada, en la que se instalen filtros de carbón activo que puedan mantenerla libre de olores. La temperatura debe ser inferior a 25 °C (requiere de climatización) y la concentración de CO<sub>2</sub> no puede superar 1.500 ppm.

Además, para la dilución de las muestras odoríferas se necesita un compresor de aire que opera a 4-5 bares de presión. El compresor debe estar encendido antes de iniciar el equipo. El aire se hace pasar por un filtro, el cual retira la humedad de la muestra y los posibles contaminantes que pudieran entrar en el olfactómetro (Figuras 25 A y B).



*Figura 25. (A) Compresor de aire. (B) Filtro de aire: (1) Válvula, (2) Entrada de aire, (3) Sílica gel, (4) Carbón activo, (5) Algodón en fibra, (6) Filtro y (7) Salida del aire al olfatómetro (Gutiérrez, 2013).*

#### 7.5.2. Olfatometría de campo

La olfatometría de campo es una herramienta versátil que permite la cuantificación de olor directamente sobre un foco para controlar el cumplimiento de la legislación relativa a la emisión odorífera (Gutiérrez, 2013). Es un tipo de olfatometría dinámica en la que se aplican los mismos estándares (EN-13725, 2003).

El Nasal Ranger es el olfatómetro de campo empleado en la mayoría de los casos (Figura 26). Este diluye el aire ambiente, haciéndolo pasar por un filtro de carbón activo, en distintos ratios conocidas como factores de dilución (McGinley y McGinley, 2004). Algunos estudios utilizan este sistema para el seguimiento de focos de malos olores, que pudieran generar malestar en la población circundante (Dalton et al., 2011; Henry et al., 2011; Hirunrueng et al., 2022).



*Figura 26. Olfatómetro de campo (Nasal Ranger).*

## **8. TECNOLOGÍAS PARA LA ELIMINACIÓN DE OLORES**

### **8.1. Tecnologías biológicas para la eliminación de olores**

Las tecnologías biológicas para el tratamiento de corrientes de gases olorosos se clasifican en función de la disposición de la biomasa, de forma que ésta puede encontrarse fijada en forma de biopelícula (biofiltros y biofiltros percoladores) o en suspensión (biolavadores y sistemas de difusión en fangos activos) (Muñoz et al., 2010).

#### **8.1.1. Biofiltros**

Los biofiltros son la biotecnología más usada en EDAR para el tratamiento de la línea de olor (Figura 27). La corriente de gas es forzada a pasar por un lecho fijo que alberga una comunidad microbiana en la que se produce la mineralización de los compuestos olorosos. Para ello, el compuesto debe difundir desde la fase gaseosa hasta la biopelícula, donde ocurre la degradación. Por norma general, se opta por rellenos que posean altas superficies específicas, porosidad elevada, buena capacidad para retener el agua, buena respuesta al cambio en el pH y que proporcionen un medio rico en nutrientes para lograr una eliminación eficiente del mal olor (Lebrero et al., 2011b). Los rellenos de los biofiltros pueden ser de los más variados. Autores como Barona et al. (2004) proponen: compost y fango ya estabilizados, suelo, algas y serrín para el tratamiento de una corriente

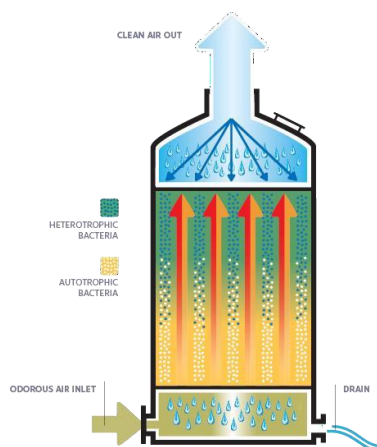
de gas. Los resultados muestran la buena aplicabilidad del relleno con estiércol de cerdo y serrín para la eliminación de sulfuro de hidrógeno en rangos de  $0,03 - 0,32 \text{ g/m}^3$  y la rápida recuperación en periodos de no operabilidad.



*Figura 27. Biofiltro para el tratamiento biológico de gases (ECOTEC, 2020).*

### 8.1.2. Biofiltros percoladores o biotrickling

Los biofiltros percoladores están ganando terreno como tecnología en la eliminación de olores. Esta tecnología utiliza biopelículas de microorganismos soportadas sobre una estructura de un material inerte (plástico, espuma o roca magmática). Los compuestos odoríferos entran en contacto con la biopelícula y son eliminados, mientras existe un aporte continuo de una solución acuosa que aporta nutrientes y agua al medio (Figura 28). En comparación a otras tecnologías convencionales fisicoquímicas, proporciona: bajos costes operacionales, menor impacto ambiental, altas eficiencias de eliminación, robustez, etc. (Lebrero et al., 2012).



*Figura 28. Esquema de funcionamiento de un filtro basado en biotrickling*

*(BioAirSolutions, 2022).*

## **8.2. Lavadores químicos**

Los lavadores químicos o scrubbers son sistemas utilizados para tratar olores y gases contaminantes mediante la aplicación de reactivos químicos para neutralizar o eliminar los compuestos odoríferos (Figura 29). Estos sistemas se utilizan comúnmente en aplicaciones industriales y de tratamiento de gases, utilizándose junto con sistemas de biofiltración para mejorar su eficiencia (Cao et al., 2023). Los lavadores químicos o scrubbers son sistemas para la depuración de una corriente contaminada de gases (Figura 29). En ellos se produce una reacción química entre la sustancia odorífera y la disolución de lavado para dar lugar a un compuesto no odorífero/no volátil. Las reacciones son principalmente ácido/base o reacciones de oxidación/reducción (Alinezhad et al., 2019). Estudios de Sánchez et al. (2006) propusieron un sistema de lavador químico basado en hipoclorito sódico a escala laboratorio. Se conseguían eficacias de eliminación para el sulfuro de hidrogeno y metilmercaptano ( $\text{CH}_3\text{SH}$ ) del 99% y un 87%, respectivamente.

Charron et al. (2004) presentaban el uso de peróxido de hidrógeno en torres de lavado químico para el control de olores en estaciones depuradoras. Las eliminaciones de los compuestos odoríferos basados en azufre ( $\text{H}_2\text{S}$  y  $\text{CH}_3\text{SH}$ ) era del 98%. Sharif et al. (2021)

proponen el uso de distintos lavadores híbridos para el control de olor en industria, empleando distintos agentes químicos como zinc, hierro o cobalto para tratar corrientes gaseosas industriales las cuales contenían  $\text{SO}_2$  y  $\text{NO}_x$ , siendo el polvo de Zn usado como catalizador en lavadores químicos la mejor alternativa para eliminar dichos compuestos (con una eficacia de eliminación del 97,5% en ambos casos).



*Figura 29. Lavador químico de gases (CondorchemEnviroSolutions, 2023).*

### 8.2.1. Biolavadores (bioscrubbing)

El bioscrubbing para el tratamiento de una corriente gaseosa se caracteriza por una separación física del compuesto volátil al agua y el posterior tratamiento biológico del agua en dos operaciones unitarias. El residuo gaseoso es tratado en un absorbente, un contactor líquido-gaseoso, en el que los contaminantes de la fase gaseosa son transferidos a la acuosa. El agua con una alta carga de contaminantes es tratada en un biorreactor. Este biorreactor es un tanque aireado que contiene fangos activos en suspensión, encargados de la depuración del agua resultante (Friedrich et al., 2014; Kennes y Veiga, 2001).

### 8.3. Sistemas de difusión de aire en fangos activos

La difusión de fangos activos es una alternativa a los biorreactores para el tratamiento de gases como podrían ser los biofiltros, biolavadores o biotricklers. El aire contaminado es reconducido por una tubería al sistema de burbujeo del tanque de fangos activos (Figura

30). Las burbujas de los gases contaminantes son adsorbidas en el flóculo que conforma los fangos y una vez allí, absorbidas por las bacterias donde se produce la biodegradación (Burgess et al., 2001). Son las actividades de las bacterias nitrato-reductoras y sulfoxidantes las que consiguen una mejora en la eliminación de compuestos sulfurados contenidos en la corriente gaseosa a tratar (Liang et al., 2016).



*Figura 30. Fangos activos como eliminación de malos olores (Aguas Industriales, 2014).*

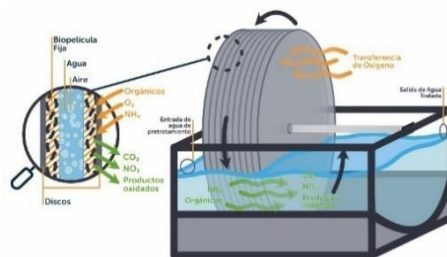
Estudios como los de Barbosa et al. (2006) investigaron la capacidad de los fangos activos para la reducción de COVs y emisiones odoríferas, mostrando mayor eficiencia en la eliminación de H<sub>2</sub>S en concentraciones no superiores a 150 ppm en comparación a los COVs. Por tanto, la capacidad de eliminación del sulfuro de hidrógeno se fundamenta en la capacidad para biodegradarlo a ión SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. La alta diversidad biológica en los fangos activos y capacidad oxidativa se ve reflejada en la capacidad para la biodegradación de compuestos odoríferos, como el ya mencionado sulfuro de hidrógeno, aldehídos, aminas, indoles y ácidos volátiles (Fan et al., 2020).

Por tanto, no es de extrañar que, en un futuro no muy lejano, la tecnología de fangos activos, muy interesante para eliminación simultánea de carbono, nitrógeno, compuestos sulfurados y fosforados en medio acuoso, sea empleada simultáneamente como tecnología de eliminación de olores.



#### 8.4. Contactores biológicos rotatorios (CBR)

El uso del CBR está ampliamente extendido en la de depuración de aguas residuales como un tipo de tratamiento secundario intensivo. Sin embargo, una revisión de Barbusinski et al. (2017) recopila información sobre los CBR para el tratamiento de corrientes gaseosas contaminadas, cuya eficiencia de eliminación varía entre otros muchos en función de la velocidad de giro, el tiempo de residencia hidráulico y los niveles de oxígeno disuelto en agua (ver Figura 31). En este caso, la corriente gaseosa es recirculada al agua residual. Existen numerosos estudios descritos en bibliografía para la eliminación de compuestos odoríferos y potencialmente nocivos: eliminación de benceno con eficiencias del 95% (Padhi y Gokhale, 2016), eliminación de dietil éter con una eficiencia del 99% y dicloro metano con tasas de eliminación del 40-50% a caudales altos (Ravi et al., 2010). Finalmente, Datta y Philip (2014) evaluaron la eficiencia de eliminación de COV emitidos en una industria manufacturera de pinturas. El experimento en CBR consiguió eliminaciones de un caudal mixto de hasta  $569 \text{ g/m}^3 \cdot \text{h}$  formado por: metiletil cetona, metil iso butil cetona, etilbenceno, o-sileno y tolueno.



*Figura 31. Contactor biológico rotatorio (CBR) para la eliminación de malos olores*

*(BIOROTOR, 2023).*

### **8.5. Otras tecnologías para la eliminación de olores**

#### **8.5.1. Carbón activo**

Desde el siglo XX, se han empleado los filtros de carbón activo granular para la eliminación de malos olores en lugar de carbón activo en polvo. No sólo por su menor coste, sino también por la ventaja de ofrecer una mejor capacidad de adsorción (Woodward et al., 1963). El carbón activado se utiliza en diversas aplicaciones para el control de olores, como en sistemas de ventilación y purificación de aire en instalaciones industriales, plantas de tratamiento de aguas residuales, plantas de compostaje, vertederos, entre otros. Se puede utilizar en filtros de carbón activado, camas de adsorción o como parte de sistemas de tratamiento de olores más complejos (Le-Minh et al., 2018). La activación más frecuente de este tipo de carbón es a través de reactivos químicos como pueden ser NaOH, KOH y la oxidación a muy altas temperaturas para aumentar su área superficial y aumentar el número de microporos porosos (Huang et al., 2019; Phyo et al., 2023).

En un estudio de Márquez et al. (2021) se define la adsorción en carbono activo granular (CAG) como una técnica fisicoquímica adecuada para la gestión de olores en EDAR, por su alta capacidad para adsorber un gran abanico de compuestos odoríferos como COVs, mercaptanos y H<sub>2</sub>S, entre otros muchos. Especialmente la fisorción a la matriz carbonosa de compuestos orgánicos volátiles sulfurados como el dimetildisulfuro, dimetiltrilsulfuro y dimetilsulfuro, cuyos límites de detección son particularmente bajos. En esta misma investigación, se analizó la composición de los compuestos adsorbidos en la vida útil de un CAG, utilizado en el control de emisiones odoríferas en EDAR, obteniéndose las siguientes familias de compuestos: alcoholes, aldehídos, hidrocarburos alifáticos, compuestos aromáticos, hidrocarburos cíclicos, ésteres, éteres, furanos, cetonas, terpenos y compuestos halogenados, nitrogenados y sulfurados. Todos ellos, a

excepción de los furanos, contribuyen a incrementar la concentración de olor de las corrientes gaseosas tratadas en dicho sistema.

### 8.5.2. Zeolitas

Las zeolitas son aluminosilicatos de tipo micro poroso, con estructura tridimensional formadas por tetraedros de  $\text{SiO}_4$  y  $\text{AlO}_4$ . Por su naturaleza química sirven de matriz para la adsorción de compuestos odoríferos. Sus propiedades pueden mejorarse a través de métodos químicos (ácidos, básicos) y térmicos. Según investigaciones de Fuss et al., (2021), el tratamiento térmico de zeolitas consigue el mayor rendimiento para el control de humedad. Sin embargo, el tratamiento químico con un agente ácido en zeolitas con tamaños de 3-5 mm, consigue la adsorción de 89,6 ng de hidrocarburos aromáticos policíclicos por gramo de material frente a los 39,0 ng que se consiguen por tratamiento térmico. Un viejo estudio de Mumpton (1999) recoge los diferentes escenarios de las zeolitas como medida para la desodorización en establos, graneros, un ambiente lleno de personas fumadoras, frigoríficos o calzado deportivo. Destacando su aplicabilidad para residuos animales puesto que reducen el olor e incrementa la retención de compuestos nitrogenados, controlan la humedad y purifican el metano producido en la digestión anaerobia. Finalmente, Keshavarzi et al. (2015) propuso un composite híbrido de nanocelulosa y zeolita para la eliminación de tioles como etanotiol y propanotiol, para su implantación como material de empaquetado de frutas, comida y vegetales. El denominador común es que es una tecnología descrita para aplicaciones que requieren de pequeña escala.

En un mundo donde la conciencia ambiental y la calidad de vida son cada vez más valoradas, es crucial dirigir nuestra atención hacia aspectos que a menudo pasan desapercibidos pero que tienen un impacto significativo en nuestro entorno. Las EDARs son infraestructuras vitales para mantener la salud de nuestros ecosistemas acuáticos, pero

su funcionamiento puede llevar consigo un inconveniente no menos importante: la emisión de olores desagradables.

Si bien el olor puede parecer un problema menor en comparación con otros desafíos ambientales, su impacto es tangible y puede influir en múltiples aspectos de nuestras vidas. Los olores ofensivos provenientes de las EDARs pueden afectar negativamente la calidad del aire en las áreas circundantes, lo que, a su vez, puede tener efectos perjudiciales en la salud de las personas que viven en esas zonas. Además, estos olores pueden afectar la calidad de vida de los residentes locales y afectar la percepción de los visitantes, lo que a su vez puede tener consecuencias económicas y sociales.

## 9. REFERENCIAS

ADECAGUA. (2019). En España se depura tan solo un 65% de las aguas de municipios entre 10.000 y 2.000 habitantes. Retrieved May 23, 2023, from [https://www.iagua.es/noticias/adecagua/espana-se-depura-tan-solo-65-aguas-](https://www.iagua.es/noticias/adecagua/espana-se-depura-tan-solo-65-aguas-municipios-10000-y-2000-habitantes)

[municipios-10000-y-2000-habitantes](https://www.iagua.es/noticias/adecagua/espana-se-depura-tan-solo-65-aguas-municipios-10000-y-2000-habitantes)

Aguirre-Sierra, A., Bichette-De Gregoris, T., Salas, J. J., De Deus, A., & Esteve-Núñez, A. (2020). A new concept in constructed wetlands: Assessment of aerobic electroconductive biofilters. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 6(5), 1312–1323. <https://doi.org/10.1039/c9ew00696f>

Ampuero, S., & Bosset, J. O. (2003). The electronic nose applied to dairy products: A review. *Sensors and Actuators, B: Chemical*, 94(1), 1–12. [https://doi.org/10.1016/S0925-4005\(03\)00321-6](https://doi.org/10.1016/S0925-4005(03)00321-6)

Bali, M., Gueddari, M., & Boukchina, R. (2010). Treatment of secondary wastewater effluents by infiltration percolation. *Desalination*, 258(1–3), 1–4. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.03.041>

Barakat, M. A. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, 4(4), 361–377. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2010.07.019>

Barbosa, V., Hobbs, P., Sneath, R., Burgess, J., Callan, J., & Stuetz, R. (2006). Investigating the Capacity of an Activated Sludge Process to Reduce Volatile Organic Compounds and Odor Emissions. *Water Environment Research*, 78(8), 842–851. <https://doi.org/10.2175/106143005x72876>

Barbusinski, K., Kalemba, K., Kasperczyk, D., Urbaniec, K., & Kozik, V. (2017). Biological methods for odor treatment – A review. *Journal of Cleaner Production*, 152, 223–241. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.093>

Barczak, R. J., & Kulig, A. (2017). Comparison of different measurement methods of odour and odorants used in the odour impact assessment of wastewater treatment plants in Poland. *Water Science and Technology*, 75(4), 944–951. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.560>

Barona, A., Elías, A., Arias, R., Cano, I., & González, R. (2004). Biofilter response to gradual and sudden variations in operating conditions. *Biochemical Engineering Journal*, 22(1), 25–31. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2004.07.006>

BIOROTOR. ¿Cómo funciona BIOROTOR? Retrieved May 23, 2023, from <https://es.biorotor.com/como-funciona-biorotor/>

Blázquez, E., Bezerra, T., Lafuente, J., & Gabriel, D. (2017). Performance, limitations and microbial diversity of a biotrickling filter for the treatment of high loads of ammonia. *Chemical Engineering Journal*, 311, 91–99. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.11.072>

Blumenthal, K. (2011). Generation and treatment of municipal waste. *Eurostat Statistics in Focus, Environment* (2001), 1–12.

Bobade, V., Das, T., Usher, S. P., McMurrich, D., Stickland, A. D., & Eshtiaghi, N. (2022). Formation mechanisms and mechanical properties of anaerobic lagoon scum. *Science of the Total Environment*, 843(April), 156907. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156907>

Bonnin, C., Laborie, A., & Paillard, H. (1990). Odor nuisances created by sludge treatment: Problems and solutions. *Water Science and Technology*, 22(12), 65–74. <https://doi.org/10.2166/wst.1990.0101>

Brissaud, F., & Lesavre, J. (1993). Infiltration percolation in France: 10 years experience. *Water Science and Technology*, 28(10), 73–81. <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0208>

Bublyk, M., Kowalska-Styczeń, A., & Lytvyn, V. (2023). Green innovative economy remodeling based on economic complexity. *Journal of Open Innovation: Technology, Market, and Complexity*, 100091. <https://doi.org/10.1016/j.joitmc.2023.100091>

Bueno, J. L., Sastre, Herminio., Lavín, A. G., & Universidad de Oviedo. (1997). Contaminación E Ingeniería Ambiental. In *Fundación Para El Fomento En Asturias De La Investigación Científica Aplicada Y La Tecnológica: Vol. III (Issue 4, p. 13)*.

Burgess, J. E., Parsons, S. A., & Stuetz, R. M. (2001). Developments in odour control and waste gas treatment biotechnology: A review. *Biotechnology Advances*, 19(1), 35–63. [https://doi.org/10.1016/S0734-9750\(00\)00058-6](https://doi.org/10.1016/S0734-9750(00)00058-6)

Burke, C. S., Salas, E., Smith-Jentsch, K., & Rosen, M. A. (2012). Measuring macrocognition in teams: Some insights for navigating the complexities. *Macrocognition Metrics and Scenarios: Design and Evaluation for Real-World Teams*, 29–43. <https://doi.org/10.1201/9781315593173-4>

Cao, T., Zheng, Y., & Dong, H. (2023). Control of odor emissions from livestock farms: A review. *Environmental Research*, 115545. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115545>

Castillo-Giménez, J., Montañés, A., & Picazo-Tadeo, A. J. (2019). Performance in the treatment of municipal waste: Are European Union member states so different? *Science*

of the Total Environment, 687, 1305–1314.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.016>

Chang, N. Bin, & Davila, E. (2008). Municipal solid waste characterizations and management strategies for the Lower Rio Grande Valley, Texas. *Waste Management*, 28(5), 776–794. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.04.002>

Charron, I., Féliers, C., Couvert, A., Laplanche, A., Patria, L., & Requieme, B. (2004). Use of hydrogen peroxide in scrubbing towers for odor removal in wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 50(4), 267–274. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0281>

Chen, W., Oldfield, T. L., Patsios, S. I., & Holden, N. M. (2020). Hybrid life cycle assessment of agro-industrial wastewater valorisation. *Water Research*, 170. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115275>

Cisneros, B. J. (2011). Safe Sanitation in Low Economic Development Areas. *Treatise on Water Science*, 4, 147–200. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53199-5.00082-8>

Collivignarelli, M. C., Abbà, A., Miino, M. C., & Torretta, V. (2019). What advanced treatments can be used to minimize the production of sewage sludge in WWTPs? *Applied Sciences (Switzerland)*, 9(13). <https://doi.org/10.3390/app9132650>

Colmenarejo, M. F., Rubio, A., Sánchez, E., Vicente, J., García, M. G., & Borja, R. (2006). Evaluation of municipal wastewater treatment plants with different technologies at Las Rozas, Madrid (Spain). *Journal of Environmental Management*, 81(4), 399–404. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.11.007>



Cuenca Ruiz, M. A. (2015). Selección de un sistema de desinfección de las aguas residuales tratadas [Universitat Politècnica de València].

<https://doi.org/10.4995/Thesis/10251/60151>

Dalton, P., Caraway, E. A., Gibb, H., & Fulcher, K. (2011). A multi-year field olfactometry study near a concentrated animal feeding operation. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 61(12), 1398–1408.

<https://doi.org/10.1080/10473289.2011.624256>

Darvishmotevalli, M., Moradnia, M., Asgari, A., Noorisepehr, M., & Mohammadi, H. (2019). Reduction of pathogenic microorganisms in an imhoff tank-constructed wetland system. *Desalination and Water Treatment*, 154, 283–288.

<https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24044>

Datta, A., & Philip, L. (2014). Performance of a rotating biological contactor treating VOC emissions from paint industry. *Chemical Engineering Journal*, 251, 269–284.

<https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.04.026>

Decreto 109/2015 de 17 de marzo, por el que se aprueba el Reglamento de Vertidos al Dominio Público Hidráulico y al Dominio Público Marítimo-Terrestre de Andalucía.

Delgadillo, O., Camacho, A., Andrade, M., & Pérez, L. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales.

Demirbas, A. (2011). Waste management, waste resource facilities and waste conversion processes. *Energy Conversion and Management*, 52(2), 1280–1287.

<https://doi.org/10.1016/j.enconman.2010.09.025>

Demirbas, A., Alamoudi, R. H., Ahmad, W., & Sheikh, M. H. (2016). Optimization of municipal solid waste (MSW) disposal in Saudi Arabia. *Energy Sources, Part A:*

Recovery, Utilization and Environmental Effects, 38(13), 1929–1937.

<https://doi.org/10.1080/15567036.2015.1034385>

Directiva 91/271/CEE, por la que se establecen las medidas necesarias que los países miembros han de adoptar para garantizar que las aguas residuales urbanas reciban un tratamiento adecuado antes de ser vertidas.

Directiva (UE) 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo de 30 de mayo de 2018, por la que modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos. Diario Oficial de La Unión Europea, L150, 109–140.

Du, J., Waite, T. D., Feng, J., Lei, Y., & Tang, W. (2023). Coupled electrochemical methods for nitrogen and phosphorus recovery from wastewater: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01561-x>

Du, X., Plotto, A., Baldwin, E., & Rouseff, R. (2011). Evaluation of volatiles from two subtropical strawberry cultivars using GC-olfactometry, GC-MS odor activity values, and sensory analysis. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 59(23), 12569–12577. <https://doi.org/10.1021/jf2030924>

Dutta, D., Arya, S., & Kumar, S. (2021). Industrial wastewater treatment: Current trends, bottlenecks, and best practices. *Chemosphere*, 285(May), 131245. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131245>

Edmond de Hoffmann, V. S. (2007). *Mass Spectrometry: Principles and Applications* (J. W. & Sons, Ed.; Third Edit).

Eijo-río, E., Petit-boix, A., Villalba, G., Suárez-ojeda, M. E., Marin, D., José, M., Aldea, X., Rieradevall, J., & Gabarrell, X. (2015). *Journal of Environmental Chemical Engineering* Municipal sewer networks as sources of nitrous oxide , methane and

hydrogen sulphide emissions : A review and case studies. *Biochemical Pharmacology*.

<https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.07.006>

El, T., Oussama, M., Elharbili, R., & El, K. (2022). Case Studies in Chemical and Environmental Engineering Simultaneous assessment of purification performances and wastewater byproducts management plans towards a circular economy : Case of Marrakesh WWTP. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 6(June), 100228. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100228>

ElMundo. (2018). Hay 8 ciudades andaluzas entre las que no depuran sus aguas y por lo que la UE ha sancionado a España. <https://www.elmundo.es/andalucia/2018/07/25/5b58c40b468aeb784a8b4659.html>

Air Quality - Determination of Odour Concentration by Dynamic Olfactometry. European Committee for Standardization, Brussels., (2003).

Esteve Selma, M. Á. (2021). El desastre del Mar Menor, historia de un colapso ambiental que pudo haberse evitado. *National Geographic*. [https://www.nationalgeographic.com.es/ciencia/desastre-mar-menor-historia-colapso-ambiental-que-pudo-haberse-evitado\\_17247](https://www.nationalgeographic.com.es/ciencia/desastre-mar-menor-historia-colapso-ambiental-que-pudo-haberse-evitado_17247)

European Commission. (2013). General Union Environment Action Programme to 2020: Living well, within the limits. *Diario Oficial de Las Comunidades Europeas*, 87.

Manual of interpretation and preparation of reports for the treatment of urban wastewater., 133 (1991).

Fan, F., Xu, R., Wang, D., & Meng, F. (2020). Application of activated sludge for odor control in wastewater treatment plants: Approaches, advances and outlooks. *Water Research*, 181, 115915. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115915>

Fan, Y. Van, Jiang, P., Klemeš, J. J., Liew, P. Y., & Lee, C. T. (2021). Integrated regional waste management to minimise the environmental footprints in circular economy transition. *Resources, Conservation and Recycling*, 168(July 2020). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105292>

Francis, S. E., & Ndububa, O. I. (2022). Impact of the disposal and utilization of WUPA wastewater treatment plant sludge on the environment. *Journal of Engineering Science*. <https://doi.org/10.52417/ojes.v3i2.454>

Fuss, V. L. B., Bruj, G., Dordai, L., Roman, M., Cadar, O., & Becze, A. (2021). Evaluation of the impact of different natural zeolite treatments on the capacity of eliminating/reducing odors and toxic compounds. *Materials*, 14(13). <https://doi.org/10.3390/ma14133724>

Gao, X., Li, J., Chang, C., Gu, L., Xiong, W., Su, Y., & Yang, Y. (2022). Characterization of physical properties, volatile compounds and aroma profiles of different salted egg yolk lipids. *FOOD RESEARCH INTERNATIONAL*, 112411. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2022.112411>

Gernaey, K. V., Van Loosdrecht, M. C. M., Henze, M., Lind, M., & Jørgensen, S. B. (2004). Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: State of the art. *Environmental Modelling and Software*, 19(9), 763–783. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2003.03.005>

Ghimire, U., Sarpong, G., & Gude, V. G. (2021). Transitioning wastewater treatment plants toward circular economy and energy sustainability. *ACS Omega*, 6(18), 11794–11803. <https://doi.org/10.1021/acsomega.0c05827>

Godoi, A. F. L., Grasel, A. M., Polezer, G., Brown, A., Potgieter-Vermaak, S., Scremim, D. C., Yamamoto, C. I., & Godoi, R. H. M. (2018). Human exposure to hydrogen sulphide concentrations near wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment*, 610–611, 583–590. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.209>

González, D., Gabriel, D., & Sánchez, A. (2022). Odors Emitted from Biological Waste and Wastewater Treatment Plants: A Mini-Review. *Atmosphere*, 13(5). <https://doi.org/10.3390/atmos13050798>

González, D., Guerra, N., Colón, J., Gabriel, D., Ponsá, S., & Sánchez, A. (2020). Characterization of the gaseous and odour emissions from the composting of conventional sewage sludge. *Atmosphere*, 11(2), 1–16. <https://doi.org/10.3390/atmos11020211>

Guerrini, A., Romano, G., Ferretti, S., Fibbi, D., & Daddi, D. (2016). A performance measurement tool leading wastewater treatment plants toward economic efficiency and sustainability. *Sustainability (Switzerland)*, 8(12). <https://doi.org/10.3390/su8121250>

Guo, X., Yan, Z., Zhang, Y., Xu, W., Kong, D., Shan, Z., & Wang, N. (2018). Behavior of antibiotic resistance genes under extremely high-level antibiotic selection pressures in pharmaceutical wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment*, 612, 119–128. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.229>

Gutierrez, M. C., Martin, M. A., Pagans, E., Vera, L., Garcia-Olmo, J., & Chica, A. F. (2015). Dynamic olfactometry and GC-TOFMS to monitor the efficiency of an industrial biofilter. *Science of the Total Environment*, 512–513, 572–581. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.074>

Gutiérrez, M. C., Serrano, A., Siles, J. A., Chica, A. F., & Martín, M. A. (2017). Centralized management of sewage sludge and agro-industrial waste through co-composting. *Journal of Environmental Management*, 196, 387–393. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.042>

Gutiérrez Martín, M. del C. (2013). Determinación y control de olores en la gestión de residuos orgánicos. Universidad de Córdoba.

Hawko, C., Verrielle, M., Hucher, N., Crunaire, S., Leger, C., Locoge, N., & Savary, G. (2021). A review of environmental odor quantification and qualification methods: The question of objectivity in sensory analysis. *Science of the Total Environment*, 795. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148862>

He, S., & Xue, G. (2010). Algal-based immobilization process to treat the effluent from a secondary wastewater treatment plant (WWTP). *Journal of Hazardous Materials*, 178(1–3), 895–899. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.02.022>

Healy, M. G., Rodgers, M., & Mulqueen, J. (2007). Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. *Bioresource Technology*, 98(12), 2268–2281. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.036>

Henry, C. G., Schulte, D. D., Hoff, S. J., Jacobson, L. D., & Parkhurst, A. M. (2011). Comparison of ambient odor assessment techniques in a controlled environment. 54(5), 1865–1872.

Hirunrueng, T., Patthanaissarnukool, W., & Sihabut, T. (2022). Odor intolerance and proposed off-site limit under the Thailand public health provision. *Journal of Health Research*, 36(1), 37–45. <https://doi.org/10.1108/JHR-01-2020-0018>

Huang, X., Lu, Q., Hao, H., Wei, Q., Shi, B., Yu, J., Wang, C., & Wang, Y. (2019). Evaluation of the treatability of various odor compounds by powdered activated carbon. *Water Research*, 156, 414–424. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.043>

Illueca-Muñoz, J., Mendoza-Roca, J. A., Iborra-Clar, A., Bes-Piá, A., Fajardo-Montañana, V., Martínez-Francisco, F. J., & Bernácer-Bonora, I. (2008). Study of different alternatives of tertiary treatments for wastewater reclamation to optimize the water quality for irrigation reuse. *Desalination*, 222(1–3), 222–229. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.157>

Jin, M., Carlos, J., McConnell, R., Hall, G., & Champagne, P. (2017). Peat as substrate for small-scale constructed wetlands polishing secondary effluents from municipal wastewater treatment plant. *Water (Switzerland)*, 9(12). <https://doi.org/10.3390/w9120928>

Jones, E. R., Van Vliet, M. T. H., Qadir, M., & Bierkens, M. F. P. (2021). Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse. *Earth System Science Data*, 13(2), 237–254. <https://doi.org/10.5194/essd-13-237-2021>

Kang, J. H., Namgung, H. G., Cho, J. Il, Yoo, S. S., Lee, B. J., & Ji, H. W. (2020). Removal of hydrogen sulfide in septic tanks for treating black water via an immobilized media of sulfur-oxidizing bacteria. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(3). <https://doi.org/10.3390/ijerph17030684>

Kargi, F., & Uygur, A. (1997). Effect of liquid phase aeration on performance of rotating biodisc contactor treating saline wastewater. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 18(6), 623–630. <https://doi.org/10.1080/09593331808616580>

Kasum, U., & Is, J. M. (2020). Utilization of latrine and septic tank construction by the department of public works and spatial planning service in the number of open defecation in the village of drien Mangko , districts West Aceh. 623–630.

Kennes, C., & Veiga, M. C. (2001). Bioreactors for Waste Gas Treatment.

Keshavarzi, N., Mashayekhy Rad, F., Mace, A., Ansari, F., Akhtar, F., Nilsson, U., Berglund, L., & Bergström, L. (2015). Nanocellulose-Zeolite Composite Films for Odor Elimination. *ACS Applied Materials and Interfaces*, 7(26), 14254–14262. <https://doi.org/10.1021/acsami.5b02252>

Kõiv, M., Vohla, C., Mõtlep, R., Liira, M., Kirsimäe, K., & Mander, Ü. (2009). The performance of peat-filled subsurface flow filters treating landfill leachate and municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 35(2), 204–212. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.04.006>

Krüner, G., & Rosenthal, H. (1983). Efficiency of nitrification in trickling filters using different substrates. *Aquacultural Engineering*, 2(1), 49–67. [https://doi.org/10.1016/0144-8609\(83\)90005-5](https://doi.org/10.1016/0144-8609(83)90005-5)

Krzyk, M., & Drev, D. (2023). Septic Tanks as Small Municipal Sewage Treatment Plants (pp. 147–153). Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-17697-5\\_12](https://doi.org/10.1007/978-3-031-17697-5_12)

Kunz, R. G. (2013). Source Separation and Decentralization for Wastewater Management. In *Environmental Calculations*. <https://doi.org/10.1002/9780470925386.ch5>

Lafuente, J. C. (1997). *Depuradoras: " bases científicas"*. Bellisco.



Lawrence H. Hentz, Jr., P. E. and Brian M. Balchunas, P. E. (2000). Chemical and physical processes associated with mass transfer in odor control scrubbers. Water Environment Federation, c.

Lebrero, R., Bouchy, L., Stuetz, R., & Muñoz, R. (2011). Odor assessment and management in wastewater treatment plants: A review. In *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* (Vol. 41, Issue 10).  
<https://doi.org/10.1080/10643380903300000>

Lebrero, R., Rodríguez, E., Estrada, J. M., García-Encina, P. A., & Muñoz, R. (2012). Odor abatement in biotrickling filters: Effect of the EBRT on methyl mercaptan and hydrophobic VOCs removal. *Bioresource Technology*, 109, 38–45.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.052>

Leclerc, J. P., Mesnier, R., Calvo, C. S., Maghella, G., & Mamani, E. (2007). Interpretation of radiotracer experiments in an industrial battery of desanders with simultaneous stochastic and non-stochastic flows. *Applied Radiation and Isotopes*, 65(11), 1208–1214. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2007.06.008>

Lehtinen, J., & Veijanen, A. (2011). Odour monitoring by combined TD-GC-MS-sniff technique and dynamic olfactometry at the wastewater treatment plant of low H<sub>2</sub>S concentration. *Water, Air, and Soil Pollution*, 218(1–4), 185–196.  
<https://doi.org/10.1007/s11270-010-0634-3>

Le-Minh, N., Sivret, E. C., Shammay, A., & Stuetz, R. M. (2018). Factors affecting the adsorption of gaseous environmental odors by activated carbon: A critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 48(4), 341–375.  
<https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1460984>

- Lesikar, B., & Enciso, J. (2012). Filtro de arena. Texas A&M Agrilife Extension, 1–14.
- Liang, S., Zhang, L., & Jiang, F. (2016). Indirect sulfur reduction via polysulfide contributes to serious odor problem in a sewer receiving nitrate dosage. *Water Research*, 100, 421–428. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.036>
- Libutti, A., Gatta, G., Gagliardi, A., Vergine, P., Pollice, A., Beneduce, L., Disciglio, G., & Tarantino, E. (2018). Agro-industrial wastewater reuse for irrigation of a vegetable crop succession under Mediterranean conditions. *Agricultural Water Management*, 196, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.10.015>
- Lozano, J., Santos, J., & Aleixandre, M. (2003). Sistema de nariz electrónica para el análisis de la Evolución del vino controlada por PC. *Actas de Las XIV*, 1–6.
- Márquez, P., Benítez, A., Caballero, Siles, J. A., & Martín, M. A. (2021). Integral evaluation of granular activated carbon at four stages of a full-scale WWTP deodorization system. *Science of the Total Environment*, 754, 142237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142237>
- Márquez, P., Gutiérrez, M. C., Toledo, M., Alhama, J., Michán, C., & Martín, M. A. (2022). Activated sludge process versus rotating biological contactors in WWTPs: Evaluating the influence of operation and sludge bacterial content on their odor impact. *Process Safety and Environmental Protection*, 160, 775–785. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.02.071>
- Mažeikienė, A. (2019). Improving small-scale wastewater treatment plant performance by using a filtering tertiary treatment unit. *Journal of Environmental Management*, 232(November 2018), 336–341. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.076>

McGinley, M. A., & McGinley, C. M. (2004). Comparison of field olfactometers in a controlled chamber using hydrogen sulfide as the test odorant. *Water Science and Technology*, 50(4), 75–82. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0225>

McGinley, C. M., & McGinley, M. A. (2002, January). Odor testing biosolids for decision making. In *Residuals and Biosolids Conference 2002* (pp. 1055-1072). Water Environment Federation.

McNinch, R. M., Rose, J. B., & Dreelin, E. A. (2009). Aquatic Ecosystems and Human Health. *Encyclopedia of Inland Waters*, 13–20. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00235-0>

Mels, A. (2001). Physical-chemical pretreatment as an option for increased sustainability of municipal wastewater treatment plants.

Metcalf, L. (2000). *Ingeniería de aguas residuales, tratamiento, vertido y reutilización / Metcalf & Eddy, inc; revisado por George Tchobanoglous, traducción y revisión técnica Juan de Dios Trillo Montsorin, Ian Trillo Fox; prólogo de Ángel Cajigas*. McGraw-Hill.

Miezah, K., Obiri-Danso, K., Kádár, Z., Fei-Baffoe, B., & Mensah, M. Y. (2015). Municipal solid waste characterization and quantification as a measure towards effective waste management in Ghana. *Waste Management*, 46, 15–27. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.009>

Ministerio de Sanidad Dirección General de Salud Pública. (2020). Vigilancia epidemiológica - ambiental de las aguas residuales: SARS-CoV-2 (Vol. 21, Issue 1, pp. 1–9).

Mohammadi, H., Sabzali, A., Gholami, M., Dehghanifard, E., & Mirzaei, R. (2012). Comparative study of SBR and extended aeration activated sludge processes in the

treatment of high-strength wastewaters. *Desalination*, 287, 109–115.  
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.05.045>

Moreno, I., Caballero, R., Galán, R., Matía, F., & Jiménez, A. (2009). Electronic nose: State of art. *RIAI - Revista Iberoamericana de Automatica e Informatica Industrial*, 6(3), 76–91. [https://doi.org/10.1016/s1697-7912\(09\)70267-5](https://doi.org/10.1016/s1697-7912(09)70267-5)

Morsy, K. M., Mostafa, M. K., Abdalla, K. Z., & Galal, M. M. (2020). Life Cycle Assessment of Upgrading Primary Wastewater Treatment Plants to Secondary Treatment Including a Circular Economy Approach. *Air, Soil and Water Research*, 13. <https://doi.org/10.1177/1178622120935857>

Mumpton, F. A. (1999). La roca magica: Uses of natural zeolites in agriculture and industry. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96(7), 3463–3470. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.7.3463>

Munekata, P. E. S., Finardi, S., Souza, C. K. De, Meinert, C., Pateiro, M., Hoffmann, T. G., Bertoli, L., & Kumar, M. (2023). Applications of Electronic Nose , Electronic Eye and Electronic Tongue in Quality , Safety and Shelf Life of Meat and Meat Products : A Review.

Muñoz Torre, R., Lebrero Fernández, R., & Estrada Pérez, J. M. (2010). Caracterización y Gestión de Olores en Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales.

Nasal Ranger. Retrieved May 23, 2023, from <https://www.entech.co.th/product/field-olfactometer/>

Nazari, L., Sarathy, S., Santoro, D., Ho, D., Ray, M. B., & Xu, C.. (2017). Recent advances in energy recovery from wastewater sludge. In *Direct Thermochemical*

Liquefaction for Energy Applications. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-101029-7.00011-4>

Ndububa, O. I., Adamolekun, & Oluwaseun S. (2017). Analysis of Access to Improved Water Supply for Domestic Use in Otunja Community, Ikole-Ekiti, Nigeria. *International Journal of Applied Environmental Sciences*, 12(11), 1895–1912.

Neu, K. E. (1992). Achievement of biological nutrient removal in a full-scale rotating biological contactor wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, 26(9–11), 2217–2220. <https://doi.org/10.2166/wst.1992.0700>

Nicell, J. A. (2009). Assessment and regulation of odour impacts. *Atmospheric Environment*, 43(1), 196–206. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.033>

Nuevo, D. (2021). La depuradora más grande de España: EDAR Sur. <https://www.tecpa.es/depuradora-mas-grande-espana/>

Orden AAA/2056/2014 de 27 de octubre, por la que se aprueban los modelos oficiales de solicitud de autorización y de declaración de vertido.

Orden ARM/1312/2009 de 20 de mayo, por la que se regulan los sistemas para realizar el control efectivo de los volúmenes de agua utilizados por los aprovechamientos de agua del dominio público hidráulico, de los retornos al citado dominio público hidráulico y de los vertidos al mismo.

Ortega, E., Ferrer, Y., Sala, J. J., Aragón, C., & Real, Á. (2010). Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones.

Padhi, S. K., & Gokhale, S. (2016). Benzene control from waste gas streams with a sponge-medium based rotating biological contactor. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 109, 96–103. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.01.007>

Pan, T., Zhu, X. D., & Ye, Y. P. (2011). Estimate of life-cycle greenhouse gas emissions from a vertical subsurface flow constructed wetland and conventional wastewater treatment plants: A case study in China. *Ecological Engineering*, 37(2), 248–254. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.014>

Pei, M., Zhang, B., He, Y., Su, J., Gin, K., Lev, O., Shen, G., & Hu, S. (2019). State of the art of tertiary treatment technologies for controlling antibiotic resistance in wastewater treatment plants. *Environment International*, 131(March), 105026. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105026>

Phyo, S., Kim, S., Lee, H., Han, S. S., Oh, Y., & Lee, J. (2023). Adsorption enhancement of hazardous odor gas using controlled thermal oxidation of activated carbon. *Journal of Cleaner Production*, 393(January), 136261. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136261>

Quicazán S, M. C., Díaz M, A. C., & Zuluaga D, C. M. (2011). Electronic nose a novel tool for quality and process control in the food industry. *Vitae*, 18(2), 209–217.

Raghupatruni, L. M. (2020). Sources of Pollutants and Its Remediation Environmental Biotechnology. In *Bio/Technology* (Vol. 2). <https://doi.org/10.1038/nbt0295-105a>

Ramalho, R. S. (1996). Tratamiento de Aguas Residuales. In *In: Reverte, S.A. (Ed.)*.

Ravi, R., Philip, L., & Swaminathan, T. (2010). Comparison of biological reactors (biofilter, biotrickling filter and modified RBC) for treating dichloromethane vapors.

Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 85(5), 634–639.  
<https://doi.org/10.1002/jctb.2344>

Real Decreto 1620/2007 de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.

Real Decreto 509/1996 de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Real Decreto 817/2015 de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental.

Real Decreto 849/1986 de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los títulos preliminar I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas.

Real Decreto Legislativo 1/2001 de 20 de julio, Por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas.

Real Decreto Ley 11/1995 de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Recomendación (UE) 2021/472 de la Comisión de 17 de marzo de 2021, por la que se establecen las orientaciones sobre el diseño y gestión de sistemas de vigilancia del SARS-COV-2 y sus variantes en las aguas residuales.

Resolución de 10 de julio de 2006 de la Secretaría General para el Territorio y la Biodiversidad, por la que se declaran las Zonas Sensibles en las Cuencas Hidrográficas Intercomunitarias.

Resolución de 25 de mayo de 1998 de la Secretaría de Estado de Aguas y Costas, por la que se declaran las «zonas sensibles» en las cuencas hidrográficas intercomunitarias.

Resolución de 30 de junio de 2011 de la Secretaría de Estado de Medio Rural y Agua, por la que se declaran las zonas sensibles en las cuencas intercomunitarias.

Revollar, S., Vilanova, R., Vega, P., Francisco, M., & Meneses, M. (2020). Wastewater treatment plant operation: Simple control schemes with a holistic perspective. *Sustainability (Switzerland)*, 12(3), 1–28. <https://doi.org/10.3390/su12030768>

Robledo-Mahón, T., Martín, M. A., Gutiérrez, M. C., Toledo, M., González, I., Aranda, E., Chica, A. F., & Calvo, C. (2019). Sewage sludge composting under semi-permeable film at full-scale: Evaluation of odour emissions and relationships between microbiological activities and physico-chemical variables. *Environmental Research*, 177, 108624. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108624>

Roser, M. (2019). Two centuries of rapid global population growth will come to an end. Our World in Data. Retrieved May 23, 2023, from <https://ourworldindata.org/world-population-growth-past-future>

Sadeghi, A. (2023). Co-pyrolysis of solid oily waste for efficient waste reduction and energy recovery in marine. Thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of master of science in natural resources and environmental studies (Environmental Science), University of Isfahan.



Safley, L. M., & Westerman, P. W. (1992). Performance of a dairy manure anaerobic lagoon. *Bioresource Technology*, 42(1), 43–52. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(92\)90086-D](https://doi.org/10.1016/0960-8524(92)90086-D)

Salas, J. J. (2020). El modesto tanque Imhoff: fundamentos y diseño | *iAgua*. *Iagua*, 1, 1–7.

Salter, H. E., Ta, C. T., Ouki, S. K., & Williams, S. C. (2000). Three-dimensional computational fluid dynamic modelling of a facultative lagoon. *Water Science and Technology*, 42(10–11), 335–342. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0674>

Sanchez, C., Couvert, A., Laplanche, A., & Renner, C. (2006). New compact scrubber for odour removal in wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 54(9), 45–52. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.862>

Schumacher, G., & Sekoulov, I. (2003). Improving the effluent of small wastewater treatment plants by bacteria reduction and nutrient removal with an algal biofilm. *Water Science and Technology*, 48(2), 373–380. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0143>

Senatore, V., Zarra, T., Galang, M. G., Oliva, G., Buonerba, A., Li, C. W., Belgiorno, V., & Naddeo, V. (2021). Full-scale odor abatement technologies in wastewater treatment plants (WWTPs): A review. *Water (Switzerland)*, 13(24). <https://doi.org/10.3390/w13243503>

Sharif, H. M. A., Mahmood, N., Wang, S., Hussain, I., Hou, Y. N., Yang, L. H., Zhao, X., & Yang, B. (2021). Recent advances in hybrid wet scrubbing techniques for NO<sub>x</sub> and SO<sub>2</sub> removal: State of the art and future research. *Chemosphere*, 273. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129695>

Shewa, W. A., & Dagneu, M. (2020). Revisiting chemically enhanced primary treatment of wastewater: A review. *Sustainability* (Switzerland), 12(15). <https://doi.org/10.3390/SU12155928>

Yi, Q. (Ed.). (2009). *Point Sources of Pollution: Local Effects and their Control-Volume II*. EOLSS Publications.

Tewari, S., Ramteke, P. W., & Garg, S. K. (2003). Evaluation of simple microbial tests for detection of fecal coliforms directly at 44.5 °C. *Environmental Monitoring and Assessment*, 85(2), 191–198. <https://doi.org/10.1023/A:1023642113645>

Tilley, E. (2018). *Compendio de sistemas y tecnologías de saneamiento*. Instituto Federal Suizo Para La Ciencia y La Tecnología Acuática (Eawag), 2da edicio, 178.

Toczyłowska-Mamińska, R. (2017). Limits and perspectives of pulp and paper industry wastewater treatment – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 78(November 2016), 764–772. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.021>

Torrens, A., Molle, P., Boutin, C., & Salgot, M. (2009). Removal of bacterial and viral indicator in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters. *Desalination*, 246(1–3), 169–178. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.050>

Van Fan, Y., Klemeš, J. J., Lee, C. T., & Tan, R. R. (2021). Demographic and socio-economic factors including sustainability related indexes in waste generation and recovery. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization and Environmental Effects*, 1–14. <https://doi.org/10.1080/15567036.2021.1974610>

Varenes, E., Blanc, D., Azaïs, A., & Choubert, J. M. (2023). Upgrading wastewater treatment plants to urban mines: Are metals worth it? *Resources, Conservation and Recycling*, 189(October 2022), 106738. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106738>

Vasquez, J. A. (2007). Asymmetric flow in symmetric expansions. *Journal of the Hydraulics Division, ASCE*, 108(HY10), 1082–1101. <https://doi.org/10.1061/jyceaj.0005908>

Vymazal, J. (2010). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water (Switzerland)*, 2(3), 530–549. <https://doi.org/10.3390/w2030530>

Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2008). Is concentration of dissolved oxygen a good indicator of processes in filtration beds of horizontal-flow constructed wetlands? In *Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands* (pp. 311–317). Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8235-1\\_27](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8235-1_27)

Wang, J., Jin, P., Bishop, P. L., & Li, F. (2012). Upgrade of three municipal wastewater treatment lagoons using a high surface area media. *Frontiers of Environmental Science and Engineering in China*, 6(2), 288–293. <https://doi.org/10.1007/s11783-011-0280-z>

Weil, H., & Willams, T. I. (2002). History of chromatography. *Nature*, 166(4232), 1000–1001. <https://doi.org/10.1038/1661000b0>

Whitton, R., Ometto, F., Pidou, M., Jarvis, P., Villa, R., & Jefferson, B. (2015). Microalgae for municipal wastewater nutrient remediation: mechanisms, reactors and outlook for tertiary treatment. *Environmental Technology Reviews*, 4(1), 133–148. <https://doi.org/10.1080/21622515.2015.1105308>

Woodward, R. L., Dostal, K. A., & Robeck, G. G. (1964). Granular-Activated-Carbon Beds for Odor Removal. *Journal-American Water Works Association*, 56(3), 287-295.

Xu, X., Nie, S., Ding, H., & Hou, F. F. (2018). Environmental pollution and kidney diseases. *Nature Reviews Nephrology*, 14(5), 313–324. <https://doi.org/10.1038/nrneph.2018.11>

Yu, Z., Guo, H., & Laguë, C. (2010). Livestock odor dispersion modeling: A review. *Transactions of the ASABE*, 53(4), 1231–1244.

Zeng, S., Zeng, Y., Guo, P., Hu, C., & Wang, Z. (2023). Characterization of odors and volatile organic compounds changes to recycled high-density polyethylene through mechanical recycling. *Polymer Degradation and Stability*, 208(December 2022), 110263. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2023.110263>

Zwain, H. M., Nile, B. K., Faris, A. M., Vakili, M., & Dahlan, I. (2020). Modelling of hydrogen sulfide fate and emissions in extended aeration sewage treatment plant using TOXCHEM simulations. *Scientific Reports*, 10(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-79395->

## ***OBJETIVOS/OBJECTIVES***



El objetivo general de esta Tesis Doctoral se centra en la evaluación odorífera de las líneas de aguas y de fangos de EDARs urbanas de mediano y pequeño tamaño, en puntos considerados críticos. Dicho objetivo general se puede desglosar en los siguientes objetivos específicos:

- 1) Evaluar las variables físicoquímicas de puntos considerados críticos en distintas EDARs, así como el impacto odorífero producido por los mismos.
- 2) Determinar la relación entre las variables de operación y las variables físicoquímicas, respirométricas y olfatométricas del agua residual y/o fango en la emisión de gases odoríferos, teniendo en cuenta la tecnología biológica empleada para el tratamiento del agua y la aportación del influente (agua residual doméstica o industrial).
- 3) Evaluar comparativamente las tecnologías intensivas frente a las extensivas en términos de emisión odorífera por unidad de materia eliminada.

En concreto, los objetivos específicos a alcanzar en el Primer Bloque de la Tesis Doctoral dedicado a las tecnologías de depuración intensivas han sido:

- Realizar una evaluación integral de las variables físicoquímicas, olfatométricas y respirométricas de cinco EDARs gestionadas por la empresa EMPROACSA (Cabra, Pedroche, Nueva Carteya, Villanueva de Córdoba y Zuheros) durante los años 2019 a 2021, en las distintas estaciones del año. De esta forma, se persigue estudiar el efecto del modo de operación de la planta en términos de eficiencia de eliminación de contaminantes y tasa de emisión de olor, considerando parámetros propios de cada municipio, tales como: número de habitantes equivalentes de diseño de planta, tipo de efluente (doméstico, urbano y/o mezcla de ambos), así como la tecnología intensiva empleada en la depuración (AP y CBR). En concreto

se han evaluado los puntos considerados críticos en una EDAR: arqueta de entrada a planta, desarenador y sala de gestión de fangos (siendo esta última la más problemática), para más tarde, comparar estos puntos en términos de concentración de olor, tasa de emisión de olor y tasa específica de emisión de olor.

- Evaluar desde una perspectiva multivariante mediante análisis estadísticos avanzados los sistemas de tratamiento estudiados. Concretamente se ha aplicado un análisis quimiométrico multitécnica de las distintas EDARs de la provincia de Córdoba. Así, se han intentado establecer agrupamientos y tendencias entre dichas EDARs, teniendo en cuenta el número de habitantes equivalentes y factores de cada una de ellas. La inclusión de la tipología urbana o urbana con aportes industrial también se ha contemplado como un factor del cual extraer conclusiones del impacto odorífero de las instalaciones.
- Por otra parte, a través de modelos de regresión multivariante se pretende establecer los factores de influencia y su aportación a la contribución global de la emisión odorífera generada.

Dichos objetivos han sido satisfactoriamente conseguidos en el artículo: “Odor emission assessment of different WWTPs with extended aeration activated sludge and rotating biological contactor technologies in the province of Cordoba (Spain)” (doi: 10.1016/j.jenvman.2022.116741).

Por otra parte, en el Segundo Bloque de la Tesis, orientado fundamentalmente a los tratamientos extensivos de la EDAR de Carrión de los Céspedes (Sevilla), gestionada por la Fundación CENTA, los objetivos perseguidos han sido:

- Estudiar comparativamente la emisión de olor en cada uno de los puntos de la instalación, incluyendo las operaciones de desbaste propias de una EDAR,



pretratamientos, tratamientos primarios, tratamientos biológicos aerobios extensivos, tratamientos biológicos anaerobios extensivos y fangos activos.

- Establecer relaciones mediante análisis estadísticos multivariantes de un estudio multitécnica en el que se incluye la evaluación odorífera como novedad en el estudio integral del funcionamiento de EDARs extensivas.

Estos objetivos se han abordado y conseguido en el artículo en proceso de revisión para su publicación en *Journal of Environmental Management*: “Odoriferous evaluation of extensive technologies in small WWTPs”.

Finalmente, un objetivo adicional de la Tesis Doctoral ha consistido en abordar la comparación de las emisiones odoríferas generadas en las tecnologías intensivas (EDARs de la provincia de Córdoba) frente a las tecnologías extensivas (EDAR CENTA en la provincia de Sevilla). Contemplar la emisión odorífera de forma relacionada con la materia orgánica y nitrógeno que se elimina en las EDARs ha sido el objetivo de esta comparación para no considerar la emisión como variable absoluta, sino como dependiente de las variables del agua residual y condiciones de operación de las instalaciones de tratamiento de aguas. Con todo ello se pretende aportar información relevante para la discusión sobre la implantación de sistemas de control de olor y sobre la implantación de la tecnología de tratamiento de agua residual que da servicio a municipios de pequeño y mediano tamaño.

### **OBJECTIVES**

The overall objective of this Doctoral Thesis focuses on the olfactory assessment of water and sludge lines from medium and small-sized urban at critical points. This general objective can be divided into the following specific purposes:

## *Objetivos/Objectives*

- 1) To evaluate the physicochemical variables at critical points in different WWTPs, as well as the olfactory impact they produce.
- 2) To determine the relationship between operational variables and the physicochemical, respirometric, and olfactometric variables of wastewater and/or sludge in the emission of odorous gases, considering the biological technology used for water treatment and the contribution of the influent (domestic or industrial wastewater).
- 3) To evaluate comparatively intensive technologies against extensive ones in terms of odor emission per unit of removed pollutants.

The specific objectives to be achieved in the First Section of the Doctoral Thesis dedicated to intensive purification technologies are detailed as follows:

- To conduct a comprehensive evaluation of the physicochemical, olfactometric, and respirometric variables in five WWTPs managed by the company EMPROACSA (Cabra, Pedroche, Nueva Carteya, Villanueva de Córdoba, and Zuheros) from 2019 to 2021, during different seasons. The aim is to study the effect of the operational mode carried out in the WWTPs in terms of pollutants removal efficiency and odor emission rate, considering specific parameters of each municipality, such as: the equivalent population considered in the design, type of effluent (domestic, urban, and/or a mixture of both), and the intensive technology used in the treatment (EAAS or RBC). Specifically, critical points in each WWTP have been evaluated: inlet box, desander, and sludge management room (the most problematic one). Subsequently, these points have been compared in terms of odor concentration, odor emission rate, and specific odor emission rate.

## *Objetivos/Objectives*

- To evaluate the treatment systems using a multivariate perspective through advanced statistical analysis. A multitechnique chemometric analysis has been applied to the different WWTPs in the province of Córdoba. Groupings and trends among such WWTPs have been attempted, considering the number of equivalent inhabitants and specific factors of each of them. The inclusion of urban typology or urban with industrial inputs has also been considered as a factor from which drawing conclusions about the olfactory impact derived from those facilities.
- Additionally, multivariate regression models have been applied to determine the most influential factors and their contribution to the overall olfactory emission generated.

Those objectives have been satisfactorily achieved in the article entitled "Odor emission assessment of different WWTPs with extended aeration activated sludge and rotating biological contactor technologies in the province of Cordoba (Spain)" (doi: 10.1016/j.jenvman.2022.116741).

On the other hand, the Second Section of the PhD Thesis focuses on the following aims related to the extensive treatments implemented at the WWTP of Carrión de los Céspedes (Sevilla), managed by the CENTA Foundation:

- To conduct a comparative study of odor emission at different points of the facility, encompassing the operations typical of a WWTP such as pretreatment, primary treatments, extensive aerobic biological treatments, extensive anaerobic biological treatments, and activated sludge.
- To establish relationships through multivariate statistical analyses within a multi-technical study that includes olfactory evaluation as a novelty in the comprehensive study of the operation of extensive WWTPs.

## *Objetivos/Objectives*

These objectives have been addressed and achieved in the article currently undergoing review for publication in the Journal of Environmental Management: "Odoriferous evaluation of extensive technologies in small WWTPs".

Finally, an additional objective of the Doctoral Thesis has been to address the comparison of olfactory emissions generated in intensive technologies (WWTPs in the province of Córdoba) versus extensive technologies (CENTA WWTP in the province of Seville). Olfactory emissions in relation to the removal of organic matter and nitrogen in the WWTPs has been determined for the comparison, to avoid considering emission as an absolute variable but rather as dependent on the variables of wastewater and operating conditions of the wastewater treatment facilities. This research study might provide relevant information for the discussion regarding the implementation of odor control systems and/or the implementation of appropriate wastewater treatment technologies to serve small and medium-sized municipalities.

# ***MATERIALES Y MÉTODOS***



## **1. INTRODUCCIÓN**

En la presente Tesis Doctoral se han evaluado los parámetros fisicoquímicos, olfatométricos y respirométricos de aguas residuales y fangos de cinco depuradoras de la provincia de Córdoba, gestionadas por la Empresa Provincial de Aguas de Córdoba, S.A. (EMPROACSA): Villanueva de Córdoba, Pedroche, Zuheros, Cabra y Nueva Carteya. Paralelamente, se ha evaluado el impacto odorífero, así como la caracterización fisicoquímica del agua residual, en los distintos puntos de la Fundación Pública Andaluza Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA) localizada en Carrión de los Céspedes (Sevilla).

Finalmente, se han empleado herramientas estadísticas tales como el Análisis de Componentes Principales (ACP) para realizar agrupamientos entre las diferentes EDARs, variables multitécnica evaluadas previamente, las variables de operación y las distintas tecnologías usadas para la depuración del agua residual. Además, para poder predecir las emisiones odoríferas del agua residual y fango en función de sus características fisicoquímicas y respirométricas por medio de Modelos de Regresión Multivariante (MRV).

## **2. CARACTERÍSTICAS FUNDAMENTALES DE LAS EDARS OBJETO DE ESTUDIO**

### ***2.1. EDARs de la Provincia de Córdoba***

En la provincia de Córdoba se han evaluado cinco EDARS con tecnologías de tratamiento biológico intensivo, todas ellas gestionadas por la Empresa Provincial de Aguas Residuales de Córdoba, S.A. (EMPROACSA). Las EDARs de tipo intensivo se caracterizan por un requerimiento energético moderadamente alto; sin embargo, destacan por no precisar de grandes superficies para su construcción. Dos de ellas (Villanueva de Córdoba y Pedroche) se encuentran en la zona norte de la provincia de Córdoba y tres en

la zona sur (Zuheros, Cabra y Nueva Carteya). En la Figura 32 se encuentran sus respectivas localizaciones geográficas.



*Figura 32. Localización de las EDARs objeto de estudio en la provincia de Córdoba. Villanueva de Córdoba y Pedroche (zona norte) y Zuheros, Cabra y Nueva Carteya (zona sur). Imagen obtenida a través del software Google Earth Pro.*

Tabla 3. Principales características de las EDARs evaluadas.

<i>EDAR</i>	<i>Coordenadas</i>	<i>Población equivalente</i>	<i>Población</i>	<i>Tipología de aguas residual</i>	<i>Tratamiento secundario</i>
Villanueva de Córdoba (V)	38° 19' N, 4° 37' W	12.310	8.762	U	AP
Pedroche (P)	38° 25' N, 4° 45' W	1.760	1.491	U & I	CBR
Zuheros (Z)	37° 32' N, 4° 19' W	1.200	634	U & I	AP
Cabra (C)	37° 28' N, 4° 26' W	25.125	20.245	U	AP
Nueva Carteya (NC)	37° 35' N, 4° 28' W	9.320	5.393	U	CBR

AP: Fangos activos de aireación prolongada; CBR: Contactador Biológico Rotatorio; U: Agua urbana; I: Agua industrial.



## *Materiales y métodos*

En la Tabla 3 se muestran las características más relevantes de las EDARs objeto de estudio, incluyendo sus coordenadas, diseño según número de habitantes equivalentes, población del municipio, tipo de agua residual (urbana y/o industrial) y tratamiento secundario aplicado (fangos activos de aireación prolongada o contactores biológicos rotatorios).

En concreto, se analizaron un total de cinco EDARs con tratamiento biológico intensivo. Los puntos elegidos para la toma de muestras fueron: arqueta de entrada (I), desarenador (D) y sala de centrifugación de fangos (SMF). Tanto en el punto I como en D, se tomaron muestras líquidas y gaseosas por duplicado. Mientras que para el punto SMF se tomó muestra líquida del agua resultante de la centrifugación del fango, muestra sólida (el propio fango) y muestra gaseosa dentro de la sala, todas ellas por duplicado. Las muestras líquidas fueron evaluadas conforme a los estándares APHA (2023), las muestras sólidas se sometieron a los análisis dictados por el US Department of Agriculture and the US Composting Council (2002) y las muestras gaseosas, para determinar su concentración odorífera fueron sometidas a la técnica de olfatometría dinámica realizada bajo la norma EN-13725 (2003).

Como puede observarse en la Tabla 4, donde se muestra el nombre del municipio donde se encuentra cada EDAR evaluada, así como la fecha de los muestreos y la temperatura puntual durante las mediciones efectuadas, el estudio intenta abarcar las cuatro estaciones del año, si bien, sólo se realizaron tres muestreos dada la similitud de temperaturas en las estaciones de primavera y otoño, características del clima mediterráneo.

Tabla 4. Periodicidad de los muestreos y temperatura puntual durante las mediciones en las EDARs estudiadas en la provincia de Córdoba.

<i>EDAR</i>	<i>Fecha (dd/mm/aa)</i>	<i>Temperatura puntual promedio durante la medida (°C)*</i>
Villanueva de Córdoba	13/11/2019	10
	11/06/2020	26
	18/11/2020	17
Pedroche	13/11/2019	10
	11/06/2020	29
	18/11/2020	15
Zuheros	20/11/2019	11
	10/06/2020	26
	18/01/2021	5
Cabra	13/11/2019	8
	10/06/2020	32
	13/01/2021	15
Nueva Carteya	20/11/2019	8
	10/06/2020	25
	13/01/2021	-3

\*Todas las temperaturas tienen una desviación de  $\pm 0,01^{\circ}\text{C}$

### 2.1.1. EDARs con tecnologías intensivas basadas en fangos activos de aireación prolongada (AP)

De las EDARs evaluadas en Córdoba, las basadas en la tecnología intensiva de fangos activos de aireación prolongada (AP) son las EDARs de Villanueva de Córdoba (V), Zuheros (Z) y Cabra (C). Todas las EDARs operan de manera muy similar. Una etapa de pretratamiento que incluye una reja para retirar los sólidos gruesos en la arqueta de entrada, descrita en el texto como I, y un posterior proceso de desarenado/desengrasado

(D) para retirar arenas y grasas que pudieran deteriorar los sistemas de depuración posteriores. La tecnología AP (véase Figura 33) consiste en tanque de aireación prolongada donde las aguas residuales se mezclan con lodo activado (mezcla de microorganismos) que requiere materia orgánica y oxígeno, este último introducido al sistema a través de difusores colocados en el fondo del tanque. Posterior a la AP, el agua es sometida a un proceso de separación sólido-líquido, en una centrífuga, para clarificar el agua y retirar los sólidos. Este proceso tiene lugar en el punto designado como SMF. Parte del lodo producido es devuelto al tanque de AP para mantener una población microbiana activa y eficiente.

Como se verá en los distintos capítulos de esta Tesis Doctoral, la tecnología de AP consigue una elevada mineralización de lodo y una correcta depuración de aguas, empleando sistemas que son energéticamente costosos, pero requieren de poca superficie.



Figura 33. Sistema AP implantado en la EDAR de Zuheros.

### 2.1.2. EDARs con tecnologías intensivas basadas en contactores biológicos rotatorios (CBR).

Las EDARs basadas en contactores biológicos rotatorios (CBR) son Pedroche (P) y Nueva Carteya (NC). El modo de operación global de la depuradora es muy similar al caso anterior basado en AP, sin embargo, el reactor biológico consta de un sistema de CBR (ver Figura 34).



Figura 34. Detalle del sistema CBR de la EDAR de Nueva Carteya.

El sistema CBR se basa en una serie de discos parcialmente sumergidos en agua. Sobre ellos se produce el crecimiento en forma de biopelícula de microorganismos expuestos al aire (proceso de aireación) y al agua residual (anoxia). Este ciclo de exposición/privación de oxígeno promueve la eliminación de materia orgánica del agua residual. Biológicamente, se favorece la metabolización de materia orgánica, con la producción de dióxido de carbono y agua.

No dejan de ser sistemas intensivos pues requieren del suministro eléctrico; no obstante, la eficiencia del proceso no es tan alta como el conseguido mediante AP, como se verá en la correspondiente sección de resultados.

## 2.2. Centro Experimental de Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA)

### 2.2.1. Descripción general de la planta

El Centro Experimental de Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA) ubicado en Carrión de los Céspedes, Sevilla (37°22'05"N 6°19'46"O), es una EDAR que incorpora un amplio rango de tecnologías, primando el estudio de tecnologías emergentes, tecnologías extensivas y modificación de tecnologías ya implantadas para la depuración del agua residual generada en dicho municipio. Estas tecnologías se particularizan por estar construidas en grandes superficies de terreno, para las que el requerimiento energético es bastante más reducido que para tecnologías de tipo intensivo. En la Figura 35 puede observarse la ubicación geográfica de la planta.



*Figura 35. Localización del CENTA (Carrión de los Céspedes, Sevilla). Imagen obtenida a través del software Google Earth Pro.*

El complejo experimental CENTA es una apuesta en I+D+i en materia de saneamiento y depuración de aguas residuales. La particularidad principal de esta EDAR es el tratamiento de un efluente de agua residual típicamente urbano, en distintas líneas que combinan tratamientos biológicos de tipo extensivo. El foco de estudio está en las

## *Materiales y métodos*

Tecnologías No Convencionales (TNC), a las que se les llevan presentando especial atención desde hace más de 20 años, financiada la entidad por la Junta de Andalucía, principalmente. Desde su puesta en marcha, se han conjugado trabajos puramente científicos con otros organismos punteros en la depuración de aguas residuales (Pidre et al., 2007). Por tanto, el complejo CENTA (Figura 36) es un referente tanto a nivel local como internacional, siendo una EDAR que da servicio a un municipio de 2500 habitantes equivalentes. En concreto, cuenta con más de 20 tecnologías de depuración, implantadas en serie y paralelo, donde algunas se encuentran en periodo de prueba o estudio y otras en operación continua.



*Figura 36. Centro Experimental de Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA). Imagen más reciente con fecha de 5/10/2020 obtenida a través del software Google Earth Pro.*

**2.2.2. Tecnologías y puntos de interés del CENTA**

Por disponibilidad de información, sin entrar en conflicto de intereses con empresas que se encuentran evaluando las novedosas tecnologías implantadas in situ, se han seleccionado los puntos de muestreo correspondientes a distintas operaciones unitarias y tecnologías del complejo CENTA. En la Tabla 5 se muestran los puntos escogidos para evaluar la EDAR del CENTA, así como el acrónimo empleado, el tipo de tecnología y la superficie requerida.

Tabla 5. Puntos de muestreo evaluados en el complejo CENTA.

<i>Punto muestreado</i>	<i>Acrónimo</i>	<i>Tecnología</i>	<i>Superficie (m<sup>2</sup>)</i>
Aireación prolongada	AS	Intensiva	5,0
Laguna anaerobia I	ALI	Extensiva	50,0
Laguna anaerobia II	ALII	Extensiva	25,0
Humedal bio-electrogénico	BW	Extensiva	6,1
Desarenador	D	Longitudinal	5,5
Laguna facultativa	FL	Extensiva	2700,0
Humedal de flujo libre	FFW	Extensiva	240,0
Humedal de grava plantado	GPW	Extensiva	161,2
Humedal de grava	GW	Extensiva	141,1
Tanque de homogenización	HT	Agitación	22,0
Tanque Imhoff	IMH	Intensiva	16,0
Arqueta de entrada	I	Recepción	1,0
Laguna de maduración	ML	Extensiva	600,0
Raceway (algas y bacterias)	RAB	Extensiva	400,0
Fosa séptica	ST	Intensiva	4,0

Por otra parte, la Tabla 6 agrupa los distintos puntos de muestreo, ordenados según la fecha en la que se realizó la toma de muestra, así como la temperatura promedio de dicho día (en grados centígrados), y la amplitud térmica (en grados centígrados también), que tiene en consideración la diferencia entre el momento más caluroso y frío de ese día.

Las temperaturas máximas y mínimas del muestreo del 24 de septiembre fueron 30,9 °C y 18,5°C, respectivamente. Mientras que para el segundo muestreo (8 de octubre), las máximas fueron de 32,8 °C y las mínimas de 14,7 °C. Finalmente, el muestreo final, correspondiente al 19 de noviembre de 2020, las temperaturas máximas fueron de 25,0 °C y las mínimas de 11, 8 °C. Estos valores fueron obtenidos de la página web de la AEMET (<https://x-y.es/aemet/est-5835X-carrion-de-los-cespedes>), acceso el día 14 de junio de 2023.

Tabla 6. Puntos de muestreo analizados, fecha, temperatura promedio y amplitud térmica, en la Fundación CENTA.

<i>Punto de muestreo</i>	<i>Fecha (dd/mm/aa)</i>	<i>Temperatura promedio (°C)</i>	<i>Amplitud térmica (°C)</i>
Tanque de homogeneización	24/09/2020	23,7	12,4
Raceway (algas + bacterias)	24/09/2020	23,7	12,4
Laguna anaerobia I	24/09/2020	23,7	12,4
Laguna facultativa	24/09/2020	23,7	12,4
Laguna maduración	24/09/2020	23,7	12,4
Aireación prolongada	24/09/2020	23,7	12,4
Arqueta de entrada	08/10/2020	22,4	18,1
Desarenador	08/10/2020	22,4	18,1
Tanque Imhoff	08/10/2020	22,4	18,1
Humedal de grava	08/10/2020	22,4	18,1
Humedal de flujo libre	08/10/2020	22,4	18,1
Humedal de grava plantado	19/11/2020	16,7	13,2
Laguna anaerobia II	19/11/2020	16,7	13,2
Humedal bio-electrogénico	19/11/2020	16,7	13,2
Fosa séptica	19/11/2020	16,7	13,2



## ***Materiales y métodos***

En las siguientes figuras (Figuras 37-51) se muestran distintas imágenes representativas de los puntos de muestreo previamente comentados del complejo CENTA. En cada uno de ellos se procedió a la toma de muestra líquida para su análisis fisicoquímico y a la captación de muestras odoríferas para su posterior evaluación olfatométrica.

Como punto de partida en una EDAR, la obra de llegada o arqueta de entrada (Figura 37) tiene como objetivo la recogida de las aguas residuales que llegan a la planta a través del sistema de alcantarillado. Estos sistemas de recogida son unitarios, de forma que la red saneamiento engloba tanto las aguas residuales, como las de lluvia, siendo el caudal promedio de entrada a esta planta de 10,3 m<sup>3</sup>/h. Para que a la EDAR no llegue más caudal del proyectado, se instalan aliviaderos, que permiten derivar los excesos de caudal. La arqueta de entrada cumple además con la función de separación de grandes sólidos. Esta arqueta, con una superficie de 1,0 m<sup>2</sup>, tiene forma de pozo o de tronco de pirámide invertida, concentrando sólidos para una posterior eliminación sencilla mediante cuchara.



*Figura 37. Arqueta de entrada.*

El desarenador (Figura 38) en plantas de tratamiento de aguas residuales es un dispositivo que separa y recolecta arena, grasas y otros sólidos sedimentables de las aguas residuales. Previamente, cuenta con un sistema de rejillas gruesas y finas, que retiran elementos sólidos de mayor diámetro que las arenas. El desarenador cuenta con mecanismos para retirar periódicamente los sedimentos acumulados, evitar obstrucciones y mejorar la calidad del agua tratada. En este caso, el desarenador longitudinal opera de manera semicontinua respecto a la extracción de arena, realizándose una retirada automática de sólidos un total de 15 veces diarias. Su presencia es fundamental para proteger el sistema de tratamiento y garantizar su eficacia.



*Figura 38. Salida del desarenador.*

Seguidamente, la planta del CENTA cuenta con un tanque de homogenización (Figura 39), que es una estructura que recibe el efluente del desarenador y lo mezcla, para posteriormente repartirlo en las distintas líneas de las que está constituida la planta, actuando como un reservorio temporal. Su principal función es mantener un suministro de agua residual constante y uniforme durante el proceso, al mismo tiempo que mantiene una correcta homogenización para que las características fisicoquímicas del agua sean similares. De esta forma se mejora notablemente el tratamiento biológico posterior. En concreto, las dimensiones de esta unidad son 4,66 m de largo, 4,66 m de ancho y una profundidad de 0,55 m, con caudal influente de 10,3 m<sup>3</sup>/h.



*Figura 39. Tanque de homogenización.*

El tanque Imhoff (Figura 40) es una estructura en EDARs que separa y descompone los sólidos sedimentables y estabiliza la materia orgánica. Consta de una cámara de sedimentación, en la que se sedimentan los sólidos y se separa el agua clarificada, y una cámara de digestión, en la que se descompone la materia orgánica mediante digestión anaeróbica. Su diseño de autolimpieza reduce la necesidad de una limpieza frecuente. En resumen, el tanque Imhoff contribuye al tratamiento eficiente y adecuado de las aguas residuales al separar, descomponer y estabilizar los contaminantes existentes. Las dimensiones de cada unidad son: 4 m de largo, 2 m de ancho y 4 m de alto, con un caudal

de tratamiento de 1,25 m<sup>3</sup>/h. En este caso, la EDAR del CENTA cuenta con 2 sistemas de tanque Imhoff.



Figura 40. Tanque Imhoff.

Por otro lado, la planta dispone de un dispositivo raceway con cultivo mixotrófico de microalgas y bacterias (Figura 41). Se trata de un sistema de cultivo de algas en canales alargados y poco profundos. Se utiliza en el tratamiento de aguas residuales para aprovechar la capacidad de las algas de absorber nutrientes y eliminar contaminantes. El agua residual se introduce en los canales y las algas crecen alimentadas por la luz solar y los nutrientes presentes en el agua. A medida que crecen, las algas absorben los nutrientes y contaminantes, contribuyendo a la depuración del agua. También producen oxígeno como subproducto durante el día. En este caso, existe una simbiosis con bacterias que crecen junto a las algas, mejorando la eficiencia de eliminación de materia orgánica. En

este caso, la superficie del sistema es de 400 m<sup>2</sup> y un volumen de 11,9 m<sup>3</sup>. Realizándose un total de 40 cargas diarias de agua residual, en lo que constituye un reactor de mezcla completa.



*Figura 41. Raceway (algas y bacterias).*

Los fangos activos de aireación extendida o prolongada (Figura 42) en las plantas de tratamiento de aguas residuales son un sistema de tratamiento biológico que utiliza microorganismos aeróbicos para eliminar los contaminantes orgánicos y los nutrientes de las aguas residuales. A través de la aireación prolongada en un tanque de aireación, los microorganismos descomponen la materia orgánica y la transforman en productos estables. Después de la sedimentación, el lodo activado se puede recircular para mantener una purificación efectiva. Es un proceso controlado y eficaz que contribuye a la depuración de aguas residuales (Fan et al., 2020; Gernaey et al., 2004; Márquez et al.,

2022; Pirsahab et al., 2014). La particularidad de este módulo en el CENTA es su reducido tamaño 2,24 m de largo, 2,24 m de ancho y 1,85 m de profundidad, una modesta superficie de únicamente 5 m<sup>2</sup> y elevados e inusuales tiempos de residencia hidráulicos de 51,4 horas.



*Figura 42. Fangos activos por aireación prolongada.*

Las lagunas anaerobias tienen una profundidad de 3 a 5 metros, donde toda la masa líquida se encuentra en condiciones de ausencia de oxígeno, por lo que los microorganismos que aquí se desarrollan son fundamentalmente microorganismos anaerobios (bacterias y Arqueas). Tratan elevadas cargas orgánicas (superiores a 100 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>·d) (Bobade et al., 2022; Luo et al., 2018; Türker et al., 2009; Vendramelli et al., 2017). Se generan sulfuros que condicionan la emisión de malos olores, además su poca superficie expuesta, limita la aireación superficial. La retirada de fangos en estas lagunas se realiza entre los 5 y 10 años. En la Figura 43, se muestra la laguna anaerobia

I, con una superficie dos veces mayor a la de la laguna anaerobia II (Figura 44), 50 m<sup>2</sup> y 25 m<sup>2</sup>, respectivamente.



*Figura 43. Laguna anaerobia I.*



*Figura 44. Laguna anaerobia II.*



## *Materiales y métodos*

Las lagunas facultativas (Figura 45) tienen profundidades comprendidas entre 1 y 2 m, distinguiéndose tres estratos, variables a lo largo del día, estación del año y nivel de carga orgánica en ellas:

- Fondo de la laguna. Existe una acumulación de sedimentos que establecen condiciones de anaerobiosis.
- Zona intermedia. Condiciones variables, en las que predominan bacterias de tipo facultativo.
- Zona superficial. Existe actividad fotosintética de algas superficiales, cuya actividad se ve favorecida por la aireación del viento (Al-Hashimi and Hussain, 2013; Nunes et al., 2022; Salter et al., 2000).

Hay que destacar la elevada superficie de esta laguna (2700 m<sup>2</sup>) y los elevados tiempos de residencia hidráulica, 1866,7 h (casi 78 días).



*Figura 45. Laguna facultativa.*

## *Materiales y métodos*

Las lagunas de maduración (Figura 46) son estructuras poco profundas donde el agua residual tratada se retiene durante un tiempo prolongado para mejorar su calidad. A través de procesos físicos, químicos y biológicos, contribuyen a la eliminación de contaminantes y a la protección del medio ambiente al garantizar la liberación de agua tratada de calidad adecuada. La particularidad de este sistema de lagunaje de maduración en el CENTA es una menor extensión superficial ( $600 \text{ m}^2$ ) frente a los  $2700 \text{ m}^2$  de la laguna facultativa y un tiempo de residencia hidráulico bastante más reducido (213,3 h).



*Figura 46. Laguna de maduración.*

Por otro lado, los humedales son sistemas que basan su funcionamiento en el uso de lechos de grava y plantas acuáticas para eliminar los contaminantes presentes en el agua. El humedal puramente constituido por grava (Figura 47) está compuesto por guijos de diferentes tamaños. Estos lechos retienen los contaminantes del agua residual; a través de procesos de filtración física las partículas suspendidas quedan retenidas, realizándose un

## *Materiales y métodos*

total de 40 dosificaciones diarias de agua residual en un área de 141,1 m<sup>2</sup>, incluyendo el total de la superficie del sistema. Posteriormente, los humedales de grava con plantas (Figura 48), suponen un proceso adicional en el que las plantas tipo juncos, espadañas, lirios y carrizos son capaces de llevar un tratamiento biológico más exhaustivo soportado por bacterias que crecen en sus raíces. La dosificación del agua residual es de 40 veces al día en una superficie igual a 161,2 m. Finalmente, el agua residual puede ser recirculada o tratada de manera independiente a un humedal de flujo libre (Figura 49), que incorpora grava, plantas y otros microorganismos (protozoos, nemátodos y virus) en una superficie ligeramente superior a los anteriores humedales (240 m), además de macroorganismos (anfibiaos y peces), destacando la alta calidad del resultado final del efluente.

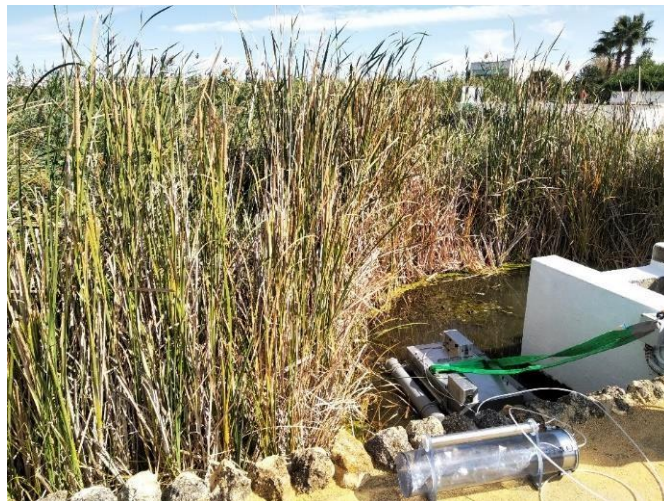
Paralelamente, existe en el CENTA un subtipo de humedal de grava, el humedal bioelectrogénico (Figura 50). Con una superficie útil de 6,1 m<sup>2</sup>, el material de relleno es variable, durante la campaña de muestreo el material empleado fue turba, el cual proporciona cavidades para que tengan lugar reacciones del tipo REDOX.



*Figura 47. Humedal de grava.*



*Figura 48. Humedal de grava plantado.*



*Figura 49. Humedal de flujo libre.*



*Figura 50. Humedal bio-electrogénico.*

Finalmente, la fosa séptica (Figura 51) está diseñada para un caudal influente y efluente de  $0,2 \text{ m}^3/\text{h}$ , con unas dimensiones de 3,78 m de largo, 1,04 m de ancho y 1,27 m de altura. Su uso está ampliamente extendido en áreas sin acceso a alcantarillado público. Consiste en un tanque subterráneo que recoge, separa y descompone los desechos humanos y domésticos en aguas negras domésticas. Sin embargo, la imagen presentada muestra un módulo no soterrado. Siendo su función principal la recogida de las aguas residuales, la separación de sólidos y líquidos y la descomposición bacteriana (Kang et al., 2020; Krzyk and Drev, 2023; Rodrigues et al., 2021).



*Figura 51 Fosa séptica.*

### 3. MÉTODOS ANALÍTICOS

Las muestras tomadas en las diferentes EDAR son de distinta tipología (sólida, líquida y gaseosa). Por tanto, para el análisis de cada una de ellas se ha empleado una determinada metodología, que se detalla en capítulos posteriores.

#### 3.1. Metodología aplicada a las muestras líquidas

Las siguientes determinaciones fisicoquímicas fueron realizadas a las muestras líquidas de aguas residuales según los métodos estandarizados de APHA (2023).

##### 3.1.1. pH

Para la medida del pH se ha utilizado un pHmetro modelo GLP 21+, de la marca Crison (Figura 52). El electrodo se inserta en la muestra, dando una lectura digital de su valor con dos cifras decimales. Diariamente, se ha calibrado utilizando disoluciones tampón de pH iguales a 4, 7 y 9.



*Figura 52. pHmetro modelo GLP 21+ (Crison, 2023).*

### 3.1.2 Alcalinidad (Alc)

La alcalinidad hace referencia a la capacidad tampón de una disolución acuosa, es decir, su capacidad para neutralizar ácidos y su estabilidad frente a cambios bruscos de pH. Normalmente, el valor de alcalinidad medio varía notablemente con el pH al final de la valoración. Es destacable que la composición química de la muestra puede afectar a esta medida dado el alto número de especies con capacidad tampón en las aguas residuales: carbonatos, bicarbonatos, hidróxidos, boratos, fosfatos, silicatos, etc.

Para determinar la alcalinidad, se han tomado 5 mL de alícuota de agua residual con una micropipeta y se han llevado a un vaso de precipitado, al cual se le ha añadido un volumen de una disolución estandarizada de ácido sulfúrico de concentración 0,1 N, desde una bureta. La medida se da por concluida cuando se alcanza un pH igual a 4,5.

A través de la ecuación 1 se determina la alcalinidad de muestras acuosas:

$$\text{Alc}(\text{mgCaCO}_3/\text{L}) = \frac{V_{\text{ácido}} \cdot N \cdot 50 \cdot 10^3}{V_{\text{muestra}}} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Alc = alcalinidad (mg CaCO<sub>3</sub>/L).

V<sub>ácido</sub> = volumen gastado de ácido sulfúrico (mL).

N = normalidad del ácido sulfúrico.

50 = peso equivalente del CaCO<sub>3</sub>.

V<sub>muestra</sub> = volumen tomado de la muestra (5 mL).

### 3.1.3. Acidez volátil (AV)

La determinación de la acidez volátil se lleva a cabo a través de un método indirecto, tomando una alícuota de 5 mL en un pequeño vaso de precipitado. A continuación, se le añade H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (0,1N) desde una bureta, gastando un V<sub>1</sub> para alcanzar un pH igual a 5,75. Se sigue adicionando ácido sulfúrico (V<sub>2</sub>) hasta llegar a un pH de 4,5. La alcalinidad

parcial ( $Alc_{Parcial}$ ), aportada principalmente por el bicarbonato, tiene un valor de pH de 5,75. Mientras que la alcalinidad total ( $Alc_{Total}$ ) se corresponde con el segundo valor de pH, igual a 4,5. De este modo, la alcalinidad intermedia ( $Alc_{int}$ ) es la diferencia entre la  $Alc_{Total}$  y la  $Alc_{Parcial}$  y se corresponde con los ácidos orgánicos volátiles.

Los cálculos de  $Alc_{Parcial}$  y  $Alc_{Total}$  se recogen en las ecuaciones 2 y 3:

$$Alc_{parcial} \text{ (mgCaCO}_3\text{/L)} = \frac{V_{\text{ácido,1}} \cdot N \cdot 50 \cdot 10^3}{V_{\text{muestra}}} \quad \text{(Ecuación 2)}$$

$$Alc_{Total} \text{ (mgCaCO}_3\text{/L)} = \frac{V_{\text{ácido,2}} \cdot N \cdot 50 \cdot 10^3}{V_{\text{muestra}}} \quad \text{(Ecuación 3)}$$

Donde:

$Alc_{Parcial}$  o  $Alc_{Total}$  (Alcalinidad Parcial o Alcalinidad Total) = alcalinidad mg  $CaCO_3$ /L.

$V_{\text{ácido,1}}$  o  $V_{\text{ácido,2}}$  = volumen gastado de ácido sulfúrico (mL de  $H_2SO_4$  previamente estandarizado a 0,1N).

N = normalidad del ácido sulfúrico.

50 = peso equivalente del  $CaCO_3$ .

$V_{\text{muestra}}$  = volumen tomado de la muestra (5 mL).

$$Alc_{int.} = Alc_{Total} - Alc_{Parcial}$$

La alcalinidad intermedia es frecuente convertirla a unidades de mg C/L o mg de  $CH_3COOH$ /L para aportar los resultados en términos de acidez volátil. El factor de conversión se recoge en la ecuación 4:

$$AV \text{ (mg CH}_3\text{COOH/L)} = Alc_{int.} \cdot \frac{\text{mgCaCO}_3}{L} \cdot \frac{12\text{mgC}}{100\text{mgCaCO}_3} \cdot \frac{60\text{mgCH}_3\text{COOH}}{24\text{mgC}} \quad \text{(Ecuación 4)}$$



3.1.4. Conductividad (Cond.)

Para la determinación de la conductividad de las muestras se ha empleado un conductímetro modelo micro CM2200 que consta de dos electrodos (Figura 53). Uno de ellos para hallar la conductividad y el otro para determinar la temperatura. La pantalla del dispositivo muestra la medida en mS/cm o  $\mu\text{S/cm}$ .

Ha de realizarse un cotejo previo de su funcionamiento con cloruro potásico 0,1 M cuya conductividad dependerá de la temperatura a la que se encuentre la disolución patrón. La Tabla 5 presenta los valores de conductividad del patrón a diferentes temperaturas.



*Figura 53. Conductímetro modelo micro CM2200.*

Tabla 5. Conductividad del patrón KCl 0,01M en función de la temperatura.

<i>Temperatura (°C)</i>	18	19	20	21	22	23	24	25
<i>Conductividad (<math>\mu\text{S/cm}</math>)</i>	1225	1251	1278	1305	1322	1359	1386	1413

### 3.1.5. Sólidos totales (ST)

La concentración de sólidos totales presentes en la muestra es la suma de la materia particulada y disuelta, tanto orgánica como inorgánica.

Se toma una alícuota homogenizada, cuyo volumen o peso es conocido, y se lleva a un crisol de porcelana, cuyo peso se ha determinado previamente en una balanza de precisión. La muestra se lleva a una estufa para su secado a una temperatura a 105 °C, durante 24 horas. Como cabe esperar, el crisol vacío experimentará un aumento de peso, debido a los sólidos totales. A través de la ecuación 5, es posible el cálculo de la concentración de ST en mg/kg o mg/L, dependiendo del estado de agregación de la muestra de partida:

$$ST\left(\frac{\text{mg}}{\text{kg,L}}\right)=\frac{(X-Y)\cdot 10^6}{m} \quad (\text{Ecuación 5})$$

ST = sólidos totales (mg/kg o mg/L).

X = peso del crisol al sacarse de la estufa a 105 °C durante 24 horas con la muestra (g).

Y = peso del crisol de porcelana vacío (g).

m = muestra en gramos o mililitros.

### 3.1.6. Sólidos minerales (SM)

Una vez pesado el crisol procedente de la estufa a 105 °C con la muestra seca, es llevado a un horno para su calcinación a 550 °C. Tras 2 horas, únicamente quedan cenizas en el fondo del crisol, las cuales se corresponden con los sólidos minerales. A través de la ecuación 6, es posible el cálculo de la concentración de SM en mg/kg o mg/L, dependiendo del estado de agregación de la muestra de partida:

$$SM\left(\frac{\text{mg}}{\text{kg,L}}\right)=\frac{(X'-Y)\cdot 10^6}{m} \quad (\text{Ecuación 6})$$

SM = sólidos minerales (mg/kg o mg/L).

X' = peso del crisol al sacarse de la estufa a 550 °C durante 2 horas con la muestra (g).

Y = peso del crisol de porcelana vacío (g).

m = Muestra en gramos o mililitros.

### 3.1.7. Sólidos volátiles (SV)

La concentración de sólidos volátiles se calcula por diferencia entre la de sólidos totales y sólidos minerales. A través de la ecuación 7 se pueden expresar los resultados en mg/kg ó mg/L de sólidos volátiles.

$$SV = ST - SM \quad (\text{Ecuación 7})$$

SV = sólidos volátiles (mg/kg o mg/L).

### 3.1.8. Demanda química de oxígeno total y soluble (DQO<sub>T</sub> y DQO<sub>s</sub>)

La demanda química de oxígeno total (DQO<sub>T</sub>) hace referencia al oxígeno necesario para lograr una oxidación completa de todas las especies orgánicas presentes en una muestra usando para ello un oxidante fuerte. Por otro lado, la demanda química de oxígeno soluble (DQO<sub>s</sub>) pretende realizar la misma oxidación que en la DQO<sub>T</sub>, habiendo realizado una filtración previa de la muestra con filtros comerciales Whatman, de un diámetro de poro,  $\phi = 47 \mu\text{m}$ .

Para la determinación de la DQO<sub>T</sub> y DQO<sub>s</sub> el método empleado es el del dicromato potásico. La muestra es oxidada químicamente a una temperatura de 150°C, con un exceso de oxidante fuerte ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) de concentración y volumen conocidos, en medio  $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{HgSO}_4$ . La digestión dura 2 horas y transcurrido ese tiempo, el exceso de dicromato libre es valorado frente a sulfato ferroso amónico (FAS,  $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ), utilizando ferroína como indicador. Se incluye un blanco, compuesto por un volumen de agua destilada idéntica al de la muestra, con el fin de

## *Materiales y métodos*

determinar la cantidad de dicromato sin consumir en la reacción. La diferencia entre el volumen de FAS gastado para valorar la muestra real y el blanco permite determinar la cantidad de dicromato consumido para oxidar la muestra.

Cabe la posibilidad de que existan especies inorgánicas en estado reducido en la disolución, susceptibles de ser oxidadas al adicionar dicromato potásico. Para evitar estas interferencias, junto al ácido sulfúrico se adiciona una pequeña cantidad de una sal de sulfato de mercurio y plata, esta última actúa como catalizador de la reacción de oxidación de la materia orgánica. De este modo, precipitan las especies inorgánicas al reaccionar con el mercurio, formando  $\text{HgCl}_2$ . De igual forma, el cloruro presente en el agua residual es capaz de reaccionar con la plata para dar lugar a  $\text{AgCl}$ . A través de la ecuación 8 es posible el cálculo de la DQO (tanto para  $\text{DQO}_T$  como para  $\text{DQO}_s$ ):

$$\text{DQO}\left(\frac{\text{mgO}_2}{\text{L}}\right) = \frac{(\text{B}-\text{M}) \cdot 8 \cdot 1000 \cdot \text{N}_{\text{FAS}}}{m} \quad (\text{Ecuación 8})$$

DQO = Demanda Química de Oxígeno ( $\text{mg O}_2/\text{L}$ ) en el caso de una muestra líquida. Para el caso de una muestra sólida, el resultado de la DQO se expresa en  $\text{mg O}_2/\text{kg}$ .

B = volumen de FAS gastado en la valoración de la muestra blanco (mL).

M = volumen de FAS gastado en la valoración de la muestra real (mL).

$\text{N}_{\text{FAS}}$  = normalidad del FAS estandarizado.

m = volumen o masa de muestra (mL o mg, respectivamente).

8 = peso equivalente del Oxígeno.

Para la determinación de la variable química  $\text{DQO}_s$  los cálculos empleados son los mismos que para el caso de la  $\text{DQO}_T$ . Sin embargo, para el caso de la  $\text{DQO}_s$ , la muestra ha sido filtrada previamente. Para ello se han empleado los filtros Whatman previamente

descritos. La determinación de DQO<sub>s</sub>, es únicamente aplicable a muestras líquidas, expresando su resultado en mg de O<sub>2</sub>/L.

### 3.1.9. Carbono total (CT), inorgánico (CI) y orgánico total (COT) solubles

El carbono total soluble cuantifica tanto al carbono inorgánico como al carbono orgánico solubles en una muestra. Para su determinación se ha empleado un analizador japonés Shimadzu *TOC-V<sub>CSH</sub>* (Figura 54).



*Figura 54. Analizador de Carbono Orgánico Total Shumadzu TOC-V<sub>CSH</sub>.*

Previamente, la muestra ha de ser filtrada con filtros comerciales Whatman de un diámetro de poro,  $\phi = 47 \mu\text{m}$ . A través de la oxidación catalítica con oxígeno N50 (en un horno con catalizador de Pt/Alúmina) a CO<sub>2</sub> y por medio de espectrometría de infrarrojo, se determina el contenido total de carbono presente en la muestra.

En paralelo, es posible cuantificar el contenido de CI de la muestra. La muestra gasificada, se burbujea junto al oxígeno N50 en una disolución de ácido fosfórico, antes de su combustión. De este modo, sólo llega al detector el CO<sub>2</sub> correspondiente al CI.

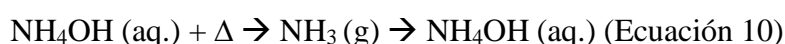
Finalmente, la diferencia entre las concentraciones de CT y CI permite obtener la de COT.

### 3.1.10. Nitrógeno total soluble (NT<sub>S</sub>)

El nitrógeno total soluble se ha determinado en un *módulo TNM-1* acoplado al analizador Shimadzu *TOC-V<sub>CSH</sub>* empleado en las cuantificaciones de las distintas formas carbonosas descritas previamente. Este analizador eleva la temperatura hasta 720 °C y mediante un catalizador, se descompone en NO (g). Posteriormente, se enfría, deshumidifica y se cuantifica en un analizador quimio-luminiscente.

### 3.1.11. Nitrógeno total Kjeldahl (N-NTK)

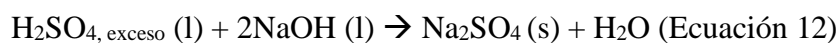
Se añaden de 5 a 10 mL de muestra acuosa, o en el caso de tratarse de una muestra sólida desde 0,2 a 2,0 g, a un tubo Kjeldahl junto con 5 mL de ácido sulfúrico y 5 g de catalizador Kjeldahl (Cu-Se). A continuación, el tubo es colocado en una placa digestora a una temperatura de 350 °C, durante 3 horas. Una vez frío el tubo, se procede a su destilación en un destilador Kjeldahl (Figura 24). Se añade NaOH al 35% para elevar el pH por encima de 9,5. Se coloca un matraz con ácido sulfúrico (0,1 N) en exceso sobre el que se recogerá el destilado. Como indicador se emplea naranja de metilo. Las ecuaciones 9 y 10 presentan las reacciones que tienen lugar:



Según la ecuación 11, el amoníaco líquido se recoge en una disolución de ácido sulfúrico:



Una vez terminada la destilación (250 mL), se realiza una valoración por retroceso del ácido sulfúrico que haya quedado sin reaccionar, frente a una disolución de NaOH (0,1 N). De acuerdo con la ecuación 12, la valoración se da por concluida cuando haya virado el indicador desde rosa (medio ácido) hasta amarillo (medio básico):



Para el cálculo del nitrógeno total en forma Kjeldahl se aplica la ecuación 13:

$$N\text{-NTK}\left(\frac{\text{mgN-NTK}}{\text{L,kg}_{\text{muestra}}}\right) = \frac{(V_{\text{H}_2\text{SO}_4} \cdot N_{\text{H}_2\text{SO}_4} - V_{\text{NaOH}} \cdot N_{\text{NaOH}}) \cdot 14}{m} \quad (\text{Ecuación 13})$$

N-NTK = nitrógeno total Kjeldahl (mg N/L muestra). Si bien al analizar una muestra sólida el resultado se expresaría en (mg N/kg muestra).

$V_{\text{H}_2\text{SO}_4}$  = volumen de ácido sulfúrico adicionado al matraz durante el proceso de destilación (mL).

$N_{\text{H}_2\text{SO}_4}$  = normalidad de ácido sulfúrico adicionado al matraz durante el proceso de destilación (N).

$V_{\text{NaOH}}$  = volumen de NaOH gastado en la valoración (mL).

$N_{\text{NaOH}}$  = normalidad de NaOH gastado en la valoración (N).

14 = peso equivalente del nitrógeno.

m = masa de la muestra (g). Si bien se puede añadir un volumen en mL de una disolución acuosa.

### 3.1.12. Nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

Se toma un peso o volumen de muestra dado y se añade a un tubo Kjeldahl. En este caso únicamente se adiciona NaOH al 35% que eleve el pH por encima de 9,5 (propiciando la formación de amoníaco gaseoso). Para este tipo de determinación no se requieren los procesos previos de digestión (adición de ácido, catalizador y tratamiento térmico).

Se recoge el destilado sobre un matraz con 10 mL de exceso de ácido sulfúrico (0,1 N), sobre el que se añade indicador de naranja de metilo. Finalizada la destilación, el ácido sulfúrico que no ha reaccionado se valora frente a una disolución de NaOH (0,1 N) hasta viraje amarillo del naranja de metilo. La ecuación 14 muestra el cálculo para cuantificar la concentración de nitrógeno en forma amoniacal:

$$N-NH_4^+ \left( \frac{mgN-NH_4^+}{L, kg_{muestra}} \right) = \frac{(V_{H_2SO_4} \cdot N_{H_2SO_4} - V_{NaOH} \cdot N_{NaOH}) \cdot 14}{m} \quad (\text{Ecuación 14})$$

$N-NH_4^+$  = nitrógeno amoniacal (mg N/kg muestra) para una muestra sólida (p.e., fango).

Si bien al analizar una muestra líquida el resultado se expresaría en (mg N/L muestra).

$V_{H_2SO_4}$  = volumen de ácido sulfúrico adicionado al matraz durante el proceso de destilación (mL).

$N_{H_2SO_4}$  = normalidad de ácido sulfúrico adicionado al matraz durante el proceso de destilación (N).

$V_{NaOH}$  = volumen de NaOH gastado en la valoración (mL).

$N_{NaOH}$  = normalidad de NaOH gastado en la valoración (N).

14 = peso equivalente del nitrógeno.

$m$  = masa de la muestra (g). Si bien se puede añadir un volumen en mL de una disolución acuosa.



*Figura 55. Destilador Kjeldahl Pro-Nitro S empleado para la determinación tanto de N-NTK como de  $N-NH_4^+$ .*



### 3.1.13. Fósforo total soluble

La concentración de fósforo total soluble se ha determinado mediante el método colorimétrico. Se toman 10 mL de agua residual y se llevan a un tubo de digestión Kjeldahl. A continuación, se adicionan 10 mL de un reactivo combinado formado por los siguientes compuestos:

250 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/500 mL de reactivo.

250 mL de HNO<sub>3</sub>/500 mL de reactivo.

50 g de KNO<sub>3</sub>/500 mL de reactivo.

El tubo se lleva a una placa digestora en la que se le aplican las siguientes mesetas de temperaturas con un incremento de 10 °C/min entre cada una de ellas:

10 minutos a 50 °C.

30 minutos a 100 °C.

30 minutos a 150 °C.

75 minutos a 200 °C.

Digerida completamente la muestra, se lleva a un vaso de precipitado de 250 mL (arrastrando con agua cualquier resto que pudiera contener el tubo). A continuación, el pH de la muestra ha de ser ajustado en el rango 6,8-7,2. Posteriormente, se filtra y se lleva a un matraz aforado de 100 mL en el que se enrasa con agua destilada. Luego, se toman 50 mL del matraz y se llevan a un Erlenmeyer de 100 mL al que se le adicionan 8 mL de un reactivo formado por la mezcla de:

50 mL H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> diluido (70 mL H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/500 mL) en 100 mL de reactivo.

5 mL de tartrato emético (1,3715 g/500 mL) en 100 mL de reactivo.

15 mL de molibdato amónico (20 g/500 mL) en 100 mL de reactivo.

30 mL de ácido ascórbico (1,76 g/100mL) en 100 mL de reactivo.

Finalmente, las muestras son analizadas en un espectrofotómetro a una  $\lambda = 880$  nm. Según la ecuación 15, los valores de concentración de fósforo total se determinan a través de una recta de calibrado:

$$U.A. = 0,1868 \cdot C \text{ (Ecuación 15)}$$

Donde:

U.A. = unidades de absorbancia a una  $\lambda = 880$  nm.

C = concentración de fósforo total (mg/L).

En caso de existir turbidez u otros problemas en la coloración de la muestra, se realiza siempre un blanco con agua destilada.

### *3.2. Metodología aplicada a muestras sólidas*

La compleja naturaleza y heterogeneidad de los fangos o lodos de EDAR requiere que para algunos análisis fisicoquímicos haya que realizar un extracto acuoso de los mismos en la proporción 1:25 (1 g de fango por cada 25 mL de agua destilada), si bien otros análisis se pueden realizar con facilidad con este fango. Los análisis llevados a cabo han sido realizados de acuerdo con la metodología propuesta por el Departamento de Agricultura y el Consejo de Compostaje Estadounidense (US Department of Agriculture and the US Composting Council, 2002).

#### *3.2.1. Extractos acuosos*

Las variables pH, Cond. ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ),  $\text{Alc}_{\text{TOTAL}}$  (mg  $\text{CaCO}_3/\text{kg}$ ), AV (mg  $\text{CH}_3\text{COOH}/\text{kg}$ ),  $\text{NT}_s$  (mg/kg), CT (mg/kg), CI (mg/kg) y COT (mg/kg) fueron determinadas a los extractos acuosos de los fangos y mediante la metodología APHA (2023) aplicable a aguas residuales.

### 3.2.2. Fracción sólida

Las siguientes variables fueron analizadas directamente sobre la fracción sólida: N-TKN (mg/kg), N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/kg), DQO (g O<sub>2</sub>/kg), P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (%), ST (g/kg), SM (g/kg), SV (mg/kg) y variables respirométricas: Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno (VECO, mg O<sub>2</sub>/g SV·h) y Consumo Acumulado de Oxígeno a las 20 horas (CAO<sub>20</sub>, mg O<sub>2</sub>/g SV). En apartados posteriores se detallará la técnica basada en la respirometría.

#### 3.2.2.a) Fósforo (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>)

La muestra se trata con un ácido fuerte para solubilizar el fósforo contenido en la misma y precipitar con ácido citromilítico y quinoleína, recogiendo y pesando el precipitado amarillo de fosfomolibdato de quinoleína, del que se deduce el contenido en P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.

Se han de tener preparados previamente filtros microporosos Whatman, lavados con agua destilada y pretratados térmicamente a 250 °C.

Se pesa 1 g de muestra y se lleva a un tubo Kjeldhal al que se le añaden 5 mL de HNO<sub>3</sub>, 25 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y 3 g de KNO<sub>3</sub>. De forma paralela se prepara un blanco al que se le añaden los mismos reactivos y operaciones procedimentales. A continuación, la muestra es sometida a un tratamiento térmico de 350 °C durante 3 horas. Una vez enfriado el tubo, se añaden 100 mL de agua destilada. Se transfiere a un matraz aforado de 250 mL, filtrando previamente, se enrasa y mezcla. Más tarde se toman 25 mL de alícuota y se añaden a un vaso de precipitado de 250 mL, al que se le añaden 100 mL de agua destilada y 50 mL del reactivo quimociaco. El vaso de precipitado se coloca sobre una placa calefactora a 100 °C, esperando hasta alcanzar el punto de ebullición. La mezcla, de coloración amarilla, es filtrada sobre los filtros microporosos Whatman. Finalmente, los filtros han de ser enfriados y desecados, antes de ser pesados para conocer la cantidad de fosfomolibdato de quinoleína depositado. El porcentaje de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> se calcula a través de la ecuación 16:

$$P_2O_5(\%) = \frac{(M-B) \cdot 32,07}{P} \quad (\text{Ecuación 16})$$

Siendo:

P = peso (g) de la muestra contenida en la alícuota.

M = peso (g) del precipitado de fosfomolibdato de quinoleína.

B = peso (g) del precipitado en el ensayo del blanco.

### 3.2.2.b) *Respirometría*

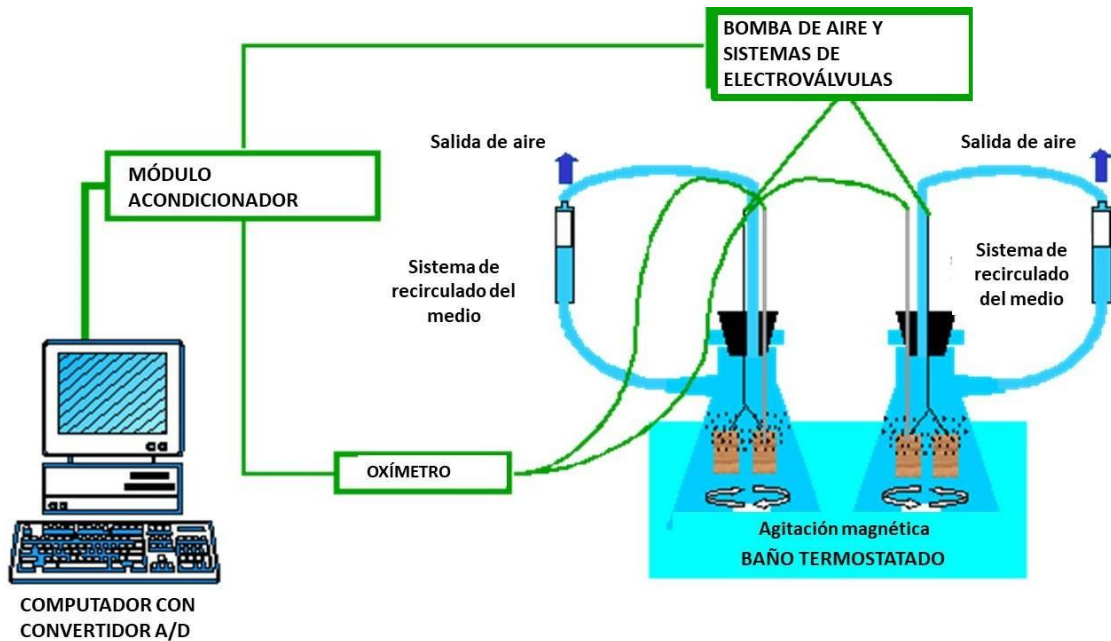
Se ha empleado un respirómetro estático en fase líquida para la determinación de la actividad microbiana en las muestras de fango estudiadas (véase Figura 56). Ha sido patentado (P2004-02908) por el grupo RNM-271 del área de Ingeniería Química de la Universidad de Córdoba. Las variables respirométricas determinadas con este equipo fueron: VECO, (mg O<sub>2</sub>/g SV·h) y CAO<sub>20</sub>, (mg O<sub>2</sub>/g SV). El respirómetro cuenta con un electrodo para la cuantificación de O<sub>2</sub> disuelto y no existe un aporte de gas o líquido durante el experimento. El proceso se lleva a cabo en paralelo en 2 reactores biológicos de 1L de capacidad, agitados a 300 rpm e introducidos en un baño termostatzado. En cada uno de ellos, se añade una determinada cantidad de muestra que será función de su actividad microbiana. Previo a su enrase con 1L de agua, se añaden los siguientes reactivos al medio: disolución de tampón fosfato (40 mL), cloruro cálcico (10 mL), cloruro férrico (10 mL) y sulfato de magnesio (10 mL).

Los reactores, herméticamente cerrados, disponen de un sensor de oxígeno (Mettler, modelo IMPRO-6000), además de difusores de aire que permiten mantener la concentración de oxígeno disuelto en rangos mínimos y máximos de 6,8 y 7,0 mg O<sub>2</sub>/L. Estos últimos inyectan aire comprimido (100 a 300 L/h) controlados por una electroválvula. El reactor cuenta con un sistema de rebose que devuelve el líquido nuevamente al recipiente, favoreciendo la aireación de la muestra.



*Figura 56. Respirómetro estático en fase líquida.*

Una interfaz Mettler (modelo 4200) permite la transformación de la señal de los electrodos en corriente, para la adquisición de datos por parte del ordenador. En la Figura 57 se recoge de forma esquemática el proceso descrito anteriormente.

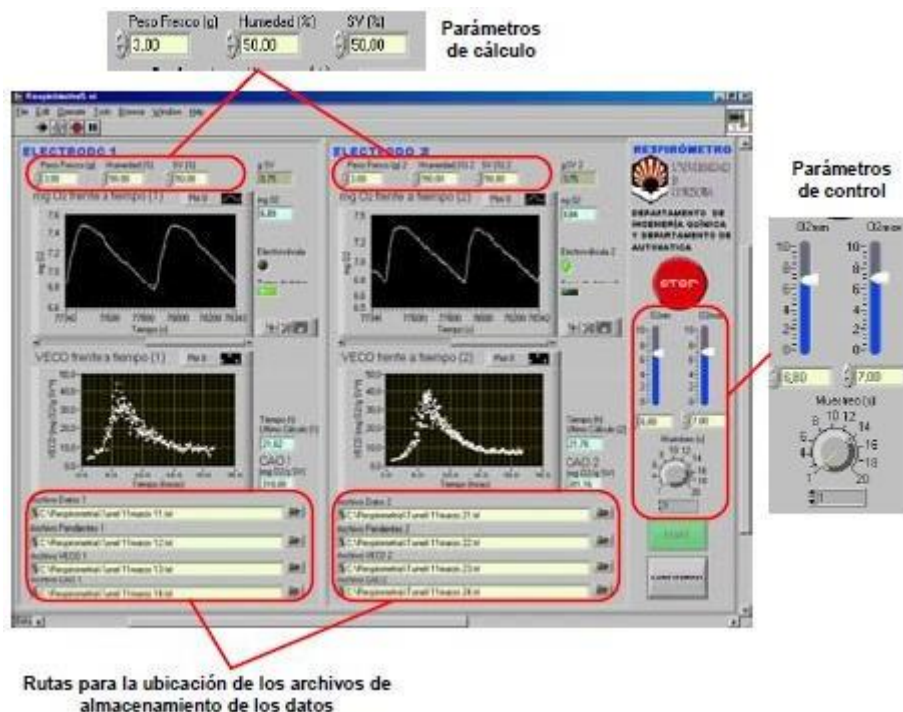


*Figura 57. Descripción del funcionamiento de un respirómetro en fase líquida.*

El respirómetro opera en discontinuo, entre valores de 6,8-7,0 mg O<sub>2</sub>/L. Un ciclo es el tiempo transcurrido desde el valor máximo al mínimo. El software recoge los datos por ciclo de la concentración de oxígeno disuelto frente al tiempo y los representa con una pendiente negativa. La pendiente en valor absoluto se corresponde con un valor de VECO (mg O<sub>2</sub>/g SV· h).

Mientras que la CAO<sub>20</sub> (mg O<sub>2</sub>/SV), resultante de una serie de ciclos por una duración de 20 horas, se calcula a través de integrar el área bajo la curva.

La Figura 58 recoge los parámetros experimentales a introducir durante la medida: cantidad de materia en cada reactor (gramos), porcentaje de humedad y cantidad de sólidos volátiles. Las gráficas superiores recogen la cantidad de oxígeno disuelto (mg O<sub>2</sub>) frente al tiempo, teniendo una pendiente negativa y su valor absoluto se corresponde con la VECO (mg O<sub>2</sub>/g SV·h).



*Figura 58. Visión general del interfaz del respirómetro.*

*3.3. Metodología aplicada a las muestras gaseosas*

*3.3.1 Campana Lindvall*

La campana Lindvall consiste en un paralelepípedo con un área de 1 m<sup>2</sup>, construida en acero y con dos ventiladores instalados que permiten una correcta captación y homogenización del aire. El primer ventilador introduce el aire dentro de la campana, haciéndolo pasar por un filtro de carbón activo para eliminar los posibles compuestos odoríferos que podrían interferir en el muestreo. Entonces, el segundo ventilador lleva el aire hasta un orificio donde se instala una bomba de vacío ya que en fuentes pasivas es necesario aspirar la muestra gaseosa con caudal constante hacia el sistema de recogida de muestra.



*Figura 59. Campana Lindvall operando en la toma de muestras gaseosas de una EDAR.*

### 3.3.2. Bomba CSD30

La bomba de vacío modelo CSD30 extrae el aire de la campana Lindvall. Está construida de polytetrafluoroethylene (PTFE) y acero inoxidable. Este dispositivo es capaz de llenar bolsas de Nalophan de hasta 10 L por diferencia de presiones a distintos tiempos programables, con un flujo de gas de  $2,08 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$ , acorde con la normativa EN-13725 (2003) y la guía VDI 3880 (2011).



*Figura 60. Bomba de vacío modelo CSD30.*

### 3.3.3. Bolsas de Nalophan

De acuerdo con la normativa EN-13725 (2003) las bolsas de Nalophan para el almacenamiento de muestras gaseosas están constituidas por polietilnetereftalato, si bien son aptos otros compuestos como el copolímero de tetrafluoroetileno hexafluoropropileno (FEP, Nalophan NA) y fluoruro de polivinilo (PVF, Tedlar).

### 3.3.4. Determinación de la concentración de olor

#### 3.3.4.A) Olfatometría dinámica

La olfatometría dinámica es una técnica sensorial establecida por la norma europea EN-13725 (2003) para la determinación de la concentración de olor expresada en términos de unidades de olor europeas por metro cúbico ( $\text{ou}_E/\text{m}^3$ ). El olfatómetro (Figura 24) se conecta a un compresor (Silent DE-204) (Figura 25.A) que le suministra el aire filtrado necesario para la dilución de las muestras de olor, debiendo operar entre 4 y 5 bares de



presión. El filtro (Figura 25.B) es de carbón activado, haciendo que el aire comprimido llegue al olfatómetro libre de humedad, compuestos orgánicos y partículas.

Esta técnica se basa en un panel de expertos como elemento sensor, previamente calibrados con el compuesto n-butanol. Para que una persona sea considerada como panelista, deberá tener una capacidad olfativa que detecte entre 20-80 ppb del compuesto de referencia (n-butanol) y el conjunto de resultados debe mostrar una desviación estándar no superior a 2,3.

El olfatómetro empleado, T08 de TO-Series de la empresa Odournet GmbH (véase Figura 30), se encuentra totalmente automatizado y dispone de un software especializado que permite exponer a un grupo de panelistas a una serie de diluciones de la muestra ( $2^2 \leq x \leq 2^{16}$ ), cuya concentración de olor se pretende determinar. Este equipo permite la medida de concentración de olor de cuatro panelistas, simultáneamente en puertos separados.

La olfatometría dinámica se basa en el método SI/NO que consiste en que los panelistas pulsen el botón que indica “SI” cuando han percibido el olor de la muestra. El momento en el cual el panelista pulsa el botón de manera acertada en dos series consecutivas es conocido como ITE (Individual Threshold Estimate), es decir, el límite de detección individual. La media geométrica de los ITEs de un grupo de panelistas es tomada como la concentración de olor de la muestra. Esta concentración de olor es calculada de forma automática por el software del olfatómetro que, a su vez, permite calcular la concentración detectada por cada uno de los panelistas y crear una base de datos con los resultados obtenidos en cada medida.

Las muestras recogidas en bolsas de Nalophan han de ser analizadas en un periodo inferior a 24 horas después de su toma. Tienen que guardarse en un lugar oscuro a una temperatura no superior a 25°C.

#### 3.3.4.B) Laboratorio olfatométrico

El laboratorio olfatométrico es el espacio donde se desarrollan los análisis olfatométricos y debe estar libre de contaminación odorífera. Por ello, la habitación precisa de una ventilación adecuada, en la que se instalen filtros de carbón activo que puedan mantenerla libre de olores. La temperatura debe ser inferior a 25 °C (requiere de climatización) y la concentración de CO<sub>2</sub> no puede superar 1500 ppm.

### 4. MÉTODOS ESTADÍSTICOS

#### 4.1. Introducción

Las variables fisicoquímicas y respirométricas obtenidas del análisis de aguas residuales y fangos de depuradora, junto con la emisión de olor obtenida mediante olfatometría dinámica, fueron conjuntamente evaluadas. Para ello se emplearon métodos de análisis multivariante, mediante el software STATISTICA 8.0.

#### 4.2. Análisis de Componentes Principales (ACP)

El ACP es una herramienta estadística que permite simplificar la dimensión de una matriz de datos, al mismo tiempo que mantiene toda la información de la varianza de ésta. Por tanto, el ACP permite transformar las variables fisicoquímicas, respirométricas, operacionales y olfatométricas en nuevas variables ortogonales conocidas como componentes principales (CP), las cuales son una combinación lineal de la matriz inicial. De este modo, se pueden extraer patrones dominantes de la matriz de datos de una serie de puntos (variables y casos) (Abdi and Williams, 2010; Cui et al., 2021; Lee and Jemain, 2021). Normalmente, se utiliza un ACP bidimensional para extraer patrones, similitudes o diferencias entre variables fisicoquímicas, respirométricas y olfatométricas en cada punto de muestreo de una EDAR.

### **4.3. Regresión Multivariante (RM)**

El modelo de RM es una herramienta estadística en la que se predice una variable dependiente de forma simultánea en función de otras variables predictoras independientes con un orden unidad para cada una de ellas (Babones, 2016). En esta Tesis Doctoral, se ha empleado la RM para predecir una variable olfatométrica (OER) en función de las variables fisicoquímicas y respirométricas obtenidas experimentalmente.

Paralelamente, es posible conocer el porcentaje de influencia de cada variable fisicoquímica y respirométrica en la variable olfatométrica predicha, a través de un modelo matemático multivariante.

## 5. REFERENCIAS

- Abdi, H., Williams, L.J., 2010. Principal component analysis. *Wiley Interdiscip. Rev. Comput. Stat.* 2, 433–459. <https://doi.org/10.1002/wics.101>
- Al-Hashimi, M.A.I., Hussain, H.T., 2013. Stabilization pond for wastewater treatment. *Eur. Sci. J.* May 9, 1857–7881.
- APHA, 2023. *Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters*, 24th edition. Washington, DC, USA.
- Babones, S., 2016. *Interpretive Quantitative Methods for the Social Sciences, Sociology*. <https://doi.org/10.1177/0038038515583637>
- Bobade, V., Das, T., Usher, S.P., McMurrich, D., Stickland, A.D., Eshtiaghi, N., 2022. Formation mechanisms and mechanical properties of anaerobic lagoon scum. *Sci. Total Environ.* 843, 156907. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156907>
- Crison. Medidor pH GLP 21. Retrieved Nov 3 2023, from: <https://www.crisoninstruments.com/es/laboratorio/medidor-de-ph-/medidor-de-ph-de-sobremesa/Medidor-pH-glp-21>
- Cui, F., Kim, Minkyung, Park, C., Kim, D., Mo, K., Kim, Moonil, 2021. Application of principal component analysis (PCA) to the assessment of parameter correlations in the partial-nitrification process using aerobic granular sludge. *J. Environ. Manage.* 288, 112408. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112408>
- EN-13725, 2003. *Air Quality - Determination of Odour Concentration by Dynamic Olfactometry*. European Committee for Standardization, Brussels.
- Fan, F., Xu, R., Wang, D., Meng, F., 2020. Application of activated sludge for odor control in wastewater treatment plants: Approaches, advances and outlooks. *Water Res.* 181, 115915. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115915>

- Gernaey, K. V., Van Loosdrecht, M.C.M., Henze, M., Lind, M., Jørgensen, S.B., 2004. Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: State of the art. *Environ. Model. Softw.* 19, 763–783. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2003.03.005>
- Gutiérrez, M.C., 2013. Determinación y control de olores en la gestión de residuos orgánicos. Universidad de Córdoba.
- Kang, J.H., Namgung, H.G., Cho, J. Il, Yoo, S.S., Lee, B.J., Ji, H.W., 2020. Removal of hydrogen sulfide in septic tanks for treating black water via an immobilized media of sulfur-oxidizing bacteria. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17. <https://doi.org/10.3390/ijerph17030684>
- Krzyk, M., Drev, D., 2023. Septic Tanks as Small Municipal Sewage Treatment Plants. Springer, Cham, pp. 147–153. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-17697-5\\_12](https://doi.org/10.1007/978-3-031-17697-5_12)
- Lee, L.C., Jemain, A.A., 2021. On overview of PCA application strategy in processing high dimensionality forensic data. *Microchem. J.* 169, 106608. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2021.106608>
- Luo, P., Liu, F., Zhang, S., Li, H., Yao, R., Jiang, Q., Xiao, R., Wu, J., 2018. Nitrogen removal and recovery from lagoon-pretreated swine wastewater by constructed wetlands under sustainable plant harvesting management. *Bioresour. Technol.* 258, 247–254. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.017>
- Márquez, P., Gutiérrez, M.C., Toledo, M., Alhama, J., Michán, C., Martín, M.A., 2022. Activated sludge process versus rotating biological contactors in WWTPs: Evaluating the influence of operation and sludge bacterial content on their odor impact. *Process Saf. Environ. Prot.* 160, 775–785. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.02.071>

- Nunes, J.V., da Silva, M.W.B., Couto, G.H., Flôr, I.C., Vicente, V.A., de Almeida, J.D., Celinski, F., Xavier, C.R., 2022. Bacterial Diversity in Aerated Facultative Lagoon Treating Kraft Cellulose Effluent with Bioaugmentation, *BioResources*. <https://doi.org/10.15376/biores.17.4.6556-6568>
- Pidre, J.R., Salas, J.J., Cuenca, I., 2007. Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales: Generalidades.
- Pirsaheb, M., Khamutian, R., Khodadadian, M., 2014. A comparison between extended aeration sludge and conventional activated sludge treatment for removal of linear alkylbenzene sulfonates (Case study: Kermanshah and Paveh WWTP). *Desalin. Water Treat.* 52, 4673–4680. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.809965>
- Rodrigues, T.C., Pereira, A., de Oliveira, T.F., Carraro, A., Calijuri, M.L., de Paula, F.M., 2021. Decentralized management of sewage using septic tanks and anaerobic filters and its potential to comply with required standards in a developing country: a case study in Brazil. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 28, 50001–50016. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14172-2>
- Salter, H.E., Ta, C.T., Ouki, S.K., Williams, S.C., 2000. Three-dimensional computational fluid dynamic modelling of a facultative lagoon. *Water Sci. Technol.* 42, 335–342. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0674>
- Türker, U., Okaygün, M., Almaqadma, S.J., 2009. Impact of anaerobic lagoons on the performance of BOD and TSS removals at the Haspolat (Mia Milia) Wastewater Treatment Plant. *Desalination* 249, 403–410. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.06.044>
- US Department of Agriculture and the US Composting Council, 2002. Test Methods for the examination of Composting and Compost (TMECC). Edaphos International,

Houston, TX.

Vendramelli, R.A., Vijay, S., Yuan, Q., 2017. Mechanism of nitrogen removal in wastewater lagoon: a case study. *Environ. Technol. (United Kingdom)* 38, 1514–1523. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1235232>





# ***RESULTADOS Y DISCUSIÓN/RESULTS AND DISCUSSION***

**BLOQUE I**

***EVALUACIÓN DE LAS EMISIONES ODORÍFERAS DE DIFERENTES EDARS  
CON TECNOLOGÍAS DE FANGOS ACTIVOS DE AERACIÓN PROLONGADA Y  
CONTACTORES BIOLÓGICOS ROTATORIOS EN LA PROVINCIA DE  
CÓRDOBA (ESPAÑA)***

**SECTION I**

***ODOR EMISSION ASSESSMENT OF DIFFERENT WWTPS WITH EXTENDED  
AERATION ACTIVATED SLUDGE AND ROTATING BIOLOGICAL  
CONTACTOR TECHNOLOGIES IN THE PROVINCE OF CORDOBA (SPAIN)***



## *Resultados y discusión/Results and discussion*

### **I. Resumen del bloque: *Evaluación de las emisiones odoríferas de diferentes EDARS con tecnologías de fangos activos de aeración prolongada y contactores biológicos rotatorios en la provincia de Córdoba (España).***

En este estudio, se han evaluado conjuntamente cinco EDARs que dan servicio a poblaciones de diferente tamaño, tipos de influente y tratamientos biológicos intensivos. Dos de ellas de la zona norte de la provincia de Córdoba (Villanueva de Córdoba y Pedroche) y tres de la zona sur (Cabra, Nueva Carteya y Zuheros). Todas ellas gestionadas por EMPROCSA.

El objetivo ha sido doble: analizar y comparar sus emisiones de olor e identificar las principales causas de su generación a partir de las relaciones entre variables fisicoquímicas, respirométricas y olfatómicas. Los resultados mostraron que las instalaciones con tecnología basada en AP fueron más eficientes y estables que las de CBR, con rendimientos de eliminación de materia orgánica superiores al 90% y consiguiendo un mayor grado de mineralización del fango final. En términos olfatómicos, la tasa de emisión de olor (OER) reveló que la sala de gestión de fangos (Sludge Management Facility, SMF) era la fuente crítica de emisión de olor en todas las EDARs estudiadas, en comparación con la arqueta de entrada o el pretratamiento incluido el desarenado, alcanzando un total del 99% de la OER total de la depuradora.

Como cabría esperar en las EDAR, la elevación de temperatura en los periodos estacionales con temperaturas ambiente superiores a 25 °C (verano) eran los que mayor OER presentaban. Además, las emisiones globales de olor cuantificadas en todas las SMF revelaron que las instalaciones con tecnología AP tenían una contribución de olor menor que aquéllas con tecnología CBR, que alcanzaron 19.747  $\text{ou}_E/\text{s}\cdot\text{m}^2$  y 80.061  $\text{ou}_E/\text{s}\cdot\text{m}^2$ , respectivamente. En este caso, los fangos generados mediante AP estaban más

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

mineralizados, por lo que los compuestos carbonosos se generan en el propio reactor, siendo los mismos menos olorosos que los emitidos en las condiciones de gestión del fango mucho menos oxigenadas.

Por otra parte, el análisis quimiométrico mediante ACP ayudó a establecer agrupaciones y diferencias entre los puntos de muestreo de la línea de aguas residuales y línea de fangos, de las EDARs evaluadas. Se realizaron un total de tres ACPs a los valores de las variables analizadas en el agua residual de entrada y desarenador, otra al agua de escurrido de centrífuga y fangos generados, gestionados ambos en la SMF, y finalmente una ACP únicamente al fango centrifugado generado, con un porcentaje de varianza explicada en las tres situaciones de: 71,27%, 69,81% y 64,51%, respectivamente. Todo ello ha permitido evaluar, de forma general, la estrecha relación existente entre la materia orgánica y los dos nutrientes contaminantes inicialmente en el agua residual (nitrógeno y fósforo) con la tasa de emisión de olor generada.

Por último, las emisiones de olor fueron adecuadamente predichas por un modelo de regresión multivariante (RM) a partir de las variables fisicoquímicas y respirométricas en las líneas de aguas residuales y fangos. Para las aguas residuales, el MVR predijo la OER con un  $r^2$  del 0,8738 y en un intervalo de confianza del 99%, siendo las variables que más influían a la OER, pH, acidez volátil (VA) y temperatura, con porcentajes de influencia de 35%, 25% y 8%, respectivamente. Para los fangos, el MVR fue ligeramente más representativo en cuanto a predicción, ya que para la OER estimada se obtiene con una  $r^2$  de 0,9373 y en un intervalo de confianza igual al anterior (99%), siendo las variables con más influencia en el olor: humedad y pH, con valores de 57% y 28%, respectivamente. Al incluir variables adicionales como VECO, temperatura y CAO<sub>20</sub>, se alcanza un peso del 93,2% sobre la OER emitida en la gestión del fango, por lo que prácticamente estarían representadas las variables más influyentes en el impacto odorífero.

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

### SECTION 1. Summary EMPROACSA article.

In this study, five urban wastewater treatment plants (WWTPs), serving populations of varying sizes, influent types, and intensive biological treatments, have been jointly evaluated. Two of them are located in the northern area of the province of Córdoba (Villanueva de Córdoba and Pedroche), and three are in the southern area (Cabra, Nueva Carteya, and Zuheros). All of these WWTPs are managed by the provincial water company of Córdoba (EMPROCSA).

The objective has been twofold: to analyze and compare their odor emissions and to identify the main causes of odor generation based on the relationships between physicochemical, respirometric, and olfactometric variables. The results showed that facilities utilizing EAAS technology were more efficient and stable compared to those using RBC technology, achieving organic matter removal rates exceeding 90% and a higher degree of final sludge mineralization. In olfactometric terms, the odor emission rate (OER) revealed that the Sludge Management Facility (SMF) was the critical source of odor emissions in all the studied WWTPs, in contrast to the influent box or pretreatment, including sand removal, accounting for a total of 99% of the overall OER of the wastewater treatment plant.

As expected in WWTPs, the increase in temperature during seasons with ambient temperatures exceeding 25°C (summer) resulted in higher OER values. Furthermore, the overall odor emissions quantified in all the SMFs revealed that facilities utilizing activated sludge technology had a lower odor contribution compared to those using RBC technology, with values of 19,747  $\text{ou}_E/\text{s}\cdot\text{m}^2$  and 80,061  $\text{ou}_E/\text{s}\cdot\text{m}^2$ , respectively.

In this case, sludge generated through EAAS was more mineralized, which means that carbonaceous compounds were generated within the reactor itself, resulting in less

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

odorous emissions compared to those emitted under less oxygenated sludge management conditions.

Furthermore, chemometric analysis through Principal Component Analysis (PCA) helped establish groupings and differences between the sampling points of the wastewater line and sludge line in the evaluated WWTPs. Three PCAs were conducted on the values of the variables analyzed: one for influent box and desander, another for the centrifuge filtrated water and generated sludge, both managed in the SMF, and finally, one PCA exclusively for the generated centrifuged sludge. The percentage of explained variance for these three situations was 71.27%, 69.81%, and 64.51%, respectively. All of this has allowed for a general evaluation of the close relationship between organic matter and the two initially present contaminant nutrients (nitrogen and phosphorus) with the rate of odor emissions generated.

Finally, odor emissions were adequately predicted by a Multivariate Regression Model (MVR) using physicochemical and respirometric variables from the wastewater and sludge lines. For wastewater, the MVR predicted the OER values with a  $r^2$  of 0.8738 and 99% confidence interval. The most influential variables on OER were pH, volatile acidity (VA), and temperature, with influence percentages of 35%, 25%, and 8%, respectively. Regarding sludge, the MVR was slightly more representative in terms of prediction. For the estimated OER, an  $r^2$  of 0.9373 was achieved, with a 99% confidence interval as before. The variables with the most influence on odor were humidity and pH, with values of 57% and 28%, respectively. When additional variables like SOUR, temperature, and  $OD_{20}$  were included, they accounted for 93.2% of the emitted OER in sludge management. This means that virtually all the most influential variables in the odor impact were accounted for in the model.



**Odor emission assessment of different WWTPs with Extended Aeration Activated Sludge and Rotating Biological Contactor technologies in the province of Cordoba (Spain)**

Ruiz-Muñoz, A., Siles J.A., Márquez P., Toledo M., Gutiérrez M.C., Martín M.A.

Department of Inorganic Chemistry and Chemical Engineering, Area of Chemical Engineering, Universidad de Córdoba, Institute of Fine Chemistry and Nanochemistry (IUNAN), Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario CeIA3, Edificio Marie Curie, 14071, Córdoba, Spain

**Abstract**

In this study, five urban WWTPs (Wastewater Treatment Plant) with different biological treatment (Extended Aeration Activated Sludge – EAAS; Rotating Biological Contactor – RBC), wastewater type (Urban; Industrial) and size, were jointly evaluated. The aim was twofold: (1) to analyze and compare their odor emissions, and (2) to identify the main causes of its generation from the relationships between physico-chemical, respirometric and olfactometric variables. The results showed that facilities with EAAS technology were more efficient than RBC, with elimination yields of organic matter higher than 90%. In olfactometric terms, sludge managements facilities (SMFs) were found to be the critical odor source in all WWTPs compared to the Inlet point (I) or Post primary treatment (PP), and for seasonal periods with ambient temperature higher than 25°C. Moreover, the global odor emissions quantified in all SMFs revealed that facilities with EAAS (C-WWTP, V-WWTP and Z-WWTP) had a lower odor contribution (19,345,



## *Resultados y discusión/Results and discussion*

14,800 and 11,029  $\text{ou}_E/\text{s}\cdot\text{m}^2$ , respectively) than for those with RBC technology (P-WWTP and NC-WWTP) which accounted for 19,747  $\text{ou}_E/\text{s}\cdot\text{m}^2$  and 80,061  $\text{ou}_E/\text{s}\cdot\text{m}^2$ , respectively. In addition, chemometric analysis helped to find groupings and differences between the WWTPs considering the wastewater (71.27% of total variance explained) and sludge management (64.52% of total variance explained) lines independently. Finally, odor emissions were adequately predicted from the physico-chemical and respirometric variables in the wastewater ( $r^2 = 0.8738$ ) and sludge ( $r^2 = 0.9373$ ) lines, being pH, volatile acidity and temperature (wastewater line), and pH, moisture, temperature, SOUR (Specific Oxygen Uptake Rate) and  $\text{OD}_{20}$  (Cumulative Oxygen Demand at 20 h) (sludge line) the most influential variables.

### **Keywords**

Dynamic Olfactometry; Extended Aeration Activated Sludge; Multivariate Analysis; Odor Emission; Rotating Biological Contactor; Wastewater Treatment Plants.

### **1. Introduction**

Unpleasant odors are emitted by multitude of anthropogenic activities, including agricultural and industrial processes such as animal farming, food processing, wastewater treatment or landfills (Barbusinski et al., 2017). Volatile organic compounds (VOC), nitrogen compounds and volatile organic sulfur compounds (VOSC) rank among the most common gaseous compounds emitted in those facilities (Sivret et al., 2016). Specifically, sulfur-containing compounds, mercaptans, aldehydes and nitrogen-containing compounds are some of the chemical compounds families that contribute significantly to wastewater odors with harmful effects due to their negative impact to the surrounding environment and exposed population (Byliński et al., 2019; Kim et al., 2014). To date, it is a challenge for WWTPs operators to include odor treatment lines in a sustainable manner. The added cost of treating odoriferous emissions increases energy consumption

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

notably, due to transport of fluids, the consumption of chemical reagents (acidic, basic, etc.), and other resources such as activated carbon or biofilter fillers. Consequently, the continuous management of odoriferous emissions derived from wastewater treatment is usually restricted to the WWTPs of large municipalities (Barbusinski et al., 2017; Márquez et al., 2021; Reyes et al., 2020; Sanchez et al., 2006; Van Fan et al., 2021).

However, collectors and wastewater treatment plants (WWTPs) have been frequently designed for the transport and treatment of urban and industrial wastewater without paying much attention to odor generation (Jiang et al., 2017). To date, the characterization of odor emissions from WWTPs is still challenging due to the variability and subjectivity of odor perceivers, the incorporation of a wide variety of technological elements and unit operations in different types of treatment plants, the variability on wastewater characteristics and the influence of weather conditions, among other factors (Stellacci et al., 2010). Nevertheless, significant efforts have been recently made in the analysis of odorous gaseous samples through e-noses, gas chromatography - mass spectrometry (GC-MS) and olfactometry (Delgado-Rodríguez et al., 2012; Fisher et al., 2018).

The generation of odors is an inherent consequence of sewage transport (i.e., sewer networks) and treatment (i.e., rising mains, primary settlers, and sludge processing), which is related to the microbial mechanisms during the decomposition of organic matter via oxidation of organic compounds but first and foremost, when anaerobic conditions are reached, exhibiting the highest odorant emission (Lebrero et al., 2011). In fact, a widely reported problem in anaerobic conditions is the production of hydrogen sulfide ( $H_2S$ ) as a result of oxidation of organic matter by sulfate reducing bacteria (SRB) (Hvitved-Jacobsen, 2001). Moreover, discharges into the sewer network derived from domestic and industrial activities introduce into the wastewater a large number of chemical (aliphatic, aromatic, or chlorinated hydrocarbons) and odorants compounds

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

from human excretion (skatole and ammonia). These chemicals can often lead to the formation of new unpleasant odors compounds (Lebrero et al., 2011). The joint presence of organic matter and microorganisms could cause a reduction of oxygen in the sewer collection network, which leads to the acquisition of negative redox potential. The sulfur compounds are reduced, producing corrosion of pipes and the generation of bad odors (Hauduc et al., 2019). Furthermore, the formation of  $N_2O$  increases odoriferous emissions from wastewater transport (López et al., 2013). In this sense, considering the biological treatment as an odor source in a WWTP, it should be noted that the odorous emissions generated in this stage are not critical in comparison with other stages of the process.

Wastewater management extends to the conditioning of biological sludge before its recovery or final destination, being the main cause of bad odors (Gutiérrez et al., 2014). Among them, sewage sludge is a problematic fraction because of the large volume occupied (Fang et al., 2012; Vouk et al., 2022). In fact, sludge management is a difficult challenge due to its complex composition, rich in fermentable organic matter, pathogenic microorganisms and water content. This abundant residual fraction is usually transported to landfills after dewatering or subjected to valorization processes (i.e., composting) also leading to the generation of unpleasant odors (Zhang et al., 2022).

The traditional function of the biological treatment is the removal of biodegradable organic matter and different compounds that promote eutrophication in aquatic ecosystems. Two of the most widespread technologies for that purpose in small and medium urban WWTPs and some industrial wastewaters are Extended Aeration Activated Sludge (EAAS) and Rotating Biological Contactors (RBC) (Colmenarejo et al., 2006; Estrada et al., 2011; Hamza et al., 2022). One of the main challenges that most of the WWTP operators are currently facing is achieving high yields in the treatment of wastewater and other derived wastes in a sustainable manner. That is the reason why the

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

optimization in the use of energy resources is becoming increasingly common in facilities of different sizes. In fact, added to the optimization of consumables, the reduction of the carbon print contemplates the use of renewable energies (Ma et al., 2022). RBC, also known as biodiscs, consist of a thin layer of microorganisms adhered to the surface of disks, with rotation rate around 1 rpm and 40% of the disks surface submerged in wastewater. RBCs usually achieves good efficiency in the elimination of Biological Oxygen Demand (BOD) and are reasonably stable to physicochemical changes in wastewater. Recent comparative studies of different technologies for wastewater treatment catalog RBC technology as significantly advantageous based on energy consumption indicators (Hamza et al., 2022). Márquez et al. (2022) reports comparative studies of the microbiota involved in both types of wastewater treatment technologies, with RBC systems having less bacterial biodiversity than EAAS and absence of ammonia and nitrite-oxidizing bacteria.

On the other hand, EAAS is also an aerobic process, but uses a system of microorganisms in suspension. In this case, parallel to the oxidation of biodegradable and soluble organic matter, prolonged injection of air in the biological reactor allows the conversion of nitrogen to nitrites and nitrates by the action of ammonia and nitrite-oxidizing bacteria, respectively. Under subsequent anoxic conditions, the emission of molecular nitrogen will be favored by the action of *Pseudomonas* sp. (López et al., 2013), and H<sub>2</sub>S (g) by SRB (Hauduc et al., 2019). However, during EAAS operation a wide variety of further odorous compounds are emitted.

Jeon et al. (2009) evaluated the activated sludge treatment process, which is the most common urban wastewater treatment process. They reported an annual contribution of selected bad odorous compounds during the primary settling of 28.3 kg/year, followed by the aerated biological phase (23.3 kg/year) and secondary setting with 12.2 kg/year. At

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

water flow, the average annual fluxes for H<sub>2</sub>S, methyl mercaptan (CH<sub>3</sub>SH), dimethyl sulfide ((CH<sub>3</sub>)<sub>2</sub>S), dimethyl disulfide ((CH<sub>3</sub>)<sub>2</sub>S<sub>2</sub>) - ammonia (NH<sub>3</sub>), and trimethyl amine ((CH<sub>3</sub>)<sub>3</sub>N) were found to be within the range 0.08 - 870 µg/m<sup>2</sup>·min (Jeon et al., 2009). Therefore, the proper operation of the WWTPs and the control of odors are essential to minimize the environmental and social impacts derived from the emission of unpleasant and harmful gases. On many occasions, correct washing of the operational elements, good aeration or the use of covers can significantly minimize this problem. Beyond simple prevention, there are techniques for odor mitigation/elimination, such as chemical (thermal oxidation/catalytic processes), physical (absorption, and adsorption) or biological processes (biofilters, biotrickling filters and bioscrubbers) (González et al., 2022; Lewkowska et al., 2016). However, further research studies are still required to characterize properly the odorous emissions derived from different size and technologies WWTPs and implement efficient odor treatment procedures adapted to each type of facility. In that context, the relationship among the most influential analytical or operational variables in the odor emission might be considered of special interest for adequate minimization of environmental impacts derived from wastewater treatment. Although at plant level there are few facilities that have systems for quantifying odor compounds, it is more and more often found sensors installed for specific compounds, generally H<sub>2</sub>S as the main cause of bad odor (Urriza-Arsuaga et al., 2019). Even so, the measurement of H<sub>2</sub>S emissions is not representative of the total odor concentration. Specifically, dynamic olfactometry is the sensorial technique recommended to determine odor concentration in the old regulation, EN-13725, (2003) and the recently updated, EN-13725 (2022), in such a manner that its correlation with other analysis is markedly promising (Gutierrez et al., 2015).

## ***Resultados y discusión/Results and discussion***

Taking into account the recent inclusion of odor lines in small and medium-sized WWTPs, and the low availability of case studies in such innovative field of study, the main purpose of this research study is to evaluate and compare the odor impact derived from different urban WWTPs, paying special attention to the size of its most relevant facilities and the influence of climatic seasonality, as well as the influence of wastewater characteristics, type of biological treatments applied (RBC and EAAS) and sewage sludge produced on the release of unpleasant odors. In addition, a statistical multivariant analysis to the data matrix was also applied to find an overall relationship among physico-chemical, respirometric and olfactometric variables. Thus, it is possible to detect the main causes of odor generation in WWTPs (i.e., high inlet pollution, industrial wastewater input, among other) to propose a non-odorous solution.

### **2. Materials and methods**

#### **2.1. Description of the Wastewater Treatment Plants**

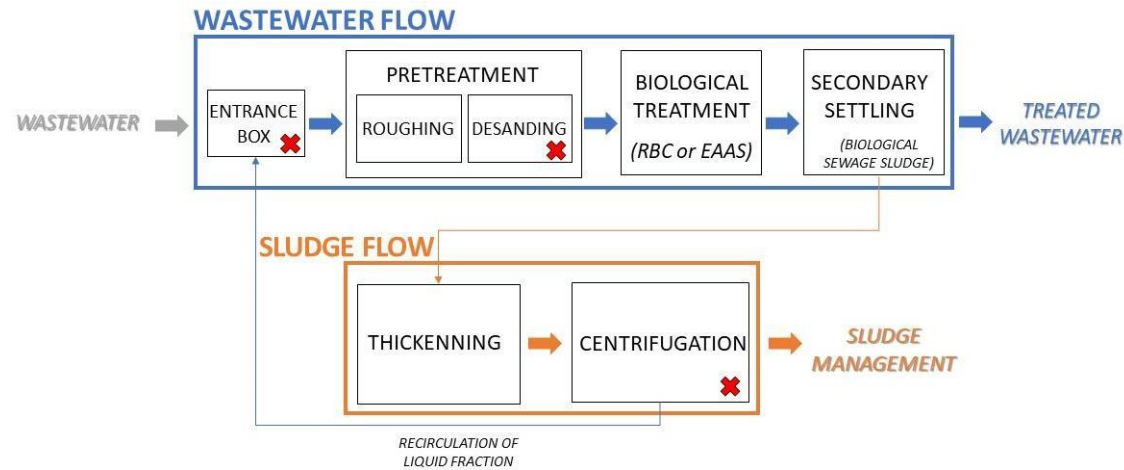
Five WWTPs located in the province of Cordoba (Andalusia, Spain) and managed by EMPROACSA were evaluated. WWTPs are mainly characterized by having implanted different types of secondary treatment technologies: Extended Aeration Activated Sludge (EAAS) or Rotating Biological Contactors (RBC). Table 1 summarizes the main characteristics of each WWTP including location coordinates, number of equivalent inhabitants (e.i.), wastewater type (Urban and/or Industrial procedence), and type of secondary treatment (EAAS or RBC).

Fig. 1 shows the configuration of the WWTPs under study and the main unit operations included in each one for wastewater treatment and sewage sludge management. As can be seen, all WWTPs have the same unit operations, except for the type of biological treatment conducted.

**Table 1.** Main characteristics of the WWTPs under study.

WWTP	Coordinates	Equivalent inhabitants	Wastewater type	Secondary treatment
Villanueva de Córdoba (V)	38° 19' N, 4° 37' W	12,310	U	EAAS
Pedroche (P)	38° 25' N, 4° 45' W	1760	U & I	RBC
Zuheros (Z)	37° 32' N, 4° 19' W	1200	U & I	EAAS
Cabra (C)	37° 28' 19" N, 4° 26' 01" W	25,125	U	EAAS
Nueva Carteya (NC)	37° 35' N, 4° 28' W	9320	U	RBC

EAAS: Extended Aeration Activated Sludge; RBC: Rotating Biological Contactor; U: Urban; I: Industrial.



*Figure 1. General flowchart of the five WWTPs.*

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

Different solid, liquid and gaseous samples were taken from the entrance box, desander and sludge management facilities. Samples were collected in different sampling campaigns carried out during the four seasons of the year within the period 2019 – 2021, with environmental temperature ranging from -3 °C to 32 °C (ambient temperature) (Supplementary Figure A). Subsequently, all the liquid and solid samples were refrigerated at 4 °C in the laboratory before being analyzed.

With regard to the gaseous samples, they were taken by means of a sampling hood and air bag filling device, both manufactured by the company Olfasense GmbH. This parallelepiped hood with an area (A) of 1 m<sup>2</sup>, is made of steel, with two fans inside to promote air homogenization, with an operation gas airflow (Q) equals to  $2.08 \cdot 10^{-3}$  m<sup>3</sup>/s. The first sends air from the outside to the inside, previously passing it through an activated carbon filter (to eliminate possible odorous compounds which could interfere on the sampling). Then, the air flow passing through the entire device is directed to a gas sample collector by means of a vacuum pump. The gas sample collector, model CSD30, allows filling a Nalophan bag with a volume of 8 L in 30 minutes. Both devices comply with VDI-Guideline 3880 (2011).

### **2.3. Dynamic olfactometry**

Gaseous samples were characterized under the European Standard EN-13725 (2003). The olfactometric study was carried out using a TO8 device manufactured by the company Olfasense GmbH in order to determine the odor concentration (OC) expressed in European odor units per cubic meter (ou<sub>E</sub>/m<sup>3</sup>) and which is based on the “Yes/No” method. Beforehand, 4 expert panelists were calibrated with n-butanol at a concentration of 60 ppm. All gaseous samples were analyzed before 24 hours after the sampling collection in a dynamic olfactometry laboratory at room temperature (25°C) and pressure of 1 atm. OC was determined based on the geometric mean of the perception threshold (detection limit)



## *Resultados y discusión/Results and discussion*

of each panelist, multiplied by the dilution factor applied by the device. Each gaseous sample was analyzed in duplicate. Specific Odor Emission Rate (SOER,  $\text{ou}_E/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ ) was calculated following the equation [1]:

$$\text{SOER}(\text{ou}_E/\text{m}^2 \cdot \text{s}) = \frac{\text{OC} \cdot \text{Q}}{A}$$

where OC is odor concentration ( $\text{ou}_E/\text{m}^3$ ), Q is gas airflow ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) and A is the hood suction area ( $1 \text{ m}^2$ ).

While odor emission rate (OER) was determined according to the equation [2]:

$$\text{OER}(\text{ou}_E/\text{s}) = \text{SOER} \cdot A_{\text{emission}}$$

where  $A_{\text{emission}}$  is the total area of each emission focus shown in Table 3.

Thus, the area used in the calculation of SOER was  $1 \text{ m}^2$  (hood area), whereas OER was calculated taking into account the SOER values (Eq. 1) and the surfaces of the sampling points shown in Table 3.

### **2.4. Analytical methods**

pH, conductivity (Cond.,  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), total alkalinity (Alk,  $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ ), volatile acidity (VA,  $\text{mg CH}_3\text{COOH}/\text{L}$ ), total Kjeldahl nitrogen (N-TKN,  $\text{mg}/\text{L}$ ), ammoniacal nitrogen ( $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{mg}/\text{L}$ ), total solids (TS,  $\text{mg}/\text{L}$ ), fixed solids (FS,  $\text{mg}/\text{L}$ ) and volatile solids (VS,  $\text{mg}/\text{L}$ ), total suspended solids (TSS,  $\text{mg}/\text{L}$ ), fixed suspended solids (FSS,  $\text{mg}/\text{L}$ ) and volatile suspended solid (VSS) ( $\text{mg}/\text{L}$ ), soluble phosphorus ( $\text{P}_s$ ,  $\text{mg}/\text{L}$ ), chemical oxygen demand (COD,  $\text{mg O}_2/\text{L}$ ). After filtration with Whatman filters ( $\phi = 47 \mu\text{m}$ ), the following variables were determined: soluble chemical oxygen demand ( $\text{COD}_s$ ,  $\text{mg O}_2/\text{L}$ ), soluble total organic carbon ( $\text{C}_{\text{TOC}}$ ,  $\text{mg}/\text{L}$ ), soluble inorganic carbon ( $\text{C}_{\text{IC}}$ ,  $\text{mg}/\text{L}$ ), soluble total carbon ( $\text{C}_{\text{TC}}$ ,  $\text{mg}/\text{L}$ ) and soluble total nitrogen ( $\text{TN}_s$ ,  $\text{mg}/\text{L}$ ) were determined in liquid samples following the methodology proposed by the Standard Methods for the Examination of Waters and Waste Waters (APHA, 1999).

## ***Resultados y discusión/Results and discussion***

Solid samples from the centrifuge used to dewatering sewage sludge were analyzed following the analytical methods proposed by the US Department of Agriculture and the US Composting Council (2002). For sludge solid samples, moisture (M, %), TS (g/kg), FS (g/kg), VS (g/kg), N-TKN (g/kg), N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (g/kg) and phosphorus content (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, mg/kg) were analysed in the solid fraction, while C<sub>TOC</sub> (mg/kg), C<sub>IC</sub> (mg/kg), C<sub>TC</sub> (mg/kg), TN<sub>S</sub> (mg/kg), pH, Cond. (μS/cm) and VA (g CH<sub>3</sub>COOH/kg) were analysed in the aqueous extract (1:25 w/w ratio). Respirometric features of sewage sludge such as specific oxygen uptake rate (SOUR, mg O<sub>2</sub>/g VS·h), which depicts the microbiological biodegradation rate of organic matter, and the cumulative oxygen demand at 20 h (OD<sub>20</sub>, mg O<sub>2</sub>/g VS), which reports the biodegradability of the substrate, were determined with a static-liquid respirometry (Publication No. ES2283171 A1, 2007), method patented by the Department of Inorganic Chemistry and Chemical Engineering of the University of Cordoba (Spain). SOUR and OD<sub>20</sub> respirometric variables were determined according to the methodology proposed by Chica et al. (2003) and applied in other research studies as Hungría et al. (2020).

### **2.5. Statistical analysis**

#### *2.5.1. Principal Component Analysis*

Principal component analysis (PCA) is a statistical technique that transforms high-dimensions data into lower-dimensions while retaining as much information as possible taking into account the explained variance (Zhou et al., 1987). PCA allows to transform the target variables (physico-chemical, respirometric and olfactometric) into new orthogonal variables known as principal components (PCs), which are linear combinations of the original data and uncorrelated between them. This flexible tool extracts the dominant patterns in the data matrix in terms of a complementary set of scores (variables) and loadings (cases) plots. The most important use of PCA is to represent a

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

dataset as a two-dimensional plot in order to easily observe trends, similarities or differences between the variables or cases evaluated. In this case, PCA was carried out to detect sample patterns, groupings and similarities or differences between physico-chemical, respirometric and olfactometric variables evaluated in each WWTP sampling point (Lee and Jemain, 2021).

### *2.5.2. Multivariate regression*

Multivariate regression (MR) is a statistical technique in which a correlated dependent variable is predicted as a function of p-independent predictor variables. Specifically, MR was used to find the relationship between odor emission and operational variables of the different WWTPs evaluated. In this case, OER was framed as predicted variable and the physico-chemical and respirometric variables (i.e., pH, temperature, COD, C<sub>TOC</sub>, SOUR, among others) were processed as predictor variables. The relationship between the estimated and real OER was evaluated by the following linear equation [3]:

$$OER_{mean(p)} = b \cdot OER_{mean(R)} \quad [3]$$

where  $OER_{mean(p)}$  is the estimated odor emission rate,  $OER_{mean(R)}$  is the real odor emission rate and  $b$  is the slope.

In parallel, a mathematical multivariate model was performed to quantify  $OER_{mean(p)}$  from the physico-chemical and respirometric variables, as shown in equation [4]:

$$OER_{mean(p)} = \sum_{i=1}^n a_i \cdot x_i \quad [4]$$

where  $a_i$  is the influence coefficient of each physico-chemical and respirometric variable,  $n$  is the number of independent predictor variables and  $x_i$  refers to such type of variables considered in the MR.

Consequently,  $a_i$  provides information about the influence coefficient of each variable determined ( $x_i$ ) on OER (predicted variable). The coefficients of each prediction equation

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

were normalized in order to quantify the influence of each coefficient for predicting OER in each sampling point of the different WWTPs evaluated. The percentage of influence of each independent variable (*% inf.*) was obtained through the equation [5]:

$$\% \text{ inf} = \frac{|a_i \cdot x_i|}{\sum_{i=1}^n |a_i \cdot x_i|} * 100 \quad [5]$$

### **2.6 Software**

*STATISTICA version 8* was used to carried out the PCA and MR statistical analysis. In addition, Microsoft Excel and SigmaPlot11.0 were employed to treat and represent experimental data and graphs, respectively.

## **3. Results and discussion**

### **3.1. Wastewater treatment plants efficiency**

Table 2 depicts the flowrate, physico-chemical characterization at the inlet and outlet of each WWTP (V, P, Z, C and NC) and the removal yields of organic matter expressed as COD, BOD<sub>5</sub> and TSS of wastewater line, in accordance with the regulations of Spanish Royal Decree 509/1996 of 15<sup>th</sup> March (1996) and European Directive 91/271/CEE (1991). It is worth noting that none of the WWTPs are located in sensitive areas to eutrophication. As can be seen, C-WWTP treats the highest inlet flowrate, which determines that the dimensions of the inlet box and the rest of facilities are the largest, followed by that of V-WWTP. In contrast, Z-WWTP treats the smallest flowrate among the evaluated WWTPs. The treatment flow of Z-WWTP, P-WWTP and NC-WWTP are in the same order of magnitude, but in increasing order, respectively. Regarding organic pollution, some WWTPs stand out mainly due to the punctual industrial contribution of dairy products in Z-WWTP and agro-industrial activities in P-WWTP, which also conditions the concentration of TSS at the inlet. The other WWTPs are characterized by

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

treating mainly urban wastewaters. For this fact, Z-WWTP presents the highest values in BOD<sub>5</sub> and TSS at the inlet, while COD was found to be the highest in P-WWTP. In terms of pollutant removal, C-WWTP, V-WWTP and Z-WWTP reach elimination yields higher than 90% in COD and 95% expressed in BOD<sub>5</sub>, which are similar to those of NC-WWTP. These results might find an explanation in the fact that these three plants consist of EAAS technology. Based on the volume of the biological reactors of the WWTPs (93 m<sup>3</sup>, 2930 m<sup>3</sup> and 4460 m<sup>3</sup> for Z-WWTP, V-WWTP and C-WWTP, respectively), the Z-WWTP operates at lower hydraulic retention time, which is consistent with its lower organic matter removal efficiency. Furthermore, EAAS technology is known for the intense transfer of oxygen from air to wastewater facilitated by air dosing systems (Taha and Al-Sa'ed, 2017). Under the study conditions, EAAS is probably more efficient than RBC for the removal of pollutants in wastewater (being COD and BOD<sub>5</sub> yields around 80 and 94% at P-WWTP, where the lowest values are reached). These results are in line with those obtained in the comparative study of WWTPs in Las Rozas (Madrid), where conventional activated sludge and extended aeration have been shown to be more efficient than RBC in the removal of polluting organic matter (Colmenarejo et al., 2006). Thus, in the province of Córdoba, for medium-sized populations of more than 10,000 e.i., the implementation of EAAS technology is generally preferred. It is worthy to note that the absolute mean values of COD, BOD<sub>5</sub> and TSS concentration in the effluents of all treatment plants studied comply with the discharge limits established by current regulations recorded in Spanish Royal Decree 509/1996 of 15<sup>th</sup> March (1996) (125 mg COD/L, 25 mg BOD<sub>5</sub>/L and 35-60 mg TSS/L, respectively), except for the outlet COD concentration in P-WWTP (178 mg/L) due to the reception of agro-industrial effluents.

**Table 2.** Mean values of the inlet and outlet flowrate, annual physico-chemical characterization of wastewater flow and removal yield (%) of organic matter expressed as COD, BOD<sub>5</sub> and TSS of each one WWTP.

	V-WWTP	P-WWTP	Z-WWTP	C-WWTP	NC-WWTP
<b>Q<sub>inlet</sub>(L/s)</b>	14.9	4.2	1.85	60.2	7.4
<b>COD<sub>inlet</sub> (mg/L)</b>	508 ± 15	835 ± 20	813 ± 25	307 ± 20	725 ± 25
<b>BOD<sub>5inlet</sub> (mg/L)</b>	214 ± 10	374 ± 15	480 ± 20	143 ± 15	293 ± 20
<b>TSS<sub>inlet</sub> (mg/L)</b>	230 ± 10	403 ± 20	520 ± 25	143 ± 15	419 ± 20
<b>Q<sub>outlet</sub> (L/s)</b>	12.9	3.6	1.75	53.5	6.9
<b>COD<sub>outlet</sub> (mg/L)</b>	52 ± 5	178 ± 10	44 ± 5	33 ± 5	75 ± 5
<b>BOD<sub>5outlet</sub> (mg/L)</b>	4 ± 1	26 ± 2	22 ± 2	5 ± 1	9 ± 1
<b>TSS<sub>outlet</sub> (mg/L)</b>	11 ± 2	39 ± 2	23 ± 2	9 ± 2	16 ± 2
<b>COD (%)</b>	91.14	81.73	94.88	90.45	90.35
<b>BOD<sub>5</sub> (%)</b>	98.38	94.04	95.66	96.89	97.14
<b>TSS (%)</b>	95.86	91.71	95.81	94.41	96.44

### **3.2. Physico-chemical, respirometric and olfactometric assessment**

A detailed physico-chemical, olfactometric and respirometric study was carried out on the samples taken in the 5 WWTPs (V, P, Z, C and NC) at the 3 sampling points: Inlet (I), post primary treatment (PP) and sludge management facilities (SMF) on different sampling campaigns (1, 2 and 3). Supplementary Tables A, B, C and D show a summary of the main results obtained for the physico-chemical characterization of wastewater at I and PP (Table A and B, respectively), and recirculated liquid fraction and sludge from the sludge management facilities (Table C and D, respectively) of each WWTP during the three sampling campaigns. The experimental values shown in those tables were used as dataset to carry out the statistical studies included in this research study (PCA and MR). This detailed study is essential to evaluate the relationship among physico-chemical and respirometric variables with the influence of seasonality on odor emission due to thermal changes at the different critical points in WWTPs. In this context, variables such as pH, nitrogen and organic matter play a key role due to their known contribution to unpleasant odor emissions. In this line, Toledo et al. (2018) reported a close relationship between the physico-chemical variables (e.g., total soluble organic carbon, total organic matter and nitrogen concentration) with the odoriferous emissions, more specifically with OER, generated in an organic waste management plant.

Gaseous emissions derived from wastewater treatment are expected to contain nitrogenous compounds. The presence of such type of compounds in wastewater and their possible transformation into gaseous emissions depend on whether they are soluble or form part of particulate matter (sludge or pollution to be treated), the oxidation state (Akbarjon et al., 2019), pH of the aqueous medium (dependent on the operational conditions), and the intensity of aeration (ammonium stripping in this case) (Kar et al., 2023), among other factors (Lewkowska et al., 2016). The quantification of nitrogenous

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

species, as far as odor emission is concerned, is strongly conditioned by the ease with which they leave the aqueous medium. Total soluble nitrogen does not leave the medium to a large extent at the usual operational pH of bioprocesses, although this is the form that could do so the most easily due to its dissolved state (Kotajima et al., 2020). The quantification of total and ammoniacal nitrogen is based on the measurement of total solids and dissolved nitrogen in different oxidation states. The closer both concentrations are, the easier it is for nitrogen to leave the aqueous system, becoming a nuisance emission after the hydrolysis of solid matter. Odorous emissions were simultaneously measured during sampling of sewage sludge and wastewater, so the possible relationships evaluated are based on the physical-chemical characteristics of the emitting medium at the time of sampling (González et al., 2020). Solid matter is potentially a long-term odor emitter and therefore it has more relevance in sewage sludge, where conditioning time is prolonged and the high concentration of organic matter containing nitrogen increases the possibility of hydrolysis (Robledo-Mahón et al., 2019). In general, the identification of odor entails certain subjectivity, with differences in its perception depending on several factors such as gender, age, etc. (Lehtinen et al., 2012). However, dynamic olfactometry minimizes such subjectivity. In fact, dynamic olfactometry is a sensory technique established by the European standard EN-13725 for the determination of odor concentration expressed in terms of European odor units per cubic meter ( $ou_E/m^3$ ). This technique is based on a panel of experts as sensor element, previously calibrated with the compound n-butanol, as described in Material & Methods section. Table 3 presents punctual values of OC ( $ou_E/m^3$ ), OER ( $ou_E/s$ ) and SOER ( $ou_E/s \cdot m^2$ ) as well as the surface area ( $m^2$ ) of each sampled point. The odor emission values obtained in the SMF are especially noteworthy, being the most odorous focus of all the WWTPs under the study conditions. Furthermore, as expected, the three odor variables studied (OC, OER and SOER) reach the highest



## *Resultados y discusión/Results and discussion*

values when the environmental temperature was the highest, in the range of 25-32 °C, due to thermal desorption of the more volatile compounds (Padhi and Gokhale, 2014). Conversely, cold weathers slow down microbial metabolism and growth, which is translated into a decrease in the release of odorants. As can be seen, adding the three points evaluated in the facilities, NC-WWTP is the one that generated the most intensive odor emission (OER: 1,358,274 ouE/s at 25 °C in SMF), where non-forced aerated RBC is used as secondary treatment, leading to a less stabilized sewage sludge according to its respirometric values SOUR and OD<sub>20</sub> (within the range of 14-29 mg O<sub>2</sub>/g VS·h and 110-300 mg O<sub>2</sub>/g VS, respectively) (Table D. Supplementary material). It is important to note that the OD<sub>20</sub> (mg O<sub>2</sub>/g VS) corresponded to the area under the curve for SOUR (mg O<sub>2</sub>/g VS·h) versus time (h), which indicate the biodegradability of the sample. The excess sludge derived from the WWTP consists of aerobic biomass mainly. Due to the shortage of biodegradable dissolved organic matter, microorganisms such as bacteria and fungi get involved in endogenous metabolism. The absence of polluting, biodegradable and soluble organic matter during the thickening and centrifugation stages causes cellular lysis and intracellular organic matter releases into the aqueous medium, which gets bioavailable for the remaining microorganisms. The subsequent degradation of such organic matter leads to emission of VOCs into the atmosphere (Dincer and Muezzinoglu, 2008). In that context, the degree of mineralization of sewage sludge is directly related to its cellular retention time and the wastewater retention time in the treatment reactor. The prolonged aeration technology is characterized by long treatment times at high aeration intensity. For that reason, endogenous metabolism begins in the reaction system itself (Amanatidou et al., 2015). In contrast, biomass growing on RBC systems undergoes a process of detachment from the support when the thickness of the biofilm increases, which allows the diffusion of oxygen from air. Therefore, the resulting sewage sludge is not highly mineralized, as this is

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

usually mechanically detached from the supporting discs by rotation and friction with water (Riahi-madvar and Seifi, 2022). This fact leads to a high microbial activity of the resulting sludge due to its higher concentration of potentially biodegradable organic matter (Márquez et al., 2022). It is worth noting that the lowest odor emission values in the SMF were achieved at relatively low temperatures in C-WWTP operating with EAAS. With regard to the other sampling points, the highest odor concentration was quantified at I and PP of NC-WWTP. Additionally, an important factor to consider is the frequency of centrifugation in small and medium-sized WWTPs. Among the WWTPs evaluated, sewage sludge derived from C-WWTP is centrifugated 5 days a week, while centrifugation is carried out 3 days per week in V-WWTP and NC-WWTP. In contrast, the weekly centrifugation frequency in P-WWTP is 2, and 1 every two weeks in Z-WWTP. Consequently, the stability of the sewage sludge generated is conditioned by the residence time in thickening systems, in addition to the initial biological treatment applied to the influent wastewater. Márquez et al. (2022) also reported the sludge handling activities (sludge thickening and dewatering) as the major sources of odor emissions regardless of the technology installed in the WWTP evaluated. The high odor potential of the aforementioned activities due to the acidic and anaerobic conditions that exist at these steps, which leads to the formation of H<sub>2</sub>S and malodorous organic compounds, mainly VSCs, has been widely reported in the literature (Barbosa and Stuetz, 2013; Cui et al., 2022; Fan et al., 2020). VSCs such as H<sub>2</sub>S, methyl mercaptan, dimethyl sulfide (DMS), and dimethyl disulfide are known as main odorous compounds due to their extremely low odor threshold levels (e.g., H<sub>2</sub>S 0.7 ppb<sub>v</sub> and DMS 0.3 ppb<sub>v</sub>) (Kim et al., 2014). Bylinski et al. (2019) reported a wide variety of families of gaseous compounds, of odorous nature, in sludge samples collected at different stages of operation of a WWTP. Mainly, VOCs (already mentioned above) VSCs and volatile aromatic compounds (VACs) - all of them highly and easily noticeable

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

due to their low detection threshold. Herein, Byliński et al. (2019) studied benzene family compounds such as toluene, p-xylene, ethylbenzene, chlorobenzene, p-cresol and skatole are meticulously described. Specifically, p-cresol was found to be in concentrations ranging from  $440 \pm 56$  ng/g of sludge (dry basis), while chlorobenzene was in a concentration of  $0.130 \pm 0.003$  ng/g of sludge (dry basis). In that context, hedonic character is a subjective measure of how pleasant or unpleasant an odor is (Hawko et al., 2021). Although this research work does not include the evaluation of the hedonic character of the gaseous emissions derived from the WWTPs under study, this is well-known that urban wastewater generates unpleasant odors, which usually lead to social rejection. Such emissions are complex mixtures of different odoriferous compounds that can be related to specific fragrances. For example, VSCs found in SMF smell like rotten eggs, VFAs are mainly characterized by intense cheese odor, while terpenes are associated to lemon, pine, mint, ... essences (Glindemann et al., 2006; Li et al., 2019).

Table 4 shows the mean values and standard deviation of olfactometric variables in the different campaigns and sampling points, as well as the percentage of contribution of each critical point in the odor emission. Furthermore, the WWTP global odor emission rate ( $\Sigma\text{OER}$ ,  $\text{ou}_E/\text{s}$ ) was normalized considering the number of e.i. and the influent and removed organic load -expressed as  $\text{BOD}_5$ - to make reliable comparisons and to avoid size and treatment capacity variability among WWTPs and sampling campaigns. In line with the previous results, the OC was higher in the SMF mainly due to the large amount of organic matter present in the sewage sludge and confined in a closed place, followed by inlet box, where the wastewater arrives untreated under non oxygenated conditions through the sewer network. In general, PP is a less critical point because the insufflated air during desanding maintains aerobic conditions and therefore, formation of VOCs, VSCs and other malodorous compounds is not promoted, although  $\text{NH}_3$  emissions can

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

occur. A study carried by Márquez et al. (2021) proved that the largest amount and variety of retained odoriferous compounds in granular active carbon (used by an urban WWTP as deodorization system) is found at inlet and post primary treatment. Other authors as Capelli et al. (2009) point out pretreatments, primary sedimentation and sludge thickening as the main odor sources in WWTPs. Lewkowska et al. (2016) evaluated all the process installations and features of odor emissions at each stage of a WWTP. Their study showed raw wastewater at the inlet box and sewage sludge line as extremely strong emission points. Furthermore, Lebrero et al. (2011) reviewed different effluents into the sewer network. Depending on the type of contribution to wastewater (i.e., urban or industrial effluents) and the content of aliphatic, aromatic and others compounds whose presence and reactions among them, different odoriferous emissions are promoted in the WWTP (Estrada et al., 2011).

In this study, no significant differences were observed between I and PP in terms of odor emission. However, those derived from SMF were found to be again several orders of magnitude higher than the emissions generated in I and PP. In fact, the percentage of OER (OER, %) in SMF is higher than 99.9%, so I and PP almost do not contribute to overall emission. Globally, WWTPs could be ordered according to the values of the total OER ( $\Sigma$ OER):  $NC > C > P > V > Z$ . A similar trend was observed for SOER values, where the surface of each emitting point was considered. In this case, a very interesting grouping might be made in terms of SOER-biological technology (EAAS and RBC) in SMF. NC-WWTP shows higher SOER value ( $80,061 \text{ ou}_E/\text{s}\cdot\text{m}^2$ ) than P-WWTP ( $19,747 \text{ ou}_E/\text{s}\cdot\text{m}^2$ ), both with RBC technology, followed by C-WWTP, V-WWTP and Z-WWTP (EAAS) ( $19,345$ ,  $14,800$  and  $11,029 \text{ ou}_E/\text{s}\cdot\text{m}^2$ , respectively). Although the odor emission quantified as SOER and OER of C-WWTP and P-WWTP are similar, C-WWTP is more than 14 times larger in size. Therefore, once again, EAAS favors the stabilization of final

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

biowastes (mainly sewage sludge), making it less odorous. These results are in accordance with the normalized OER, which considers the number of e.i. ( $\Sigma\text{OER}/\text{e.i.}$ ). The most odorous plants were found to be those using RBC (P-WWTP and NC-WWTP) and Z-WWTP where dairy industry effluents are also treated. It is worth noting that the normalized OER considering removed organic load ( $\Sigma\text{OER}/\text{g BOD}_5$ ) showed that the most odorous plants were NC-WWTP and P-WWTP, both operated with RBC. Suffet et al. (2004) described the odor character of RBC and EAAS reactors as decaying vegetation or earthy. However, odor sampling in RBC is complex and literature about odor at such type of facilities is scarce. On the other hand, Zwain et al. (2020) evaluated  $\text{H}_2\text{S}$  emissions in EAAS technology and their results indicated that aeration flowrate and pH influenced the generation of  $\text{H}_2\text{S}$ . In this context, aeration flowrate in RBC is slower than in EAAS, which needs to be further researched to determine if those malodorous emissions on RBC are higher.

The odor emission as a function of the influent organic load and the removed organic load is more consistent with the industrial wastewater contribution rather than with the number of e.i. of each WWTP (P-WWTP > Z-WWTP > V-WWTP > NC-WWTP > C-WWTP). Additionally, the odor emission rate per removed load is not closely related to the different wastewater treatment efficiencies observed in each facility. For example, C-WWTP is characterized by the highest organic load in the influent wastewater and by daily centrifugation of sewage sludge, leading to the lowest  $\Sigma\text{OER}/\text{removed load}$  values ( $\text{OUE}/\text{g BOD}_5$ ), in conjunction with NC-WWTP. These results highlight the inconveniences being faced by small WWTPs in terms of optimizing the use of resources in an economically sustainable manner.

Table 3. Quantification of the emission of odors for interannual campaigns in each WWTP evaluated.

Date (mm/dd/yy)	Temperature (°C)	Inlet (I)				Post primary treatment (PP)				Sludge management facilities (SMF)			
		OC (ouE/m <sup>3</sup> )	SOER (ouE/s·m <sup>2</sup> )	Emission surface (m <sup>2</sup> )	OER (ouE/s)	OC (ouE/m <sup>3</sup> )	SOER (ouE/s·m <sup>2</sup> )	Emission surface (m <sup>2</sup> )	OER (ouE/s)	OC (ouE/m <sup>3</sup> )	SOER (ouE/s·m <sup>2</sup> )	Emission surface (m <sup>2</sup> )	OER (ouE/s)
<b>V-WWTP</b>													
11/13/2019	10	790	1.64		10.26	64	0.13		4.49	15,034	6646		90,658
06/11/2020	26	1878	3.91	6.25	24.41	430	0.90	33.75	30.22	60,132	26,584	13.64	362,607
11/18/2020	17	512	1.06		6.66	235	0.49		16.50	25,268	11,171		152,369
<b>P-WWTP</b>													
11/13/2019	10	1117	2.32		14.68	2233	6.20		8.44	13,777	6091		64,129
06/11/2020	29	3444	7.16	6.32	45.27	23,170	64.36	1.36	87.53	92,672	40,970	10.53	431,382
11/18/2020	15	1722	3.58		22.64	939	2.61		3.55	27,554	12,182		128,262
<b>Z-WWTP</b>													
11/20/2019	11	3756	7.81		19.69	1328	3.69		18.66	23,169	10,243		77,796
06/10/2020	26	790	1.64	2.52	4.14	1722	4.78	5.06	24.20	39,044	17,261	7.60	131,100
01/18/2021	5	304	0.63		1.6	1448	4.02		20.35	12,634	5585		42,421
<b>C-WWTP</b>													
11/13/2019	8	91	0.19		2.29	83	0.17		6.21	1581	699		8598
06/10/2020	32	2896	6.02	12.09	72.83	181	0.38	35.88	13.53	110,206	48,722	12.30	599,279
01/13/2021	15	181	0.38		4.56	305	0.63		22.73	19,484	8614		10,5948
<b>NC-WWTP</b>													
11/20/2019	8	4096	8.52		7.07	9742	20.26		607.91	92,686	40,976		311,419
06/10/2020	25	7512	15.63	0.83	12.97	2233	4.65	30.00	139.35	404,256	178,720	7.60	1,358,274
01/13/2021	-3	8192	17.04		14.14	3444	7.16		214.92	46,341	20,487		155,702

## ***Resultados y discusión/Results and discussion***

Table 4 shows the mean values and standard deviation of olfactometric variables in the different campaigns and sampling points, as well as the percentage of contribution of each critical point in the odor emission. Furthermore, the WWTP global odor emission rate ( $\Sigma\text{OER}$ ,  $\text{ouE/s}$ ) was normalized considering the number of e.i. to make reliable comparisons and avoid size variability between WWTPs and sampling campaigns. In line with the previous results, the OC was higher in the SMF mainly due to the large amount of organic matter present in the sewage sludge and confined in a closed place, followed by inlet box, where the wastewater arrives untreated under non oxygenated conditions through the sewer network. In general, PP is a less critical point because the insufflated air during desander maintains aerobic conditions and therefore, formation of VOCs, VSCs and other malodorous compounds is not promoted, although  $\text{NH}_3$  emissions can occur. A study carried by Márquez et al. (2021) proved that the largest amount and variety of retained odoriferous compounds in granular active carbon (used by an urban WWTP as deodorization system) is found at inlet and post primary treatment. Other authors as Capelli et al. (2009) point out pretreatments, primary sedimentation and sludge thickening as the main odor sources in WWTPs. Lewkowska et al. (2016) evaluated all the process installations and features of odor emissions at each stage of a WWTP. This study showed raw wastewater at the inlet box and sewage sludge line as extremely strong emission points. Furthermore, Lebrero et al. (2011) reviewed different effluents into the sewer network. Depending on the type of contribution to wastewater (i.e., urban or industrial effluents) and the content of aliphatic, aromatic and others compounds whose presence and reactions among them, promote different odoriferous emissions on the WWTP (Estrada et al., 2011).

**Table 4.** Average odor emissions and total odor contribution.

Sampled point	OC (ou <sub>E</sub> /m <sup>3</sup> )	SOER (ou <sub>E</sub> /s·m <sup>2</sup> )	OER (ou <sub>E</sub> /s)	OER (%)	ΣOER (ou <sub>E</sub> /s)	ΣOER/e.i (ou <sub>E</sub> /s·e.i)	ΣOER/load (ou <sub>E</sub> /g BOD <sub>5</sub> )	ΣOER/removed load (ou <sub>E</sub> /g BOD <sub>5</sub> )
<b>V-WWTP</b>								
<b>I</b>	1,059 ± 721	2.20 ± 1.51	13.78 ± 9.38	0.01				
<b>PP</b>	243 ± 183	0.51 ± 0.39	17.07 ± 12.87	0.01	201,908	16.40	63,320	64,365
<b>SMF</b>	33,477 ± 23,643	14,800 ± 10,452	201,878 ± 142,574	99.98				
<b>P-WWTP</b>								
<b>I</b>	2,094 ± 1,207.57	4.35 ± 2.51	27.53 ± 15.87	0.01				
<b>PP</b>	8,780 ± 12,478	24.39 ± 34.66	33.17 ± 47.14	0.02	207,985	118.17	132,410	140,800
<b>SMF</b>	44,667 ± 42,139	19,747 ± 18,629	207,924 ± 196,158	99.97				
<b>Z-WWTP</b>								
<b>I</b>	1,616 ± 1,868	3.36 ± 3.89	8.48 ± 9.79	0.01				
<b>PP</b>	1,499 ± 202	4.16 ± 0.56	21.07 ± 2.84	0.03	83,801	69.83	94,370	98,650
<b>SMF</b>	24,949 ± 13,294	11,029 ± 5877	83,772 ± 44,640	99.96				
<b>C-WWTP</b>								
<b>I</b>	1,056 ± 1,594	2.20 ± 3.31	26.56 ± 40.09	0.01				
<b>PP</b>	189 ± 111	0.39 ± 0.23	14.16 ± 8.28	0.01	237,982	9.47	27,645	28,530
<b>SMF</b>	43,757 ± 58,238	19,345 ± 25,747	237,941 ± 316,690	99.98				
<b>NC-WWTP</b>								
<b>I</b>	6,600 ± 2,195	13.73 ± 4.57	11.39 ± 3.79	0.01				
<b>PP</b>	5,139 ± 4,031	10.69 ± 8.38	320.73 ± 251.56	0.04	608,797	65.32	28,0785	28,950
<b>SMF</b>	181,094 ± 194,647	80,061 ± 86,053	608,465 ± 654,004	99.95				



## *Resultados y discusión/Results and discussion*

In this study, there are no significant differences between I and PP while the odor emission in the SMF is again several orders of magnitude higher than those of I and PP. In fact, the percentage of OER (OER, %) in SMF is higher than 99.9%, so I and PP almost do not contribute to overall emission. Globally, WWTPs could be ordered according to the values of the total OER ( $\Sigma$ OER): NC > C > P > V > Z. A similar trend was observed for SOER values, where the surface of each emitting point was considered. In this case, a very interesting grouping might be made in terms of SOER-biological technology (EAAS and RBC) in SMF. NC-WWTP shows higher SOER value ( $80,061 \text{ ou}_E/\text{s}\cdot\text{m}^2$ ) than P-WWTP ( $19,747 \text{ ou}_E/\text{s}\cdot\text{m}^2$ ), both with RBC technology, followed by C-WWTP, V-WWTP and Z-WWTP (EAAS) ( $19,345$ ,  $14,800$  and  $11,029 \text{ ou}_E/\text{s}\cdot\text{m}^2$ , respectively). Although the odor emission quantified as SOER and OER of C-WWTP and P-WWTP are similar, C-WWTP is more than 14 times larger in size. Therefore, once again, EAAS favors the stabilization of final biowastes (mainly sewage sludge), making it less odorous. These results are in accordance with the normalized OER, which considers the number of e.i. ( $\Sigma$ OER/e.i.). The most odorous plants were found to be those using RBC (P-WWTP and NC-WWTP) and Z-WWTP where dairy industry effluents are also treated. Suffet et al. (2004) described the odor character of RBC and EAAS reactors as decaying vegetation or earthy. However, odor sampling in RBC is complex and literature about odor at RBC is scarce. On the other hand, Zwain et al. (2020) evaluated  $\text{H}_2\text{S}$  emissions in EAAS technology and their results indicated that aeration flowrate and pH influenced the generation of  $\text{H}_2\text{S}$ . In this context, aeration flowrate in RBC is slower than in EAAS, which needs to be further research to determine if those malodorous emissions on RBC are higher.

### **3.3. Multivariate analysis of physico-chemical variables in the wastewater line**

Chemometric analysis are required to deepen in the study of the existing relationships between the odoriferous variables of wastewater and sludge and their physico-chemical and respirometric characterization. The need to evaluate the influence of the different physico-chemical and respirometric variables on the operation of the plant and therefore its odorous impact must be carried out jointly. Thus, a multivariate analysis is necessary for this purpose. A data matrix with the results of all sampling points and campaigns was performed and evaluated in this study. The first chemometric study was carried out on the wastewater results, since it is the activity that generates the odor impact. In this case, PCA was used to reduce the dimensionality of large data sets, by transforming a large set of variables into a smaller one that still contains most of the information in the initial large set. These variables are represented on a two-dimensional system of axes formed by the first two principal components (PC1 and PC2) for the wastewater line in order to show clearly the groupings, similarities and differences between the different WWTPs evaluated.

Fig. 2A and 2B show the loadings and scores plots obtained from the statistical analysis of all physico-chemical and olfactometric variables in the wastewater line. The main constituent axes were reduced by PC1 and PC2 with the purpose of explaining the maximum amount of variance in a two-dimensional plane and interpret visually the relative weight of each variable to the set and its relationship with the WWTPs evaluated. PC1 and PC2 explained 71.27% of the total variance and the WWTPs were clearly grouped. Comparatively, the loadings plot (Fig. 2A) shows that physico-chemical variables such as  $C_{\text{TOC}}$ ,  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{COD}_\text{S}$ ,  $\text{N-TKN}$ ,  $C_{\text{TC}}$ ,  $\text{TN}_\text{S}$ ,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Cond.}$ ,  $\text{VSS}$ ,  $\text{FS}$ ,  $\text{VS}$ ,  $\text{TSS}$ ,  $\text{COD}$ ,  $\text{TS}$  and  $\text{FS}$  are located furthest from the coordinate origin, within the second and third quadrants and are highly related with the Z-WWTP according to its location in

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

the scores plot (Fig. 2B). Conversely, T, Alk, VA, FSS and those related to odor (OC, OER and SOER) are located in the third quadrant, being the most influential variables. This fact showed that P-WWTP was the wastewater plant with the highest odor contribution, which is in line with the odor contribution per e.i. obtained (see Table 4). In this multivariate study, the variance produced by the odoriferous emission derived from the aqueous line of the WWTP is in line with the characteristics of the wastewater related to the degree of acidification and buffer capacity (T, Alk and VA). The pH value of the aqueous solution, which is the result of the balance between VA and Alk, provides similar variability to the data set, although it is located in a different quadrant. It is worth noting that T, which is directly responsible for the migration of volatile compounds, also influences the solubility balance of the species responsible for conferring Alk and buffer capacity to the aqueous medium (Márquez et al., 2022; Ramalho, 1996).

With regard to the scores plot (Fig. 2B), different groupings can be observed considering the characteristics of the wastewater I and after PP for the different campaigns carried out (1, 2 and 3) in each WWTP. As can be seen, each plot (sample) was denoted (as shown in Tables A, B, C and D) indicating the source, the campaign and the WWTP evaluated (e.g., IIV, being “I” sample taken from the entrance box, “1” refers to the first campaign, and “V” indicates that the sample was collected in V-WWTP). A scale, including the different number of e.i. of each WWTP was also represented. In this case, the different types of biological technologies do not influence the statistical analysis as only the inlet wastewater and PP are considered, where elimination of solids and fats is mainly achieved by physical processes. The joint evaluation of both Fig. 2A and 2B reveals that the physico-chemical variables related to organic matter ( $C_{\text{TOC}}$ ,  $C_{\text{TC}}$ , COD,  $\text{COD}_s$ ), nitrogen (N-TKN,  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{TN}_s$ ) and solids (TS, VS, FS, TSS, VSS, FSS), as well as olfactometric variables have a high influence in explaining the total variance, especially in the

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

wastewater lines of P-WWTP and Z-WWTP (with industrial contribution). In fact, the groupings of the samples of Z-WWTP and P-WWTP (Fig 2.B) are located in the same section of Figure 2A. As mentioned above, such WWPT receives highly polluted effluents from dairy industries. Moreover, P-WWTP, whose inlet wastewater comes from urban and agroindustrial activities, is also influenced by physico-chemical variables such as Alk and VA, as well as olfactometric variables including OC, OER and SOER as the most significant ones. In this case, the characteristics of inlet wastewater markedly influence odor emissions. The remaining WWTPs (V, C and NC) show a similar behavior and can be grouped in the first and fourth quadrant, where the previously mentioned variables show a similar contribution to the variance. This trend might find an explanation in the fact that these three WWTPs treat mainly urban wastewater and they might be just differentiated by the number of e.i.

Given the importance of odorous emissions in WWTPs in terms of environmental impact and the need to find tools that simplify the evaluation of such emissions, normalized OER were predicted by means of a multivariate regression model (equation 4) from the physico-chemical variables. As can be seen in Fig. 3A, predicted OER ( $ou_E/s \cdot e.i.$ ) versus experimental OER ( $ou_E/s \cdot e.i.$ ) values were represented. The linear correlation between experimental and predicted odor emission rate fits adequately with a coefficient of determination ( $r^2$ ) of 0.8738, within 99% prediction intervals. The heterogeneity of experimental values obtained conditions the fitting performed, and predicted values lead to the slope value being 0.66 (far from the ideal value of 1.0 with a prediction interval that includes 100% of the points). But these results might demonstrate that the adequate monitoring of the physico-chemical variables would allow approximate prediction of the odorous emissions derived from the different WWTPs under study.



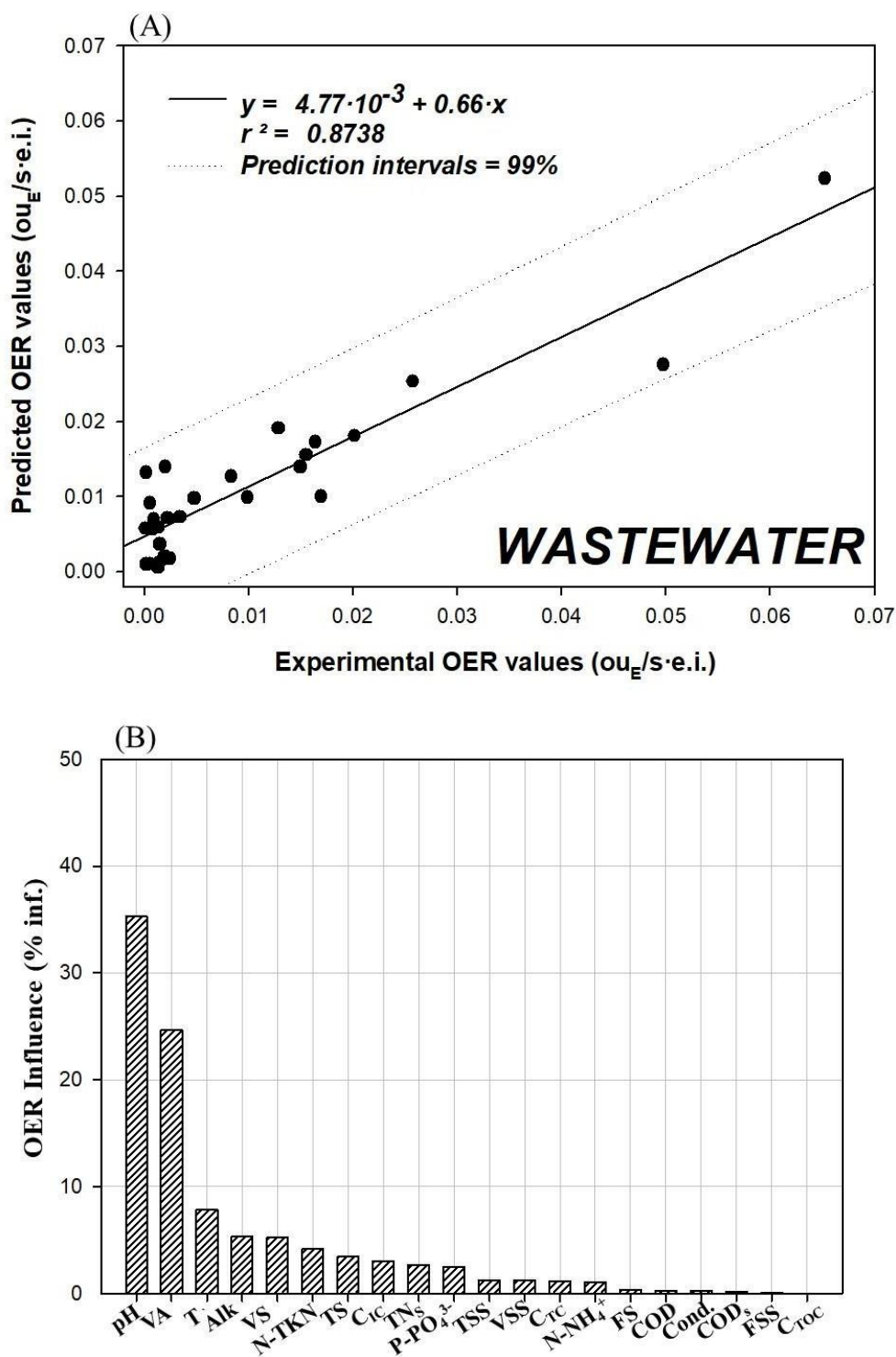


Figure 3. Model validation for inlet and post primary treatment wastewater: (A) Comparison of experimental and predicted OER values and (B) Influence of each physicochemical variable on experimental OER.

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

In addition, the influence of the different physico-chemical variables on odor emission at the I and PP of all WWTPs was also evaluated through equation [5]. Fig. 3B shows the percentage of influence of each variable on the prediction of OER. In addition, those variables contribute significantly to the variance in PCA, as can be seen in Fig. 2A. Specifically, OER is mainly influenced by pH and VA with 35% and 25%, respectively. A percentage as high as 68% is reached if temperature is also considered. This might be due to pH values lower than 7 favor the formation of acidic species, while an increase in temperature allows desorption and volatilization of a wider number of odorant compounds from the matrix to the atmosphere. Therefore, pH, acidified organic matter and temperature are the main factors which are responsible for repulsive odor generation from wastewater at I and PP. The figure increases up to 86% of total influence in OER if Alk, VS, N-TKN and TS are included. Therefore, pH, organic matter and temperature are the main factors which are responsible for repulsive odor generation from wastewater at I and PP.

### **3.4. Multivariate evaluation of the variables in the sewage sludge management line**

#### *3.4.1. Liquid and solid fraction of sewage sludge*

An additional PCA was applied to the physico-chemical and olfactometric variables monitored in the sewage sludge centrifuge drains and the resulting solid phase. Fig. 4 depicts the loadings (Fig. 4A) and scores plots (Fig. 4B) obtained from such types of variables and from the SMF of the different WWTPs evaluated in each sampling campaign. In this case, Fig. 4A shows the PC1 (47.89%) and the PC2 (21.92%), with 69.81% of total variance explained. The loadings plot shows that VA, Alk, N-TKN, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, COD, TS, VS, FS, C<sub>IC</sub> and TNs, which are far from the coordinate origin and within the second and third quadrant, are the variables with more influence. Other variables, such

## Resultados y discusión/Results and discussion

as pH, T, OER, SOER and OC are located closer to the origin of coordinates (second and third quadrant), although far enough away to be considered relevant in the contribution they have on the variance. The variables under study follow a similar trend as it was described previously for the wastewater treatment line (section 3.3).

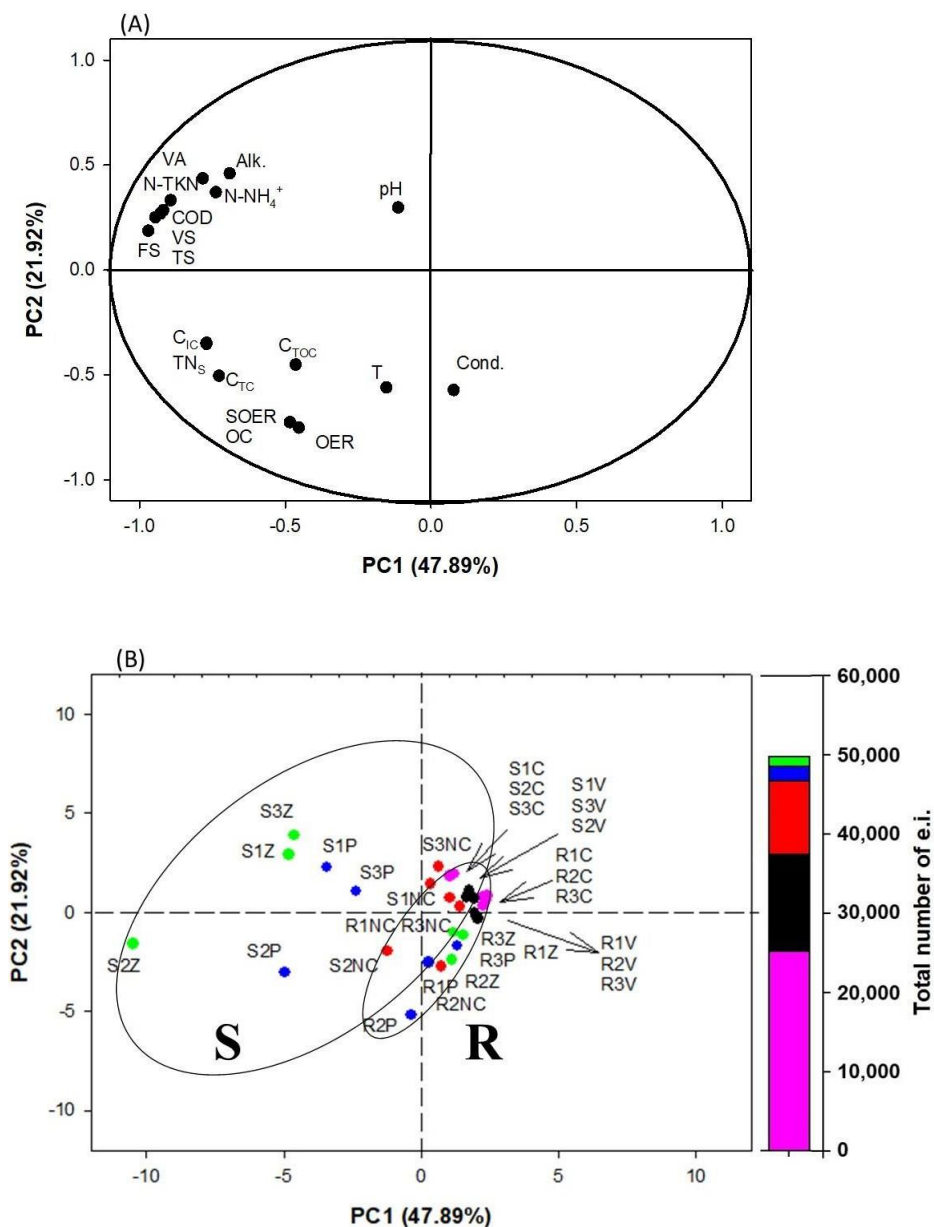


Figure 4. Loadings (A) and scores (B) plots obtained by PCA applied to the liquid and solid fractions of centrifuged sewage sludge (C: Cabra, V: Villanueva de Córdoba, NC: Nueva Carteya, P: Pedroche, Z: Zuheros).



## *Resultados y discusión/Results and discussion*

Regarding scores plot (Fig. 4B), two groups were clearly differentiated: solid fraction of sewage sludge circled in the biggest grouping (S), and recirculated liquid fraction circled in the smallest one (R), including the different sampling campaigns.

The joint evaluation of loadings and scores plots revealed that the physico-chemical variables related to acidity (VA and Alk), organic matter (COD and  $C_{IC}$ ), nitrogen (N-TKN,  $N-NH_4^+$  and  $TN_S$ ), solids (TS, VS and FS) and odor (OER, SOER and OC) had a high influence in the solid fraction of the sewage sludge. Particularly, the afore mentioned variables showed a higher prevalence in Z-WWTP, especially in the second sampling with a seasonal period with high temperatures. In the case of C-WWTP, V-WWTP and NC-WWTP, pH,  $C_{TOC}$  and T were the most influential variables. On the other hand, Cond. was the main variable influencing the grouping that considers the recirculated liquid fraction. In this sense, Cheng et al. (2007) explained an increase on the electrical conductivity in sewage sludge due to the occurrence of changes in its soluble salt content.

To sum up and in contrast to the PCA analysis carried out on the wastewater characterization, among the variables with the same weight in the variance as odor emission, the concentration of organic matter and nitrogen takes importance when centrifuged sludge and the recirculated liquid fraction from sludge centrifugation are evaluated together (both on wet basis). Their high concentration in the sludge causes pH and T to be less relevant in the variability of the sample compared to the rest of variables. The odorous emission is based on the migration of volatile compounds, mainly organic (VOC and VSC) and nitrogenous, so that the high concentration in the sludge is ratified as highly relevant. Hence, in the liquid fraction of sludge conductivity is the variable that contributes the most variability compared to the grouping of concentrated sludge samples, even though it is a very odorous fraction as reported by other authors (Robledo-Mahón et

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

al., 2019). However, the PCA analysis does not establish relationships between variables, but rather possible groupings in the explanation of the set of variables analyzed.

### *3.4.2. Solid fraction of sewage sludge*

As previously mentioned, sewage sludge is widely known as the most odoriferous fraction managed in a WWTP (Jiang et al., 2017), and therefore it might need to be evaluated separately to identify patterns, similarities or differences among the WWTPs and sampling points evaluated. Fig. 5 presents the loadings plot (Fig. 5A) obtained from the physico-chemical, olfactometric and respirometric variables and scores plot (Fig. 5B) from the sampling points for the solid fraction of centrifuged sewage sludge. In this case, PC1 and PC2 explained 64.52% of total sample variance with PC1 = 48.43% and PC2 = 16.09%. As can be seen in Fig. 5A, the variables in loadings plot were found to be more dispersed than previous ones with most of them located in second and third quadrant. Physico-chemical variables such as N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-TKN, Alk, VA, Cond., COD, TS, VS, FS, C<sub>TOC</sub>, TNs, C<sub>IC</sub> and C<sub>TC</sub> are in the second and third quadrant far from the coordinate origin and have more influence. In this case, olfactometric variables (OER, SOER and OC) are also grouped and have more influence in PC1 than in previous PCA (Fig. 2A and 4A). It is worth noting that T and the respirometric variables (OD<sub>20</sub> and SOUR) have similar influence in explaining the total variance, but they are located in different quadrants as shown in Figure 5A. Particularly remarkable in this case are moisture and the concentration of P-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, which are located in the fourth quadrant and have important contribution to the initial variance of the samples studied. Consequently, when the evaluation of the centrifuged sludge is carried out through PCA, together with the respirometric variables, the representative variables of biodegradable organic and nitrogenous matter are found in the same quadrant. Although M, T, Alk and VA are located in different quadrants, but having the same importance, they become variables

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

with a high influence on the variability of the set of samples. It has been shown that such variables are markedly relevant in the odoriferous emission generated by sewage sludge derived from WWTP, being interrelated with each other. Curiously, the pH values are closer to the origin of coordinates formed by PC1 and PC2, although its expression is a combination of all the aforementioned variables (Cui et al., 2021; Santos et al., 2010; Shi et al., 2016). These variables are especially representative in the characterization of solid fraction of sewage sludge as they condition the fermentative processes taking place for its stabilization and quality of the final product. In this context, composting of sewage sludge was evaluated at full-scale and a marked reduction in its odoriferous impact was achieved as well as a stabilized final product with economic and environmental benefits (Rincón et al., 2019; Toledo et al., 2019).

With regard to the scores plot (Fig. 5B), different groups can be observed, corresponding to the five WWTPs evaluated. The different WWTPs could be grouped according to the number of e.i. with a similar trend to the PCA previously applied in the wastewater line (Fig. 2A and 2B), showing the same positioning in the PCA plane, except for V-WWTP. In this case, the statistical analysis of the characteristics of sewage sludge contributed to grouping the different plants according to their secondary treatment and more specifically to the organic load to be treated (Iloms et al., 2020). Agroindustrial wastewater is characterized by a high organic load. The pollutants and large volumes produced make the treatment of these wastewaters an environmental challenge (Amor et al., 2019). Libutti et al. (2018) reported COD values for an agroindustrial raw wastewater of  $985 \pm 322$  mg O<sub>2</sub>/L, which are highly larger than the urban raw wastewater reported in other studies. For example, for urban WWTPs in las Rozas (Madrid) the average COD values were  $477 \pm 105$  mg O<sub>2</sub>/L (Colmenarejo et al., 2006). These results show how agroindustrial wastewater might be more problematic than urban wastewater.

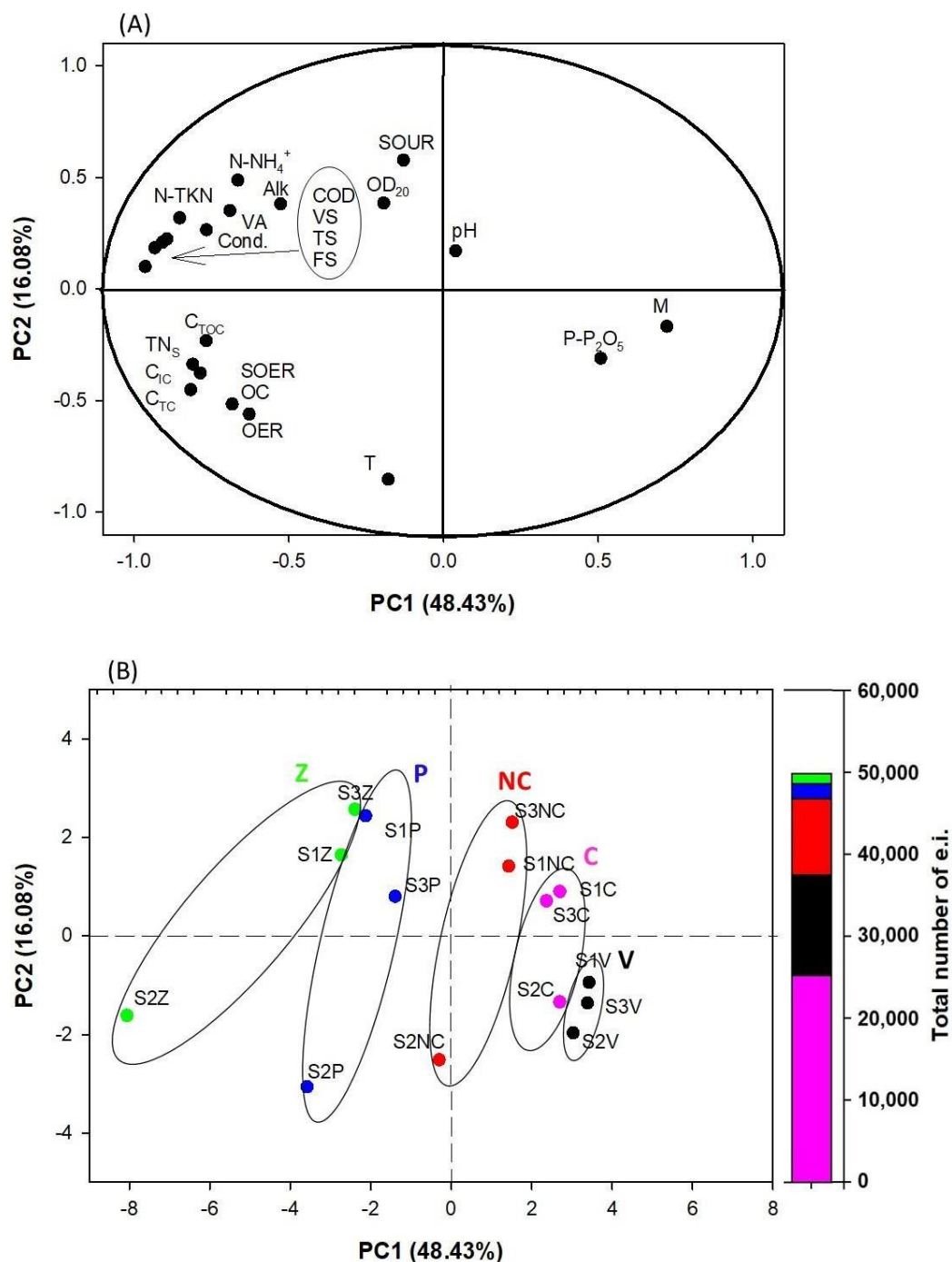


Figure 5. Loadings (A) and scores (B) plots obtained by PCA applied to solid fraction of centrifuged sewage sludge (C: Cabra, V: Villanueva de Córdoba, NC: Nueva Carteya, P: Pedroche, Z: Zuheros).

The joint evaluation of loadings and scores plots revealed a wide range of variables included in the second and third quadrant, which had a marked influence in grouping sewage sludge derived from Z-WWTP and P-WWTP since both facilities have industrial

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

wastewater contributions. On the other hand, respirometric and olfactometric variables showed a high relationship in the samples taken in P-WWTP, where the highest  $\Sigma\text{OER}/e.i.$  was observed (Table 4). The WWTPs treating urban wastewater could again be grouped at similar locations related to pH, M, P-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> and even temperature in the case of NC-WWTP, which results in a higher influence on the total variability. Conversely, C-WWTP and V-WWTP (first and fourth quadrant) were less influenced by olfactometric variables (OER, SOER and OC), in accordance with previous results. In these cases, more stable sewage sludge derived from EAAS is generated because of its lower concentration of TNs and C<sub>TOC</sub>, which are representative variables of the more easily biodegradable fraction and odor generation (Gutiérrez et al., 2014). Observing the organic matter removal efficiency between WWTPs with different technologies, it is possible to establish a comparison among variables. On the one hand, COD yields as high as 94.88, 91.14 and 90.45 % are achieved for Z-WWTP, V-WWTP and C-WWTP, respectively, all of them with EAAS technology. In parallel, NC-WWTP with RBC technology and treating exclusively urban wastewater shows a 90.35% COD removal yield. On the contrary, COD removal yield is lower (81.73%) for P-WWTP which might be a consequence of the presence of agro-industrial wastewater derived from slaughterhouse. The same trend is maintained in BOD<sub>5</sub> elimination: >94% in the five WWTPs studied, again being EAAS in V-WWTP the most efficient one (98.38%). Del Nery et al. (2016) reported removal efficiencies of COD as high as 97.9% and 98.6% for BOD using more complex treatment systems for effluents containing initial concentration of COD and BOD of 4000 mg O<sub>2</sub>/L and 2100 mg O<sub>2</sub>/L, respectively, in slaughterhouse wastewater.

Due to odor emission is remarkably higher in SMFs, normalized OER was also predicted from the physico-chemical and respirometric variables. As can be seen in Fig. 6A, predicted OER against experimental OER values were represented. The lineal correlation

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

between experimental and predicted OER fits adequately with a coefficient of determination ( $r^2$ ) of 0.9373 and within 99% prediction intervals. The slope of the linear regression increased up to 0.8104, which indicates the reliability of the proposed mathematical model to predict the odorous impact derived from the solid fraction of sewage sludge at the different WWTPs. In parallel, the influence of each physico-chemical and respirometric variable on odor emission derived from the fraction of sewage sludge line was also evaluated. Fig. 6B shows the percentage of influence of each variable on the prediction of OER. As can be observed, OER is mainly influenced by M and pH (57% and 28%, respectively), while the percentage increases up to 93.2% if SOUR, T and OD<sub>20</sub> are included. These variables are related to microbial activity and stabilization degree of the sewage sludge, in such a manner that if microbial metabolism and growth increases, emission of unpleasant odors is promoted. Toledo et al. (2019) reported the highest odor concentration values during hydrolytic stage of the composting process, after conditioning sludge in the WWTP. In fact, the reduction of organic matter and higher bacterial activity showed OC values of 22,500 ou<sub>E</sub>/m<sup>3</sup>. It is worth noting that authors such as Blanco-Rodríguez et al. (2018) substituted dynamic olfactometry for an electronic nose to characterize odors emitted from different stages in a WWTP. However, the complexity of the odorous emissions forced the use of multivariate statistical techniques for the interpretation of the results and the evaluation of the main emission sources of odoriferous compounds.

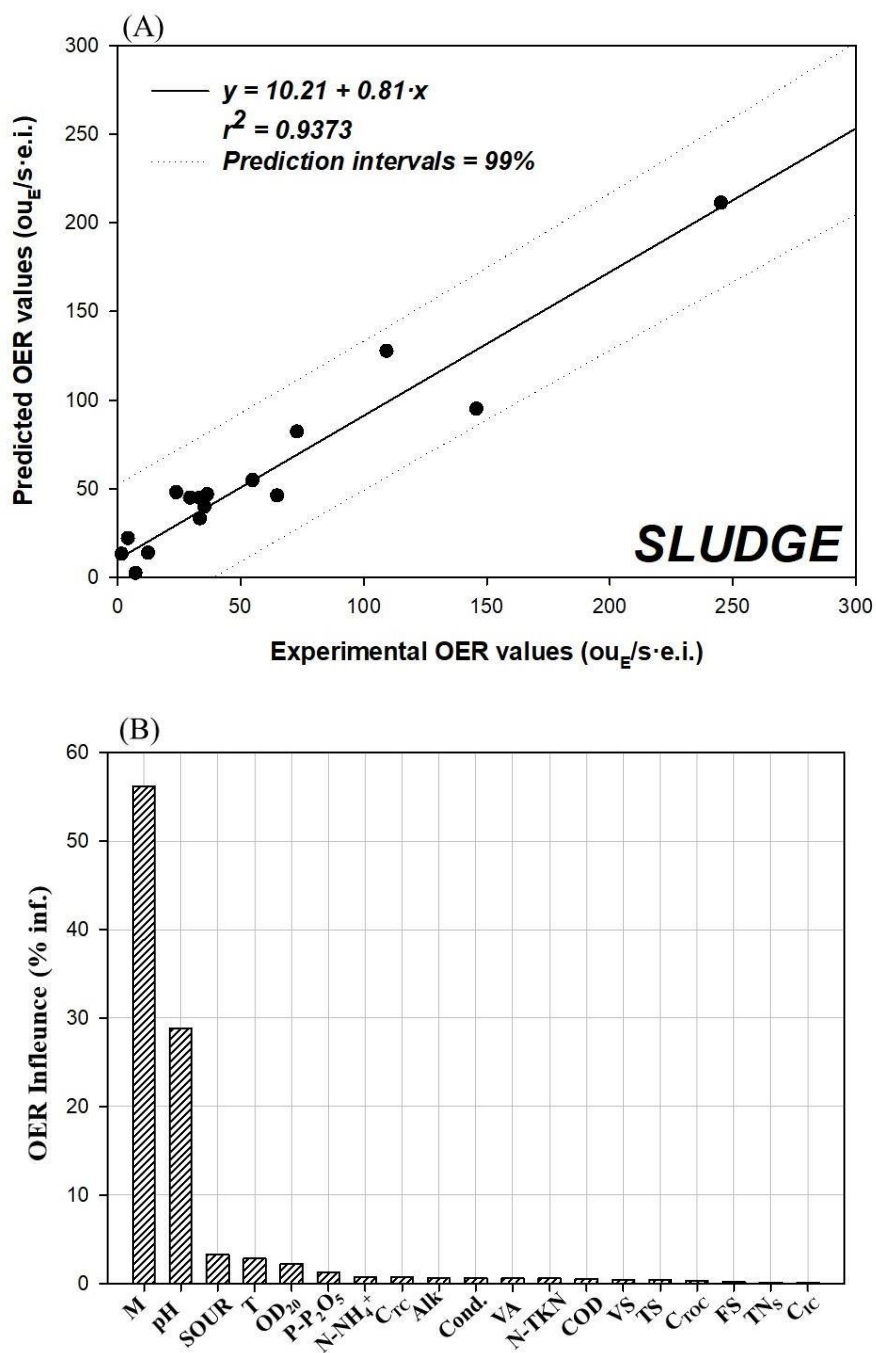


Figure 6. Model validation for OER derived from centrifuged sewage sludge: (A) Comparison of experimental and predicted OER values and (B) Influence of each physicochemical and respirometric variable on the experimental OER.

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

This type of unusual work carried out on a real scale and under industrial operational conditions provides holistic and innovative data on the odorous emissions derived from small and medium-sized urban WWTPs. Such kinds of urban WWTPs are frequently designed for lower organic loads than those actually treated when local industrial streams are received. That is the reason why the real wastewater flowrate, its specific characteristics and composition, as well as the procedure followed to manage the odoriferous impact of the WWTPs on neighboring areas are markedly relevant. In that context, this research study sheds light on the correct design of odor control systems promoting circularity and sustainability within urban wastewater treatment.

### **4. Conclusions**

This study concluded that conventional technologies of EAAS were more efficient and operated under more stable conditions than RBC in the WWTPs studied. Specifically, the treatment efficiency values expressed as COD removal were always found to be higher than 90% in all studied cases. However, the industrial effluents spilled into small and medium-sized municipal WWTPs influenced significantly the characteristics of the wastewater in the different stages of the treatment process more than the selected biological technology. In this sense, the organic load -expressed in e. i.- is not fundamental to discriminate and classify the WWTPs, with the influent load or variable removed load being more relevant on the odoriferous emission.

The multivariate analysis showed that odorous emissions from the wastewater treatment and sludge management lines depend on the type of influent, with the sludge management areas being the most critical odor points in the WWTPs evaluated. In addition, pH, VA and T were the most influential variables (ranged  $\approx 68\%$ ) in the prediction correlation of



## *Resultados y discusión/Results and discussion*

OER in the wastewater line, while pH, M, T, SOUR and OD20 were found to be the key variables (ranged  $\approx 93\%$ ) in odor prediction of the sludge line.

This study demonstrated that multivariate analysis might be a highly useful tool to evaluate the odor emissions and to promote efficient control systems.

### **Acknowledgements**

The authors are very grateful to EMPROACSA S.A., especially to Miguel Ranchal and Manuel de Dios, and to the technicians Inmaculada Bellido and Marisa López. We also wish to express our gratitude to the funding received through Projects CTM2017-88723-R (MINECO, AEI and FEDER) and PID2020-117438RB-I00 (MICINN and AEI), UCO-FEDER-1262384-R, AT21\_00189 (REGIONAL GOVERNMENT OF ANDALUSIA and FEDER) and the FPI predoctoral grant (PRE2018-084830).

**Table A.** Physico-chemical characterization of wastewater at the entrance box of each WWTP (I1: first campaign, I2: second campaign, I3: third campaign).

Sample	V-WWTP			P-WWTP			Z-WWTP			C-WWTP			NC-WWTP		
	I1V	I2V	I3V	I1P	I2P	I3P	I1Z	I2Z	I3Z	I1C	I2C	I3C	I1NC	I2NC	I3NC
<b>pH</b>	7.41	7.07	7.17	7.37	7.25	7.16	8.25	7.43	8.14	7.75	7.23	7.75	7.37	7.23	8.35
<b>Cond. (µS/cm)</b>	1399	1393	1544	1814	1663	1660	1593	1288	1353	1000	1312	979	1575	1312	1420
<b>Alk (mg CaCO<sub>3</sub>/L)</b>	420	406	213	584	558	482	490	431	482	304	533	482	327	533	293
<b>VA (mg CH<sub>3</sub>COOH/L)</b>	7	30	20	42	45	45	28	30	23	21	30	46	21	30	8
<b>N-TKN (mg/L)</b>	111	84	110	127	84	120	158	121	157	111	52	94	432	152	201
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	83	39	64	116	52	47	121	113	128	79	52	20	92	130	76
<b>TN<sub>s</sub> (mg/L)</b>	66	67	86	86	102	93	70	55	69	29	107	25	111	107	142
<b>COD (mg O<sub>2</sub>/L)</b>	640	796	387	480	929	774	613	973	792	640	664	288	1440	664	480
<b>COD<sub>s</sub> (mg O<sub>2</sub>/L)</b>	113	132	101	215	66	85	238	219	194	60	66	80	153	66	116
<b>C<sub>Tc</sub> (mg/L)</b>	83	181	142	135	250	157	108	261	265	68	211	108	764	211	180
<b>C<sub>Ic</sub> (mg/L)</b>	34	103	107	54	154	126	39	141	56	27	141	47	258	141	71
<b>C<sub>Toc</sub> (mg/L)</b>	49	77	36	81	96	31	69	121	209	41	70	61	507	70	109
<b>TS (mg/L)</b>	1028	1549	757	1147	1595	1145	1285	950	1045	3810	528	1145	1477	528	822
<b>FS (mg/L)</b>	652	894	519	695	888	698	647	501	403	3492	316	698	822	316	543
<b>VS (mg/L)</b>	375	655	238	453	707	447	638	448	642	318	211	447	655	211	279
<b>TSS (mg/L)</b>	338	633	112	454	633	337	153	533	465	235	267	200	148	267	365
<b>FSS (mg/L)</b>	41	517	85	41	483	15	38	50	85	20	217	100	43	217	100
<b>VSS (mg/L)</b>	297	117	27	413	150	323	115	483	380	210	50	100	105	50	265
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg/L)</b>	8	21	11	6	17	12	5	9	15	3	6	2	5	6	8

*Resultados y discusión/Results and discussion*

**Table B.** Physico-chemical characterization of wastewater at the post primary treatment of each WWTP (PP1: first campaign, PP2: second campaign, PP3: third campaign).

Sample	V-WWTP			P-WWTP			Z-WWTP			C-WWTP			NC-WWTP		
	PP1V	PP2V	PP3V	PP1P	PP2P	PP3P	PP1Z	PP2Z	PP3Z	PP1C	PP2C	PP3C	PP1NC	PP2NC	PP3NC
<b>pH</b>	7.40	7.02	7.18	7.33	7.10	7.44	8.42	7.23	8.50	7.59	6.88	8.01	7.10	6.88	8.37
<b>Cond. (µS/cm)</b>	1393	1365	1354	1528	16363	1610	1617	1170	1367	1037	1211	1029	2157	1211	1480
<b>Alk(mgCaCO<sub>3</sub>/L)</b>	374	355	213	444	533	457	607	482	406	304	508	457	630	508	277
<b>VA(mg)</b>	16	18	9	28	53	30	42	45	15	14	53	30	119	53	8
<b>N-TKN (mg/L)</b>	114	74	107	82	74	114	193	128	117	114	60	27	216	60	120
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	114	29	67	79	54	49	168	120	102	89	45	20	158	45	20
<b>TNs (mg/L)</b>	49	50	87	68	87	87	100	91	97	24	85	66	81	85	82
<b>COD (mg O<sub>2</sub>/L)</b>	293	929	542	225	796	697	187	796	408	800	796	996	1973	796	216
<b>COD<sub>s</sub> (mg O<sub>2</sub>/L)</b>	65	66	93	118	66	77	128	395	242	38	66	78	148	66	99
<b>C<sub>Tc</sub> (mg/L)</b>	56	164	141	102	224	149	118	239	201	53	197	117	114	197	145
<b>C<sub>Ic</sub> (mg/L)</b>	26	90	107	41	149	120	46	125	58	24	132	51	81	132	59
<b>C<sub>Toc</sub> (mg/L)</b>	31	73	33	60	76	28	72	114	143	29	65	66	33	65	86
<b>TS (mg/L)</b>	1087	1472	1018	860	1435	1156	1032	829	680	705	1455	1156	3315	1455	902
<b>FS (mg/L)</b>	650	851	713	608	803	767	510	411	343	280	722	767	1347	722	732
<b>VS (mg/L)</b>	438	621	305	252	632	389	523	418	337	425	734	389	1968	734	170
<b>TSS (mg/L)</b>	393	540	418	110	383	315	85	267	265	28	845	940	533	845	290
<b>FSS (mg/L)</b>	69	60	30	17	17	50	23	100	75	5	385	780	150	845	105
<b>VSS (mg/L)</b>	324	510	388	93	367	265	62	167	190	23	460	160	383	0	185
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>(mg/L)</b>	10	18	15	4	10	9	8	8	4	3	14	9	12	14	3

**Table C.** Physico-chemical characterization of recirculated liquid fraction from the sludge management facilities of each WWTP (R1: first campaign, R2: second campaign, R3: third campaign).

Sample	V-WWTP			P-WWTP			Z-WWTP			C-WWTP			NC-WWTP		
	R1V	R2V	R3V	R1P	R2P	R3P	R1Z	R2Z	R3Z	R1C	R2C	R3C	R1NC	R2NC	R3NC
pH	6.90	6.61	6.93	6.57	6.94	6.88	6.99	7.29	7.32	6.96	6.96	7.45	6.81	6.96	7.39
Cond. ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	1634	2000	1800	3000	3000	3000	1280	1789	3000	1057	3137	3000	3968	3137	3000
Alk (mg $\text{CaCO}_3/\text{L}$ )	467	837	227	1027	761	634	350	761	1472	304	1396	634	1448	1396	760
VA (mg $\text{CH}_3\text{COOH}/\text{L}$ )	14	121	15	168	129	91	21	68	175	14	175	91	245	175	107
N-TKN (mg/L)	457	218	147	431	167	201	190	135	145	457	379	441	485	416	403
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	117	216	90	270	165	74	108	111	43	95	115	91	415	379	290
TN <sub>s</sub> (mg/L)	16	179	91	437	190	116	58	6	37	20	85	157	329	350	211
COD (mg O <sub>2</sub> /L)	3573	5973	697	3387	1062	1626	347	265	10,201	160	1283	2664	2827	1283	1920
COD <sub>s</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	65	132	57	1775	701	302	182	66	179	75	658	192	1225	658	1091
C <sub>Tc</sub> (mg/L)	25	221	93	1042	519	275	91	81	245	41	592	195	67	592	923
C <sub>Ic</sub> (mg/L)	6	129	73	63	155	154	28	24	74	20	313	67	38	313	72
C <sub>Toc</sub> (mg/L)	19	91	19	979	363	121	63	57	170	21	279	128	29	279	851
TS (mg/L)	3758	8305	1493	2600	1583	1797	1345	1034	17,513	785	1528	1797	2505	1528	2272
FS (mg/L)	2058	2498	996	1005	809	821	537	627	3752	497	496	821	1420	496	1005
VS (mg/L)	1700	5807	497	1595	774	976	807	407	13,761	288	1031	976	1085	1031	1267
TSS (mg/L)	2880	7010	330	1465	295	770	460	445	18,100	90	1223	3990	422	1233	1050
FSS (mg/L)	530	1130	155	240	65	220	18	95	4000	25	481	810	42	0	260
VSS (mg/L)	2350	5880	175	1225	230	550	442	350	14,100	65	742	3180	380	1233	790
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg/L)	128	234	43	78	30	27	48	34	62	77	160	54	144	160	30

**Table D.** Physico-chemical characterization of sludge from the sludge management facilities of each WWTP (S1: first campaign, S2: second campaign, S3: third campaign).

Sample	V-WWTP			P-WWTP			Z-WWTP			C-WWTP			NC-WWTP		
	S1V	S2V	S3V	S1P	S2P	S3P	S1Z	S2Z	S3Z	S1C	S2C	S3C	S1NC	S2NC	S3NC
<b>pH</b>	7.02	7.06	6.89	6.70	6.91	6.40	7.35	7.38	7.38	7.23	7.35	7.35	7.40	7.19	7.57
<b>M (%)</b>	87.2	84.8	86.9	81.5	81.6	84	83.8	79.8	83.7	87.8	90	85.2	84.1	83.5	80.2
<b>Cond. (µS/cm)</b>	270	221	323	490	256	661	270	313	202	264	202	214	300	298	307
<b>Alk (mg CaCO<sub>3</sub>/L)</b>	1875	1875	1875	4050	4250	3625	8250	9550	10550	7050	5425	7500	6550	6750	6125
<b>VA (mg CH<sub>3</sub>COOH/L)</b>	250	250	300	875	925	875	1925	2175	2250	1175	1050	1250	1125	1175	1050
<b>N-TKN (mg/L)</b>	10	10	10	13	5	12	12	12	9	9	7	11	9	7	1050
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	1	2	1	5	1	3	2	1	2	2	1	2	4	1	9
<b>TN<sub>s</sub> (mg/L)</b>	400	2500	500	2800	10,600	1600	1800	23,600	1600	400	3100	400	400	20,200	2
<b>COD (mg O<sub>2</sub>/L)</b>	179	198	183	243	245	221	210	220	221	167	152	175	200	155	200
<b>C<sub>Tc</sub> (mg/L)</b>	1200	8400	1500	7200	30,700	3100	1800	32,500	1800	900	20.3	0.8	11,300	51,000	185
<b>C<sub>Ic</sub> (mg/L)</b>	500	1200	500	1600	9800	1200	600	19,000	0.7	700	13,100	600	9400	17,480	900
<b>C<sub>Toc</sub> (mg/L)</b>	700	7200	1000	5600	1200	1900	112,500	14,000	1100	200	7200	200	1900	33,500	900
<b>TS (mg/L)</b>	128	152	131	185	184	160	162	202	163	122	105	148	159	165	198
<b>FS (mg/L)</b>	23	34	25	41	40	27	38	61	34	23	37	44	41	73	87
<b>VS (mg/L)</b>	105	118	106	145	144	133	123	141	130	99	68	104	118	92	110
<b>P-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (mg/kg)</b>	25,400	37,500	34,000	7600	6700	3300	9200	3700	8300	7800	2500	7700	8100	6200	6600
<b>SOUR (mg O<sub>2</sub>/g VS·h)</b>	5	7	7	24	14	14	11	16	13	20	9	21	27	14	29
<b>OD<sub>20</sub> (mg O<sub>2</sub>/g VS)</b>	56	67	64	264	203	187	93	99	64	121	44	98	300	110	220

## **References**

- Akbarjon, N., Huang, F., Shen, W., 2019. Calculation of N<sub>2</sub>O Emission in the Wastewater Treatment Process of Paper Mill 184, 128–131. <https://doi.org/10.2991/seeie-19.2019.29>
- Amanatidou, E., Samiotis, G., Trikoilidou, E., Pekridis, G., Taousanidis, N., 2015. Evaluating sedimentation problems in activated sludge treatment plants operating at complete sludge retention time. *Water Res.* 69, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.061>
- Amor, C., Marchão, L., Lucas, M.S., Peres, J.A., 2019. Application of advanced oxidation processes for the treatment of recalcitrant agro-industrial wastewater: A review. *Water (Switzerland)* 11. <https://doi.org/10.3390/w11020205>
- APHA, 1999. *Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters*, 20th edition. Washington, DC, USA.
- Barbosa, V.L., Stuetz, R.M., 2013. Performance of activated sludge diffusion for biological treatment of hydrogen sulphide gas emissions. *Water Sci. Technol.* 68, 1932–1939. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.444>
- Barbusinski, K., Kalembe, K., Kasperczyk, D., Urbaniec, K., Kozik, V., 2017. Biological methods for odor treatment – A review. *J. Clean. Prod.* 152, 223–241. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.093>
- Blanco-Rodríguez, A., Camara, V.F., Campo, F., Becherán, L., Durán, A., Vieira, V.D., de Melo, H., Garcia-Ramirez, A.R., 2018. Development of an electronic nose to characterize odours emitted from different stages in a wastewater treatment plant. *Water Res.* 134, 92–100. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.067>

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

- Byliński, H., Aszyk, J., Kubica, P., Szopińska, M., 2019. Differences between selected volatile aromatic compound concentrations in sludge samples in various steps of wastewater treatment plant operations. *J. Environ. Manage.* 249, 109426. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109426>
- Capelli, L., Sironi, S., Del Rosso, R., Céntola, P., 2009. Predicting odour emissions from wastewater treatment plants by means of odour emission factors. *Water Res.* 43, 1977–1985. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.01.022>
- Cheng, H., Xu, W., Liu, J., Zhao, Q., He, Y., Chen, G., 2007. Application of composted sewage sludge (CSS) as a soil amendment for turfgrass growth. *Ecol. Eng.* 29, 96–104. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.08.005>
- Chica, A., Mohedo, J.J., Martín, M.A., Martín, A., 2003. Determination of the stability of msw compost using a respirometric technique. *Compost Sci. Util.* 11, 169–175. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2003.10702122>
- Colmenarejo, M.F., Rubio, A., Sánchez, E., Vicente, J., García, M.G., Borja, R., 2006. Evaluation of municipal wastewater treatment plants with different technologies at Las Rozas, Madrid (Spain). *J. Environ. Manage.* 81, 399–404. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.11.007>
- Cui, F., Kim, Minkyung, Park, C., Kim, D., Mo, K., Kim, Moonil, 2021. Application of principal component analysis (PCA) to the assessment of parameter correlations in the partial-nitrification process using aerobic granular sludge. *J. Environ. Manage.* 288, 112408. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112408>
- Cui, G., Bhat, S.A., Li, W., Ishiguro, Y., Wei, Y., Li, F., 2022. H<sub>2</sub>S, MeSH, and NH<sub>3</sub> emissions from activated sludge: An insight towards sludge characteristics and microbial mechanisms. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 166, 105331.

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2021.105331>

Del Nery, V., Damianovic, M.H.Z., Moura, R.B., Pozzi, E., Pires, E.C., Foresti, E., 2016.

Poultry slaughterhouse wastewater treatment plant for high quality effluent. *Water Sci. Technol.* 73, 309–316. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.494>

Delgado-Rodríguez, M., Ruiz-Montoya, M., Giraldez, I., López, R., Madejón, E., Díaz,

M.J., 2012. Use of electronic nose and GC-MS in detection and monitoring some VOC. *Atmos. Environ.* 51, 278–285.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.01.006>

Dincer, F., Muezzinoglu, A., 2008. Odor-causing volatile organic compounds in

wastewater treatment plant units and sludge management areas. *J. Environ. Sci.*

*Heal. - Part A Toxic/Hazardous Subst. Environ. Eng.* 43, 1569–1574.

<https://doi.org/10.1080/10934520802293776>

EN-13725, 2003. Air Quality - Determination of Odour Concentration by Dynamic

Olfactometry. European Committee for Standardization, Brussels.

EN-16841-1, 2017. Ambient Air – Determination of Odour in Ambient Air by Using

Field Inspection – Part 1: Grid Method. Draft version. pp. 60.

Estrada, J.M., Kraakman, N.J.R.B., Muñoz, R., Lebrero, R., 2011. A comparative analysis

of odour treatment technologies in wastewater treatment plants. *Environ. Sci.*

*Technol.* 45, 1100–1106. <https://doi.org/10.1021/es103478j>

European Directive 91/271/CEE, 1991. Manual of interpretation and preparation of

reports for the treatment of urban wastewater.

Fan, F., Xu, R., Wang, D., Meng, F., 2020. Application of activated sludge for odor

control in wastewater treatment plants: Approaches, advances and outlooks. *Water*



## *Resultados y discusión/Results and discussion*

Res. 181, 115915. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115915>

Fang, J.J., Yang, N., Cen, D.Y., Shao, L.M., He, P.J., 2012. Odor compounds from different sources of landfill: Characterization and source identification. *Waste Manag.* 32, 1401–1410. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.02.013>

Fisher, R.M., Le-Minh, N., Alvarez-Gaitan, J.P., Moore, S.J., Stuetz, R.M., 2018. Emissions of volatile sulfur compounds (VSCs) throughout wastewater biosolids processing. *Sci. Total Environ.* 616–617, 622–631. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.282>

Glindemann, D., Novak, J., Witherspoon, J., 2006. Dimethyl sulfoxide (DMSO) waste residues and municipal waste water odor by dimethyl sulfide (DMS): The north-east WPCP plant of Philadelphia. *Environ. Sci. Technol.* 40, 202–207. <https://doi.org/10.1021/es051312a>

González, D., Gabriel, D., Sánchez, A., 2022. Odors Emitted from Biological Waste and Wastewater Treatment Plants: A Mini-Review. *Atmosphere (Basel)*. 13. <https://doi.org/10.3390/atmos13050798>

González, D., Guerra, N., Colón, J., Gabriel, D., Ponsá, S., Sánchez, A., 2020. Characterization of the gaseous and odour emissions from the composting of conventional sewage sludge. *Atmosphere (Basel)*. 11, 1–16. <https://doi.org/10.3390/atmos11020211>

Gutiérrez, M.C., Martín, M.A., Chica, A.F., 2014. Usual variables and odour concentration to evaluate composting process and odour impact. *Environ. Technol. (United Kingdom)* 35, 709–718. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.846941>

Gutierrez, M.C., Martín, M.A., Pagans, E., Vera, L., Garcia-Olmo, J., Chica, A.F., 2015.

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

- Dynamic olfactometry and GC-TOFMS to monitor the efficiency of an industrial biofilter. *Sci. Total Environ.* 512–513, 572–581. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.074>
- Hamza, R., Hamoda, M.F., Elassar, M., 2022. Energy and reliability analysis of wastewater treatment plants in small communities in Ontario. *Water Sci. Technol.* 85, 1824–1839. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.093>
- Hauduc, H., Wadhawan, T., Takács, I., Johnson, B., Bott, C., Ward, M., 2019. Incorporating sulfur reactions and interactions with iron and phosphorus into a general plant-wide model. *Water Sci. Technol.* 79, 26–34. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.482>
- Hawko, C., Verrielle, M., Hucher, N., Crunaire, S., Leger, C., Locoge, N., Savary, G., 2021. A review of environmental odor quantification and qualification methods: The question of objectivity in sensory analysis. *Sci. Total Environ.* 795. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148862>
- Hungria, J., Siles, J.A., Chica, A.F., Gil, A., Martín, M.A., 2020. Anaerobic co-digestion of winery waste: comparative assessment of grape marc waste and lees derived from organic crops. *Environ. Technol. (United Kingdom)* 42, 3618–3626. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1737735>
- Hvitved-Jacobsen, T., 2001. *Sewer Processes: Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420012668>
- Iloms, E., Ololade, O.O., Ogola, H.J.O., Selvarajan, R., 2020. Investigating industrial effluent impact on municipal wastewater treatment plant in vaal, South Africa. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17, 1–18. <https://doi.org/10.3390/ijerph17031096>

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

- Jeon, E.C., Son, H.K., Sa, J.H., 2009. Emission characteristics and factors of selected odorous compounds at a wastewater treatment plant. *Sensors* 9, 311–329. <https://doi.org/10.3390/s90100311>
- Jiang, G., Melder, D., Keller, J., Yuan, Z., 2017. Odor emissions from domestic wastewater: A review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 47, 1581–1611. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1386952>
- Kar, S., Singh, R., Gurian, P.L., Hendricks, A., Kohl, P., McKelvey, S., Spatari, S., 2023. Life cycle assessment and techno-economic analysis of nitrogen recovery by ammonia air-stripping from wastewater treatment. *Sci. Total Environ.* 857, 159499. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159499>
- Kim, H., Lee, H., Choi, E., Choi, I., Shin, T., Im, H., Ahn, S., 2014. Characterization of odor emission from alternating aerobic and anoxic activated sludge systems using real-time total reduced sulfur analyzer. *Chemosphere* 117, 394–401. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.008>
- Kotajima, S., Koba, K., Ikeda, D., Terada, A., Isaka, K., Nishina, K., Kimura, Y., Makabe, A., Yano, M., Fujitani, H., Ushiki, N., Tsuneda, S., Yoh, M., 2020. Nitrogen and oxygen isotope signatures of nitrogen compounds during anammox in the laboratory and a wastewater treatment plant. *Microbes Environ.* 35, 1–11. <https://doi.org/10.1264/jsme2.ME20031>
- Lebrero, R., Bouchy, L., Stuetz, R., Muñoz, R., 2011. Odor assessment and management in wastewater treatment plants: A review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology.* <https://doi.org/10.1080/10643380903300000>
- Lee, L.C., Jemain, A.A., 2021. On overview of PCA application strategy in processing high dimensionality forensic data. *Microchem. J.* 169, 106608.

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

<https://doi.org/10.1016/j.microc.2021.106608>

Lehtinen, J., Giuliani, S., Zarra, T., Reiser, M., Naddeo, V., Kranert, M., Belgiorno, V., Romain, A.C., Nicolas, J., Sówka, I., Wang, K.Y., Kalogerakis, N., Lazaridis, M., 2012. Case Studies for Assessment, Control and Prediction of Odour Impact, in: *Odour Impact Assessment Handbook*. pp. 205–283. <https://doi.org/10.1002/9781118481264.ch8>

Lewkowska, P., Cieślik, B., Dymerski, T., Konieczka, P., Namieśnik, J., 2016. Characteristics of odors emitted from municipal wastewater treatment plant and methods for their identification and deodorization techniques. *Environ. Res.* 151, 573–586. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.08.030>

Li, J., Zou, K., Li, W., Wang, G., Yang, W., 2019. Olfactory characterization of typical odorous pollutants part I: Relationship between the hedonic tone and odor concentration. *Atmosphere (Basel)*. 10. <https://doi.org/10.3390/atmos10090524>

Libutti, A., Gatta, G., Gagliardi, A., Vergine, P., Pollice, A., Beneduce, L., Disciglio, G., Tarantino, E., 2018. Agro-industrial wastewater reuse for irrigation of a vegetable crop succession under Mediterranean conditions. *Agric. Water Manag.* 196, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.10.015>

López, J.C., Quijano, G., Souza, T.S.O., Estrada, J.M., Lebrero, R., Muñoz, R., 2013. Biotechnologies for greenhouse gases (CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, and CO<sub>2</sub>) abatement: State of the art and challenges. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 97, 2277–2303. <https://doi.org/10.1007/s00253-013-4734-z>

Ma, X., Zhang, T., Xie, Y., Tan, Q., 2022. A simulation-assessment-optimization approach towards energy self-sufficiency and carbon reduction in regional-scale sewage systems. *Resour. Conserv. Recycl.* 187, 106595.

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106595>

Márquez, P., Benítez, A., Caballero, Siles, J.A., Martín, M.A., 2021. Integral evaluation of granular activated carbon at four stages of a full-scale WWTP deodorization system. *Sci. Total Environ.* 754, 142237.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142237>

Márquez, P., Gutiérrez, M.C., Toledo, M., Alhama, J., Michán, C., Martín, M.A., 2022. Activated sludge process versus rotating biological contactors in WWTPs: Evaluating the influence of operation and sludge bacterial content on their odor impact. *Process Saf. Environ. Prot.* 160, 775–785.

<https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.02.071>

Padhi, S.K., Gokhale, S., 2014. Biological oxidation of gaseous VOCs - Rotating biological contactor a promising and eco-friendly technique. *J. Environ. Chem. Eng.* 2, 2085–2102. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.09.005>

Publication No. ES2283171 A1, 2007. Grupo de investigación RNM-271 Ingeniería química. Universidad de Córdoba. Patente de un Respirómetro automatizado en Fase Líquida, P2004-0290.

Ramalho, R.S., 1996. Tratamiento de Aguas Residuales, In: Reverte, S.A. (Ed.). Barcelona, Spain.

Reyes, J., Gutiérrez, M.C., Toledo, M., Vera, L., Sánchez, L., Siles, J.A., Martín, M.A., 2020. Environmental performance of an industrial bio filter : Relationship between photochemical oxidation and odorous impacts. *Environ. Res.* 183, 109168. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109168>

Riahi-madvar, H., Seifi, A., 2022. Potential Assessment of Water Harvesting From Local

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

Wastewater Treatment Plants ( Case Study : Rotating Biological Contactor , RBC )  
4, 210–216.

Rincón, C.A., De Guardia, A., Couvert, A., Soutrel, I., Guezal, S., Le Serrec, C., 2019. Odor generation patterns during different operational composting stages of anaerobically digested sewage sludge. *Waste Manag.* 95, 661–673. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.07.006>

Robledo-Mahón, T., Martín, M.A., Gutiérrez, M.C., Toledo, M., González, I., Aranda, E., Chica, A.F., Calvo, C., 2019. Sewage sludge composting under semi-permeable film at full-scale: Evaluation of odour emissions and relationships between microbiological activities and physico-chemical variables. *Environ. Res.* 177, 108624. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108624>

Royal Decree 509/1996 of 15 March, 1996. Establishing the standards applicable to the treatment of urban wastewater 12038–12041.

Sanchez, C., Couvert, A., Laplanche, A., Renner, C., 2006. New compact scrubber for odour removal in wastewater treatment plants. *Water Sci. Technol.* 54, 45–52. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.862>

Santos, L.M. dos, Simões, M.L., de Melo, W.J., Martin-Neto, L., Pereira-Filho, E.R., 2010. Application of chemometric methods in the evaluation of chemical and spectroscopic data on organic matter from Oxisols in sewage sludge applications. *Geoderma* 155, 121–127. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.12.006>

Shi, Y., Yang, J., Liang, S., Yu, W., Xiao, J., Song, J., Xu, X., Li, Y., Yang, C., Wu, X., Hu, J., Liu, B., Hou, H., 2016. Principal component analysis on sewage sludge characteristics and its implication to dewatering performance with Fe<sup>2+</sup>/persulfate-skeleton builder conditioning. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 13, 2283–2292.

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

<https://doi.org/10.1007/s13762-016-1064-6>

Sivret, E.C., Wang, B., Parcsi, G., Stuetz, R.M., 2016. Prioritisation of odorants emitted from sewers using odour activity values. *Water Res.* 88, 308–321.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.10.020>

Stellacci, P., Liberti, L., Notarnicola, M., Haas, C.N., 2010. Hygienic sustainability of site location of wastewater treatment plants. A case study. I. Estimating odour emission impact. *Desalination* 253, 51–56.

<https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.11.034>

Suffet, I.H., Burlingame, G.A., Rosenfeld, P.E., Bruchet, A., 2004. The value of an odor-quality-wheel classification scheme for wastewater treatment plants. *Water Sci. Technol.* 50, 25–32. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0211>

Taha, M., Al-Sa'ed, R., 2017. Potential application of renewable energy sources at urban wastewater treatment facilities in Palestine – three case studies. *Desalin. Water Treat.* 94, 64–71. <https://doi.org/10.5004/dwt.2017.21591>

Toledo, M., Márquez, P., Siles, J.A., Chica, A.F., Martín, M.A., 2019. Co-composting of sewage sludge and eggplant waste at full scale: Feasibility study to valorize eggplant waste and minimize the odoriferous impact of sewage sludge. *J. Environ. Manage.* 247, 205–213. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.076>

Toledo, M., Siles, J.A., Gutiérrez, M.C., Martín, M.A., 2018. Monitoring of the composting process of different agroindustrial waste : Influence of the operational variables on the odorous impact. *Waste Manag.* <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.042>

Urriza-Arsuaga, I., Bedoya, M., Orellana, G., 2019. Unprecedented Reversible Real-

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

Time Luminescent Sensing of H<sub>2</sub>S in the Gas Phase. *Anal. Chem.* 91, 2231–2238.  
<https://doi.org/10.1021/acs.analchem.8b04811>

US Department of Agriculture and the US Composting Council, 2002. Test Methods for the examination of Composting and Compost (TMECC). Edaphos International, Houston, TX.

Van Fan, Y., Klemeš, J.J., Lee, C.T., Tan, R.R., 2021. Demographic and socio-economic factors including sustainability related indexes in waste generation and recovery. *Energy Sources, Part A Recover. Util. Environ. Eff.* 00, 1–14.  
<https://doi.org/10.1080/15567036.2021.1974610>

VDI-Guideline 3880, 2011. Olfactometry – Static Sampling. Beuth Verlag GmbH, Berlin, p.10772.

Vouk, D., Nakic, D., Bubalo, A., Bolanca, T., 2022. Environmental Aspects in Selecting Optimum Variant of Sewage Sludge Management. *Environ. Eng. Manag. J.* 21, 443–456.

Zhang, X., Ye, P., Wu, Y., 2022. Enhanced technology for sewage sludge advanced dewatering from an engineering practice perspective: A review. *J. Environ. Manage.* 321, 115938. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115938>

Zhou, P., Lu, C., Lin, Z., 1987. Tensor principal component analysis. *Tensors Data Process. Theory, Methods, Appl.* 2, 153–213. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824447-0.00012-1>

Zwain, H.M., Nile, B.K., Faris, A.M., Vakili, M., Dahlan, I., 2020. Modelling of hydrogen sulfide fate and emissions in extended aeration sewage treatment plant using TOXCHEM simulations. *Sci. Rep.* 10, 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-79395-8>





*Resultados y discusión/Results and discussion*

*BLOQUE II*

*EVALUACIÓN OLFATOMÉTRICA DE TECNOLOGÍAS EXTENSIVAS EN EL  
COMPLEJO CENTA, SEVILLA (SPAIN).*

*SECTION II*

*OLFACTOMETRIC EVALUATION OF EXTENSIVE TECHNOLOGIES IN  
CENTA, SEVILLE (SPAIN)*



***II. Resumen del bloque: Evaluación olfatométrica de tecnologías extensivas en el complejo CENTA, Sevilla (Spain).***

En este estudio se ha evaluado la EDAR de Carrión de los Céspedes, en Sevilla, gestionada por la Fundación CENTA. Esta planta presta servicio a una pequeña población, siendo destacable que en España actualmente hay más de 5.000 municipios con menos de 2.000 habitantes. En muchos casos, la sostenibilidad económica del tratamiento de las aguas residuales en pequeños municipios obliga a construir plantas de tratamiento que incorporan tratamientos biológicos extensivos gestionados con un menor costo por habitante del municipio al que dan servicio. Esta EDAR aplica numerosas tecnologías biológicas extensivas, dispuestas en serie/paralelo, siendo un centro de referencia a nivel mundial.

En este trabajo se han analizado las variables fisicoquímicas del agua residual y operacionales de la planta en diversos tratamientos biológicos extensivos y su contaminación atmosférica, en términos de emisión de olor, producida durante la depuración. Así, las tecnologías extensivas de CENTA, cuando se disponen en una configuración en serie/paralelo, logran una alta eficiencia en la eliminación de materia orgánica, cumpliendo con los límites de descarga establecidos por la legislación vigente.

La conocida técnica de olfatometría dinámica, tecnología de cuantificación de olor estandarizada, ha permitido obtener resultados en términos de concentración de olor y, una vez conocidas las superficies de emisión, volumen de tratamiento y tiempo de retención hidráulico (TRH) -variables muy características de las tecnologías extensivas-, las tasas de emisión odoríferas. En este contexto, los puntos con mayor concentración de olor fueron la laguna anaeróbica, la fosa séptica y la arqueta entrada, con valores de

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

60.097, 27.554 y 15.024 ouE/m<sup>3</sup>, respectivamente. En paralelo, se calculó la tasa de emisión de olor (OER), siendo la fosa séptica, la laguna anaeróbica anteriormente citada y la laguna facultativa las que presentaron valores más altos (112.645, 6.250 y 661 ouE/s, respectivamente). Es, por tanto, que las condiciones con ausencia o defecto de oxígeno respecto a la materia orgánica presente las que favorecen la emisión de compuestos malolientes con un umbral de percepción bajo.

Como novedad, se ha introducido el índice de generación de olor (OGI), que relaciona la tasa de emisión de olor generado en el tratamiento de aguas residuales en función de la materia orgánica eliminada (OGI<sub>C</sub>), así como la eliminación conjunta de materia orgánica y nitrógeno (OGI<sub>CN</sub>) en una operación determinada. Individualmente, las tecnologías con los valores más altos en OGI<sub>C</sub> fueron el humedal de flujo libre, la laguna anaerobia I y la fosa séptica (232.000, 147.500 y 18550 ouE/g O<sub>2</sub>, respectivamente). Sin embargo, en conjunto, la línea formada por los sistemas de lagunaje tuvo un valor de 28.000 ouE/g, seguida del sistema de fosa séptica con un valor de 5.822 ouE/g O<sub>2</sub>. Por otra parte, el indicador OGI<sub>CN</sub> presenta los valores más elevados para la laguna anaerobia I, humedal de flujo libre y humedal de grava con valores de 105.450, 74.000 y 11.560 ouE/g, respectivamente.

Finalmente, se ha llevado a cabo un estudio multivariante de ACP, que explicó un total del 60,29% de la varianza, confirmando la existencia de grupos claramente definidos como pretratamientos, tratamientos anaeróbicos extensivos, tratamientos aeróbicos extensivos y fangos activados con aireación prolongada cuando se incluyen las características del agua, variables de operación como el TRH y el olor emitido.

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

Section 2 Summary: Olfactometric evaluation of extensive technologies in complex CENTA, Seville (Spain).

This segment of the study focused on the evaluation of the Carrión de los Céspedes WWTP in Sevilla, managed by the CENTA Foundation. The plant serves a small population, highlighting the fact that there are currently more than 5000 municipalities in Spain with fewer than 2000 inhabitants. In many cases, the economic sustainability of wastewater treatment in small municipalities requires the construction of treatment plants that incorporate extensive biological treatments, managed at a lower cost per resident.

The Carrión de los Céspedes WWTP uses various extensive biological technologies arranged in series/parallel configurations, making it a global reference center. The study analyzed physicochemical variables of wastewater, operational aspects of the plant in different extensive biological treatments, and atmospheric contamination in terms of odor emissions during the purification process.

The extensive technologies at CENTA, when configured in series/parallel, achieved high efficiency in organic matter removal, complying with discharge limits set by current legislation.

Dynamic olfactometry, a standardized odor quantification technique, was used to obtain results in terms of odor concentration. Once emission surfaces, treatment volume, and hydraulic retention time (HRT) were known—characteristic variables of extensive technologies—odor emission rates were calculated.

In this context, the points with the highest emitted odor concentration were the anaerobic lagoon, the septic tank, and the inlet box, with values of 60,097; 27,554, and 15,024  $\text{ou}_E/\text{m}^3$ , respectively. Additionally, the OER values were calculated, with the septic tank, previously mentioned anaerobic lagoon, and facultative lagoon having the highest values

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

(112,645; 6250, and 661 ou<sub>E</sub>/s, respectively). Hence, conditions with oxygen absence or deficiency in relation to the present organic matter favored the emission of malodorous compounds with a low perception threshold.

As a novelty, the odor generation index (OGI) has been introduced, which relates the emission rate of odor generated in wastewater treatment based on the organic matter removed (OGI<sub>C</sub>) and organic matter and nitrogen simultaneously removed (OGI<sub>CN</sub>) in each operation. Individually, the technologies with the highest OGI<sub>C</sub> values were the free-flow wetland, the anaerobic lagoon I and the septic tank (232,000; 147,500 and 18,550 ou<sub>E</sub>/g O<sub>2</sub>, respectively). However, as a whole, the line formed by the lagoon systems had a value of 28,000 ou<sub>E</sub>/g, followed by the septic tank system with a value of 5822 ou<sub>E</sub>/g O<sub>2</sub>. On the other hand, the OGI<sub>CN</sub> indicator presents the highest values for anaerobic lagoon I, free-flow wetland and gravel wetland with values of 105,450; 74.000 and 11,560 ou<sub>E</sub>/g, respectively.

Finally, a multivariate analysis of Principal Component Analysis (PCA) was conducted, explaining a total of 60.29% of the studied variance. It confirmed the existence of clearly defined groups such as pretreatments, extensive anaerobic treatments, extensive aerobic treatments, and extended aeration activated sludge when considering water characteristics, operational variables like HRT, and emitted odor.

*Odoriferous evaluation of extensive technologies in small WWTPs*

Ruiz, A.<sup>1</sup>, Martín, M.A.<sup>1</sup>, Gutiérrez, M.C.<sup>1</sup>, Márquez, P.<sup>1</sup>, Toledo, M.<sup>1</sup>, Salas, J.J.<sup>2</sup>,  
Siles, J.A.<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Department of Inorganic Chemistry and Chemical Engineering, Area of Chemical Engineering, Universidad de Córdoba. Instituto Químico para la Energía y el Medioambiente (IQUEMA). Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario (ceiA3). Campus Universitario de Rabanales (N-IV, km 396), building Marie Curie (C3) – 14071. Córdoba, Spain. <sup>2</sup> Fundación Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA). A-49, km 28 - 41820 – Carrión de los Céspedes (Sevilla, Spain)

\* Corresponding author: a92siloj@uco.es

**Abstract**

Currently, in Spain there are more than 5000 municipalities with less than 2000 inhabitants. In many cases, the lack of economic capital forces the construction of treatment plants that incorporate extensive techniques. The wastewater treatment plant (WWTP) managed by the CENTA Foundation serves the municipality of Carrión de los Céspedes (Seville, Spain) through a wide range of extensive technologies. In this study it has been possible to evaluate the efficacy of numerous extensive treatments, and the odorous contamination produced through dynamic olfactometry, in relation with the characteristics of the influent and effluent wastewater. Comparatively, the most significant odour emission rates (OER) were found to derive from anaerobic lagoons (ALI and ALII), a facultative lagoon (FL) and a septic tank (ST), with values as high as 6250 and 213, 663 and 230  $\text{o}_{\text{uE}}/\text{s}$ , respectively. As a novelty, odour generation indexes  $\text{OGI}_{\text{C}}$  and  $\text{OGI}_{\text{CN}}$  were defined as the ratio that relates OER generated in the treatment of wastewater with the main pollutants removed (chemical oxygen demand ( $\text{COD}_{\text{T}}$ ) and total Kjeldahl nitrogen (N-TKN)).  $\text{O.G.I.}_{\text{C}}$  reached the highest individual values in free



## *Resultados y discusión/Results and discussion*

flow wetlands (FFW) and ALI (232,010 and 147,500  $\text{ouE/g O}_2$ , respectively), while the order is reversed in both technologies if nitrogen removal is included in the indicator  $(\text{O.G.I.})_{\text{CN}}$ . Meanwhile, the technologies implemented in CENTA met wastewater COD discharge thresholds collectively, with the highest odour impact being produced by lagooning (24,800  $\text{ouE/g O}_2$ ). ST as secondary treatment or wetland systems led to similar odoriferous impact ( $\sim 5000 \text{ ouE/g O}_2$ ). A chemometric analysis carried out through two-dimensional principal components analysis (PCA) explained a total of 60.29% of the total variance and allowed grouping the technologies under study as pretreatments, extensive anaerobic treatments, extensive aerobic treatments and extended aeration activated sludge (used as reference intensive treatment).

**Keywords:** Dynamic olfactometry; extensive wastewater treatment; odour generation index (OGI); small urban WWTP; chemometric analysis.

### **1. Introduction**

According to the most recent studies of World Health Organization (WHO), it is estimated that around 1.8 million cubic meters of wastewater are generated per second worldwide. It is noteworthy that a significant portion of wastewater is not properly treated and ends up contaminating natural bodies, leading to negative effects on the environment (WHO, 2020). Wastewater treatment plants (WWTPs) are man-made constructions designed to remove pollutants from wastewater, often trying to imitate the biological degradation processes that occur in an aquatic ecosystems, but in a more intense manner (Martin and Vanrolleghem, 2014). Rapid demographic and urban growth have led to an increase in the generation of wastewater in such a manner that the disrupted performance of WWTPs needs to be improved by increasing the resilience of their facilities. Resilience is devised using a multi-criteria decision-making framework attain a budget allocation proposition (Karamouz et al., 2023). In general, the influent flowrates fluctuate frequently

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

(seasonality and/or daily) and the operations of a large number of WWTPs reported difficulties related to instability in the influent load (Zhang et al., 2021). Wastewater is usually contaminated by different activities, leading to effluents that can be classified as urban or industrial wastewater. Contributions of industrial wastewater to urban wastewater usually give rise to effluents containing a mixture of pollutants such as organic matter, nitrogen, phosphorus, heavy metals, drugs and household products, which can be bioaccumulated on food chains of aquatic ecosystems (Arlos et al., 2023; Valdés et al., 2023). The function of WWTPs is to remove pollutants so that discharges comply with different standards and regulations that are becoming markedly restrictive (Padrón-Páez et al., 2020). But the types of activity carried out in WWTPs plants is frequently rejected by the surrounding population. Although they are usually built outside residential areas, there are numerous social problems due to the emission of bad odours. Consequently, the correct integration of WWTPs in the environment must be also considered, for example in terms of visual and odoriferous impacts (Huh et al., 2020). Bad odours derived from wastewater treatment might be annoying and a potential risk to human health. Prolonged exposure to them could cause asthma, atopic dermatitis and neurological damage, among others (Piccardo et al., 2022). Consequently, the implementation of odour regulations and control procedures to ensure comfort and quality of life is required.

Dimensions and technological systems implanted in a WWTP depend fundamentally on the wastewater to be purified. Additionally, the available surface, energy expenditure and the number of equivalent-inhabitants (e.i.) are also essential factors (Lebrero et al., 2011). The e.i. concept is defined as a unit of measurement for the organic load generated by an agglomeration, quantified as the pollution produced by an individual per day, normally estimated at 60 g BOD<sub>5</sub>/day (Risch et al., 2011). According to the National Statistics

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

Institute of Spain (INE, 2023), there are 8131 municipalities in Spain, of which 4378 have less than 2000 inhabitants. Since 2006, urban agglomerations with less than 2000 e.i. that discharge into continental waters or estuaries and have a sanitation network have been obliged to implement an adequate treatment (European Directive 91/271/CEE, 1991; Royal Decree 11/1995). Such small towns are a challenge, as not all of them have WWTP installed, and the variations in organic load and influent flowrate are usually markedly pronounced. Therefore, they must be correctly remodelled to comply with the regulations (de Miguel, 2010; Moussavi et al., 2021), with the implementation of environmentally-friendly extensive systems being promoted (Maktabifard et al., 2023).

Environmental sustainability and circular economy through the reduction of energy requirement, the extraction of nutrients from wastewater and reusing water for agriculture are some important challenges in wastewater treatment (Neczaj and Grosser, 2018). In fact, extensive technologies might play an important role in wastewater treatment in small populations, as solution to reduce the consumption of fossil fuels (Maquet, 2020; Puyol et al., 2017). Technologies including lagooning, wetlands and peat filters are among extensive secondary treatments (Lemos, 2013). In rural areas where there is land availability extensive technologies such as vegetated land treatment, constructed wetlands, stabilization ponds and lagoons are attracting interest (Al-Hashimi and Hussain, 2013; Godini et al., 2021; Yildirim and Topkaya, 2012). They are usually built taking advantage of topographical characteristics of the land, so that water flows through the action of gravity with minimal electrical input (Molinos-Senante et al., 2013). However, microbial metabolism reactions take place at a natural rate, the efficiencies of pollutant removal are not as high as in intensive technologies, and there is the possibility of a lower removal due to clogging of the systems (de Miguel, 2010). It is worth noting that in terms of odorous impact, lagooning can emit the most unpleasant odour when there are

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

anaerobic conditions with H<sub>2</sub>S production (Zhang et al., 2013). But scientific literature on the evaluation of odour derived from extensive biological treatments is very scarce. Jiang et al. (2017) described briefly odour emissions derived from lagoon systems, while Molinos-Senante et al. (2013) evaluated 61 WWTPs with less than 2,000 e.i. from Valencia and Catalonia (Spain). The study included activated sludge, rotating biological contactors, trickling filters, lagoons and wetlands, among others. But they focused mainly on evaluating removal efficiencies of suspended solids, COD<sub>T</sub>, nitrogen and phosphorus, with scarce comparison on odour emissions derived from different technologies. Olfactometric studies carried out on intensive treatments of urban wastewater include extended aeration activated sludge and rotating biological contactors (Alygizakis et al., 2020; Hassard et al., 2015; Jafarinejad, 2017; Ma, 2017; Márquez et al., 2022; Martin and Vanrolleghem, 2014). Families of volatile organic compounds, sulphurous and nitrogenous compounds with very low detection limits have been reported (Dincer and Muezzinoglu, 2008; Fan et al., 2020; Jeon et al., 2009; Lewkowska et al., 2016; Márquez et al., 2022; Rybarczyk et al., 2019). The quantification of such odorous compounds can be done through different techniques, including gas chromatography coupled to mass spectrometry, olfactometry and e-Nose (Demets et al., 2020). However, the lack of information on odours for extensive type technologies in WWTP has raised recent interest in the topic.

The main purpose of this research study focuses on the evaluation and comparison of the olfactory impact derived from a wide range of small-sized WWTPs (< 2000 e.i.) used for the treatment of the same urban wastewater. Among others, special attention has been given to extensive biological technologies such as wetlands or lagooning systems. As a novelty, an odour generation indicator (OGI) has been defined, which considers the odour emission rate generated in water purification as a function of the removal of important

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

pollutants such as organic matter and nitrogen. Additionally, a multivariate statistical analysis of the data was conducted to find a general relationship among physicochemical, olfactometric, and operational variables of the WWTPs, which might help detecting the main causes of odour generation in extensive wastewater treatment and make informative groupings.

### **2. Materials and methods**

#### *2.1. Description of the WWTP*

CENTA Foundation (the Spanish acronym refers to Centre for New Technologies of Water) is located at Carrión de los Céspedes (37°22'N 6°19'W) (Seville, Spain). This WWTP treat urban wastewater derived from a small population (< 2000 e.i.) by incorporating different and singular purification processes. Specifically, the following technologies are included in the WWTP (alphabetical order): activated sludge (AS), anaerobic lagoon I (ALI), anaerobic lagoon II (ALII), bio-electrogenic wetland (BW), desander (D), facultative lagoon (FL), free flow wetland (FFW), gravel wetland (GW), gravel planted wetland (GPW), homogenization tank (HT), Imhoff tank (IMH), inlet box (I), maturation lagoon (ML), raceway of algae and bacteria (RAB), and septic tank (ST). Figure 1(A) shows the flow diagram of the WWTP under study and the different paths that the wastewater follows for treatment. Such configuration allows studying the treatment of the same wastewater through separate steps and techniques and comparing pollutants removal yields. Wastewater that arrives in the plant head box is of domestic origin, with an inlet flow rate of 10.3 m<sup>3</sup>/h. After being subjected to pretreatment, which includes sand removal and degreasing, 0.2 m<sup>3</sup>/h of wastewater is sent to a ST, while the remaining 10.1 m<sup>3</sup>/h is distributed through a HT to the rest of the series-parallel water treatment devices. Finally, 10.3 m<sup>3</sup>/h of treated wastewater and <1% m<sup>3</sup>/h of sludge are obtained.

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

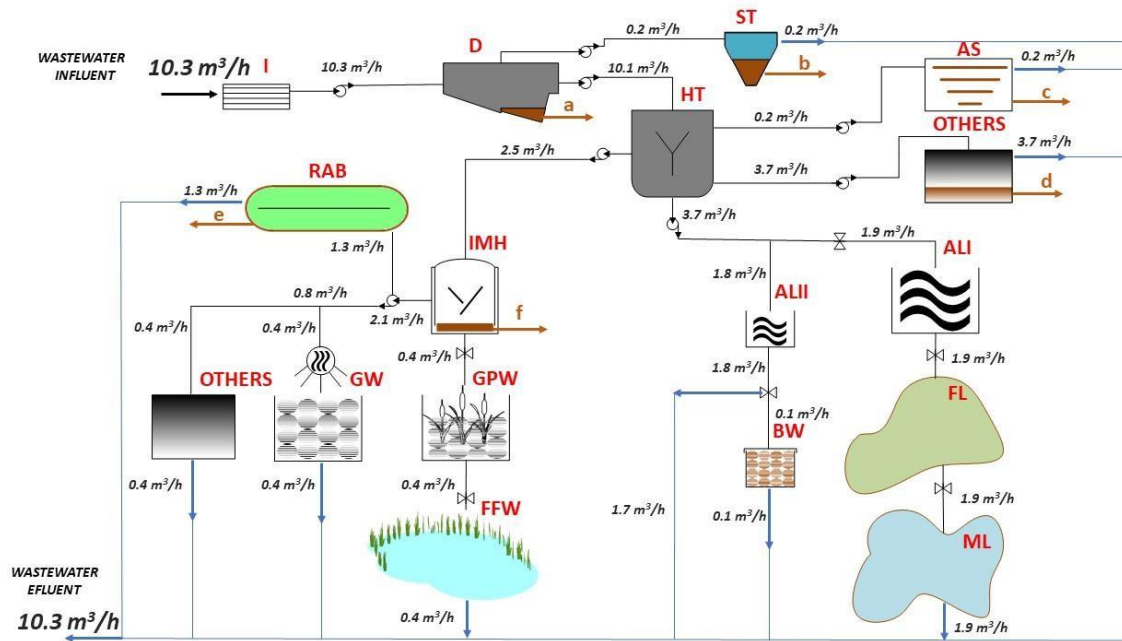


Figure 1. A) Flowchart of CENTA-WWTP.

The I unit is an underground structure that receives wastewater entering the plant from sewer networks and pumping systems. It regulates the inflow to the treatment plant and separates solids and floatable particles (Amjad et al., 2019). D unit is a structure that allows slow flow of wastewater and facilitates settling of solids and sand, while oils and fats can be removed at the surface (Molinos-Senante, 2012). HT, also known as an equalization basin, is a system that stores wastewater for a limited time, providing uniform mixing before subsequent treatment (Murla et al., 2016). In addition, IMH is a component used in some WWTPs that combines a sedimentation and digestion. The heaviest solids settle at the bottom where decomposition and bacterial action occurs and reduces organic load (Salas et al., 2011), while clearer liquid separates at the top. On the other hand, ST are similar in construction and operation to IMH; they are primary treatment units frequently used in urban WWTPs. ST consist of underground tanks where separation and decomposition of solids and liquids in the wastewater occur. Solids settle at the bottom of the ST, while clarified liquids overflow and proceed to subsequent

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

treatment stages. For this reason, ST can help reduce organic load and solids before the wastewater undergoes more advanced treatment processes (Rodrigues-Mesquita et al., 2021). Wetlands (Ws) in WWTPs are natural or constructed systems that use aquatic plants and microorganisms to treat wastewater. Ws act as effective biological filters, removing pollutants and improving water quality (Long et al., 2022). Furthermore, lagooning systems utilise natural or artificial ponds or lagoons for wastewater treatment by natural processes of decomposition and purification. Lagoons can be anaerobic, aerobic, or facultative, depending on the presence of oxygen. Accordingly, the depth of the lagoons decreases from the anaerobic lagoon to the aerobic lagoon to guarantee the concentration of dissolved oxygen and promote sanitation based on solar radiation. Therefore, lagooning systems are economical and low-maintenance methods for wastewater treatment that can be used in both urban and rural areas depending on land availability, among other factors (Malovanyy et al., 2018). Lastly, suspended microbial cultures in WWTPs are additional systems that use microorganisms to remove pollutants from wastewater (i.e., RAB and AS). Microorganisms are cultivated in a liquid or semi-solid medium, suspended in the wastewater. Such suspended growth cultures are efficient in removing organic matter, nutrients, and toxic pollutants, thus contributing to the purification of water before being discharged into the environment. Moreover, the suspended growth approach allows wider control and optimization of the treatment processes (Huang et al., 2022).

Figure 1(B) shows an aerial view of CENTA. The above-mentioned points were sampled on the dates indicated in the figure legend. Specifically, Table 1 presents a total of fifteen points evaluated at CENTA, along with the acronym used and their characteristics: as hydraulic residence time (HRT, h), emitting surface area (m<sup>2</sup>), and technology type. As can be seen, pretreatments including I and D, along with GW, GPW and BW, operates

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

under low HRT (0.1, 1.5, 0.4, 1.0, and 0.3 hours, respectively). These are basic unit operations or extensive technologies in which wastewater flows through gravel, plant or sand filters. As expected, extensive biological systems, which simulate natural processes, require long HRT to remove pollutants, reaching values as high as 107 h and 115 h in ALI and ALII, respectively. The highest HRT value is achieved in FL (approximately 1850 h), while it is lower in ML (over 200 h), FFW (<170 h), and RAB (100 h). Finally, intensive processes such as AS with prolonged aeration require a relatively lower HRT (<52 h), as oxygen supply through membrane diffusers favours degradation of organic matter. Moreover, HT and ST, considered as pre-treatment technologies, have relatively low HRTs, 1.2 and 23.8 hours, respectively.



*Figure 1.B) Aerial view of CENTA-WWTP with different colour sampling points grouped according to the sampling date. Obtained from Google Earth, coordinates:*

*37°22'05\"N 6°19'46\"O.*



## *Resultados y discusión/Results and discussion*

**Table 1.** Characteristics of the sampled points of CENTA-WWTP under study.

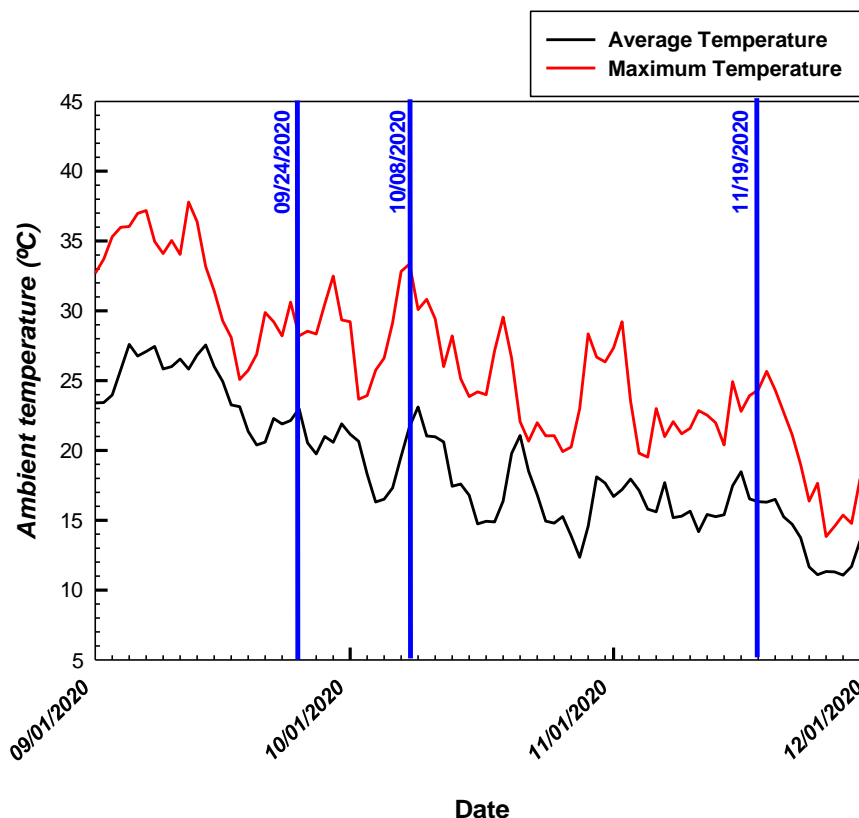
<b>Sampled point</b>	<b>Acronym</b>	<b>HRT (h)</b>	<b>Emission surface (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Technology</b>
Activated sludge	AS	51.4	5.0	Intensive
Anaerobic lagoon I	ALI	107.4	50.0	Extensive
Anaerobic lagoon II	ALII	115.2	25.0	Extensive
Bio-electrogenic wetland	BW	0.3	6.1	Extensive
Desander	D	1.5	5.5	Pre-treatment
Facultative lagoon	FL	1866.7	2700.0	Extensive
Free flow wetland	FFW	168.0	240.0	Extensive
Gravel + plant wetland	GPW	1.0	161.2	Extensive
Gravel wetland	GW	0.4	141.1	Extensive
Homogenization tank	HT	1.2	22.0	Pre-treatment
Imhoff tank	IMH	25.6	16.0	Pre-treatment
Inlet	I	0.1	1.0	Pre-treatment
Maduration lagoon	ML	213.0	600.0	Extensive
Raceway (algae + bacteria)	RAB	100.8	400.0	Extensive
Septic tank	ST	23.8	4.0	Pre-treatment

### *2.2. Sampling conditions*

Liquid and gaseous were taken during the year 2020 in three different campaigns: 23<sup>rd</sup> September, 8<sup>th</sup> October and 19<sup>th</sup> November. The variation in temperature during the sampling period is shown in Supplementary Figure A. The maximum temperature of each sampling day is presented in red, while the black line represents the daily average temperature (blue vertical lines indicate sampling days). The average temperatures for the first and second sampling were similar, while for the last one temperature was slightly lower. Odor sampling was carried out following VDI-Guideline 3880 (2011). Odour samples were taken with two devices manufactured by Olfasense GmbH. The first one is a parallelepiped steel hood, with 1m<sup>2</sup> of area (A) and 2.08·10<sup>3</sup> m<sup>3</sup>/s of gas air flow (Q<sub>air</sub>), operated by two internal fans that promote the homogenization of the air aspirated for 30

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

min. One fan brings air inside, passing firstly through an activated carbon filter to eliminate possible unpleasant odorous compounds that might interfere. The second fan homogenizes the air and send it to a hole prepared to sample extraction through a gas sample collector. The gas sample collector is a vacuum pump (model CSD30) connected to 10 L-Nalophan bags.



*Supplementary Figure A. Ambient temperature (average and maximum) from September to December (2020) (AEMET, accessed 10 August 2023).*

### **2.3. Dynamic olfactometry**

European Standard EN-13725 (2003) was followed to characterise the odorous samples. A T08 olfactometer manufactured by Olfasense GmbH was used to carry out a dynamic olfactometry study. The device allows determining the odour concentration (OC) in a sample, expressed as odour European units by volume ( $\text{ou}_E/\text{m}^3$ ), based on the “Yes/No”

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

method. This type of study requires 4 expert panellists calibrated previously with n-butanol at 60-ppm. The samples contained in the above-mentioned Nalophan bags were analysed before 12 h in a dynamic olfactometry laboratory at 25 °C room temperature and 1 atm. OC was calculated using the geometric mean of the detection limit (threshold) values of the panellists, multiplied by the dilution step factor applied by the olfactometer. In addition, equation [1] was used to determine the specific odour emission rate (SOER,  $ou_E/m^2 \cdot s$ ) considering the OC values,  $Q_{air}$  as the gas airflow circulating through the hood used to take the gaseous samples ( $2.08 \cdot 10^{-3} m^3/s$ ), and A as the surface under the sampling hood ( $1 m^2$ ):

$$(SOER, ou_E/m^2 \cdot s) = (OC \cdot Q_{air}) / A \quad [1]$$

On the other hand, the odour emission rate (OER,  $ou_E/s$ ) was calculated following the equation [2]:

$$OER (ou_E/s) = OC \cdot Q_{air} \cdot (A_T/A) \quad [2]$$

where  $A_T$  is the surface of each sampled technology ( $m^2$ ).

Two odour indicators were also defined by the authors as the ratio between OER and the efficacy in organic matter removal ( $OGI_C$ , Eq. 3) or related to the joint organic matter and nitrogen removal ( $OGI_{CN}$ , Eq. 4). Removed organic matter was quantified through the total chemical oxygen demand ( $COD_T$ ,  $g O_2/s$ ), while nitrogen removal was determined in terms of total Kjeldahl nitrogen (N-TKN,  $g/s$ ):

$$OGI_C (ou_E/g O_2) = OER / COD_{T, removed} \quad [3]$$

$$OGI_{CN} (ou_E/g) = OER / (COD_T + N-TKN)_{removed} \quad [4]$$

### *2.4. Analytical methods*

## ***Resultados y discusión/Results and discussion***

The following physico-chemical variables were determined in the liquid samples using the methodology suggested by APHA (2023): pH, conductivity (Cond,  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), total alkalinity ( $\text{ALK}_T$ ,  $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ ), partial alkalinity (Alk,  $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ ), volatile acidity (VA,  $\text{mg CH}_3\text{COOH}/\text{L}$ ), total Kjeldahl nitrogen (N-TKN,  $\text{mg}/\text{L}$ ), ammoniacal nitrogen ( $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{mg}/\text{L}$ ), total solids (TS), fixed solids (FS) and volatile solids (VS,  $\text{mg}/\text{L}$ ), total suspended solids (TSS,  $\text{mg}/\text{L}$ ), fixed suspended solids (FSS,  $\text{mg}/\text{L}$ ) and volatile suspended solid (VSS) ( $\text{mg}/\text{L}$ ), total soluble phosphorus ( $\text{P}_T$ ,  $\text{mg Phosphorus}/\text{L}$ ), chemical oxygen demand ( $\text{COD}_T$ ,  $\text{mg O}_2/\text{L}$ ), soluble chemical oxygen demand ( $\text{COD}_S$ ,  $\text{mg O}_2/\text{L}$ ). Soluble total organic carbon ( $\text{C}_{\text{TOC}}$ ,  $\text{mg}/\text{L}$ ), soluble inorganic carbon ( $\text{C}_{\text{IC}}$ ,  $\text{mg}/\text{L}$ ), soluble total carbon ( $\text{C}_{\text{TC}}$ ,  $\text{mg}/\text{L}$ ) and soluble total nitrogen ( $\text{TN}_S$ ,  $\text{mg}/\text{L}$ ) were also determined in a Shimadzu TOC-VCSH analyser.

### ***2.5. Statistical analysis***

Principal Component Analysis (PCA) is an unsupervised linear statistical tool that allows reducing complex dimensions data into simpler ones. The aim of this technique is to simplify a large variable data set (in this case physico-chemical variables from wastewater and odour emissions involved in the treatment) into new orthogonal variables known as principal components (PC). PC are linear combinations of the original data that do not have correlation between them and explain as much information as possible considering the variance. Authors as Toledo et al. (2017) have used this statistical tool in studies related with waste products and their odor generation, satisfactorily. Therefore, PCA enables finding patterns in the original data set. In this study, PCA was used to represent the data set in two-dimensional plots ( $\text{PC}_2$  versus  $\text{PC}_1$ ) and to distinguish trends in scores (variables) and loading (cases) plots, grouping the different types of treatment carried out in CENTA-WWTP as a function of the characteristics of the sampled points (physico-chemical, operational and odour variables).

### **2.6. Software**

PCA multivariant statistical analysis was carried out using the software STATITISCA (version 8). Microsoft Excel was also used to treat data, whereas SigmaPlot (version 11) was utilised to represent graphs. The view of CENTA-WWTP was taken from Google Earth Pro.

## **3. Results and discussion**

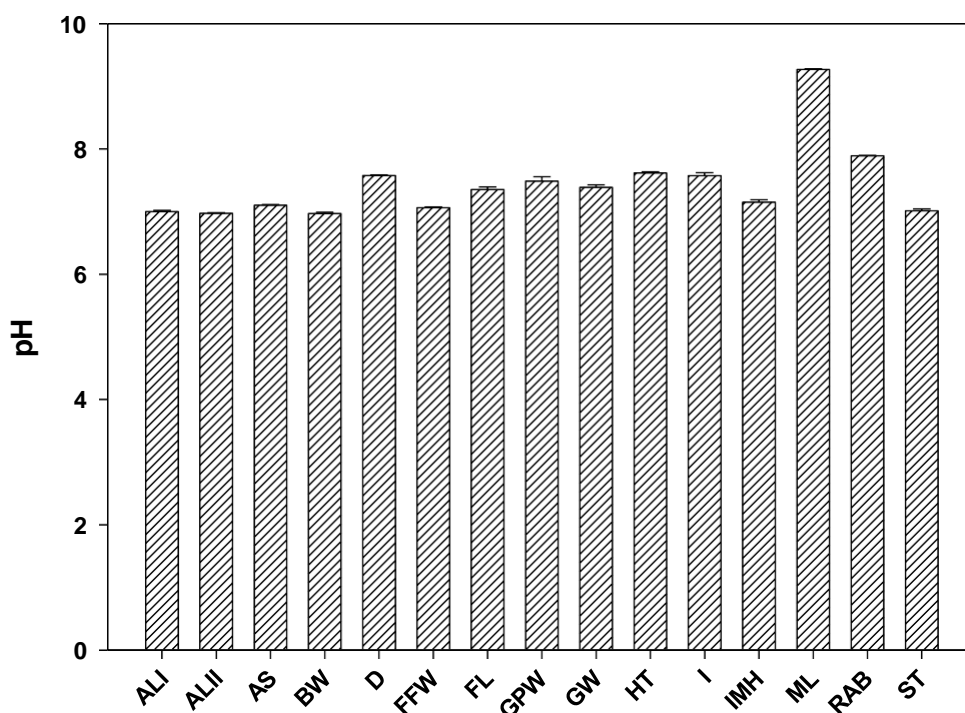
### **3.1. Overall evaluation of physico-chemical variables**

A wide range of physico-chemical variables were monitored in wastewater and effluents of each operation evaluated in CENTA-WWTP. The main results are summarised in Tables A and B (Supplementary material). In this case, since it concerns urban wastewater from a small population, the average values were within the normal range according to the existing literature. The most representative values of COD<sub>T</sub>, TSS, N-TKN, and P<sub>T</sub> in the influent wastewater studied were found to be  $720 \pm 10$ ,  $238 \pm 3$ ,  $279 \pm 5$ , and  $13 \pm 1$  mg/L, respectively. A study of the influent from a small-sized WWTP carried out by Zhang et al. (2020) reported values of 800, 400, 600, and 15 mg/L, respectively, for the aforementioned variables, which are in the same order of magnitude.

It is worth noting that pH is a very important variable to consider in wastewater treatment. Variations in pH can compromise plant operations and promote the emission of VOCs (acidic pH) or ammonia (basic pH). Authors such as Xu et al. (2022) highlight the importance of controlling this parameter due to the effect it can have on the biological reactor. Typically, raw wastewater has a neutral pH (pH = 7), although it can vary between 6 and 8 (Sarai, 2005). Figure 2.A shows the pH values observed at the different points evaluated in CENTA-WWTP. Systems with predominance of anaerobic conditions such as ST, BW, FFW, ALI, ALII, and IMH showed pH values around 7 ( $7.01 \pm 0.01$ ,

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

$6.97 \pm 0.02$ ,  $7.06 \pm 0.01$ ,  $7.00 \pm 0.02$ ,  $6.97 \pm 0.01$  and  $7.15 \pm 0.01$ , respectively). Such conditions may favour the formation of sulphurous gases (i.e.,  $H_2S$ ) at wider extent. Tian et al.(2021) stated that the highest emission of hydrogen sulphide is usually achieved at pH levels below 6. It is worth noting that ML reached a pH value above 9, which can be explained by the buffering capacity of the medium, where the concentration of total alkalinity was found to be 120 mg  $CaCO_3/L$ . As can be seen, the remaining points are located within a pH range of 6.8-7.5. This pH range can be explained by the buffering capacity of the carbonate ion, as described in a literature where the total alkalinity concentration ranged from 93 to 293 mg  $CaCO_3/L$ , maintaining the pH of the system within a range of 6.5-7.6. (Labatut and Pronto, 2018).

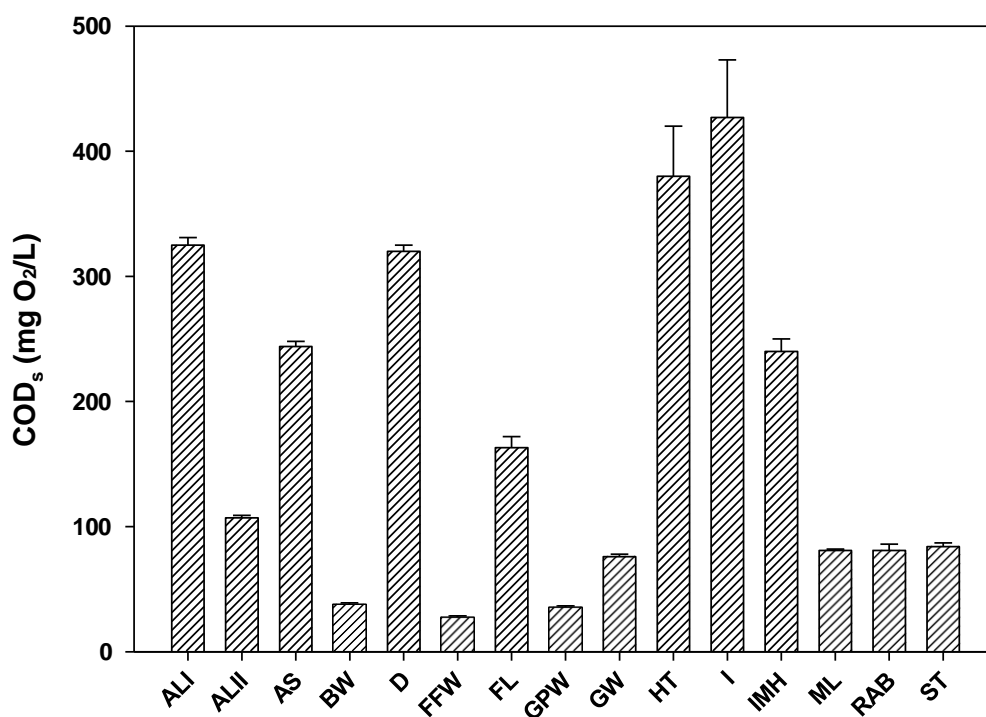


*Figure 2. A) pH measures in each point evaluated*

Furthermore,  $COD_T$  and  $COD_S$  are important variables to monitor the concentration of organic matter in wastewater, the removal yield achieved in the WWTP and the

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

compliance with legal regulations. High  $COD_T$  and  $COD_S$  values can deplete dissolved oxygen in natural water, leading to the loss of aquatic organisms lives (Zaher and Hammam, 2014). Typically,  $COD_S$  values for domestic wastewater are around 500 mg  $O_2/L$  (Ling et al., 2016). Figure 2.B shows the  $COD_S$  values (mg  $O_2/L$ ) observed in the different technologies evaluated. As expected, the highest dissolved organic load was detected at the inlet (I), where no treatment process has taken place ( $> 400$  mg  $O_2/L$ ). The HT and D, which are considered as pretreatment operations intended for the homogenization and elimination of particulate matter by physical methods, showed values of 380 and 320 mg  $O_2/L$ , respectively. The high value of  $COD_S$  in ALI stands out (325 mg  $O_2/L$ ), while 100 mg  $O_2/L$  were quantified in ALII. This difference in figures might be due to fact that the second anaerobic lagoon has double depth and better efficiency in the metabolization of organic matter at similar HRT (107.4 versus 115.2 h for ALI and ALII, respectively). The higher concentration of particulate organic matter in ALII, determined by the difference between  $COD_T$  and  $COD_S$  (Table B, supplementary material), might indicate that the concentration of microbiota could be higher in such a device. The  $C_{TOC}$  values of their effluents were similar  $38 \pm 1$  and  $37 \pm 1$  mg/L, ALI and ALII respectively. Subsequently, AS and IMH reached similar concentration of  $COD_S$  ( $\sim 250$  mg  $O_2/L$ ), while BW, GPW, and FFW, where biological reactions occur in an aerobic and filtering medium, showed the smallest  $COD_S$  values ( $38 \pm 1$ ,  $35 \pm 1$ , and  $27 \pm 1$  mg  $O_2/L$ , respectively). Ilyas and Masih (2017) reported a COD removal efficacy of  $84 \pm 12\%$  in wetlands, where microorganisms usually have the necessary conditions to carry out the biodegradation of organic matter contained in the wastewater. Thus, among the extensive treatments evaluated in this study, wetlands are the ones that reached the highest removal of organic matter.



*Figure 2. B) COD<sub>s</sub> measures in each point evaluated.*

Additionally, it is known that the presence of nitrogen in wastewater can cause several problems, such as eutrophication (excessive growth of algae), contamination of groundwater, and negative impacts on the wastewater treatment systems (Preisner et al., 2020). Figure 2.C shows the N-TKN and N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> levels at the different sampling points. AS, HT, ALI, and RAB showed the highest N-TKN concentration, with values as high as  $373 \pm 5$ ,  $354 \pm 5$ ,  $321 \pm 5$ , and  $285 \pm 0$  mg/L, respectively. This can be explained by their markedly high concentration in suspended solids, including organic matter, bacteria, and algae. Specifically, algae are capable of removing nitrogen from the medium by incorporating it into their metabolism to generate new biomass in the form of amino acids (Whitton et al., 2015). Conversely, the lowest N-TKN values were found in BW and GPW (< 50 mg/L), where water is filtered through peat or gravel beds and denitrification reactions occur. Leverenz et al. (2010) studied the mechanisms for denitrification in



## Resultados y discusión/Results and discussion

wastewater using wetlands under anoxic conditions and reported that GPW achieved higher nitrogen removal efficiencies than those designed without vegetation. Regarding other important nitrogenous forms, the highest values of the concentration of  $N-NH_4^+$  were observed in the pre-treatment stage of the WWTP (I, D, and HT;  $\sim 250$  mg/L), where wastewater has not undergone specific biological treatments. Again, the lowest  $N-NH_4^+$  values were achieved in BW and GPW ( $30 \pm 0$  and  $15 \pm 0$  mg/L, respectively). Accordingly, the concentration of  $NT_s$  shown in Table A reached the highest values in I, D, ST, HT and IMH. Subsequently, the ALII with a high degree of degradation of particulate organic matter showed a value of  $92 \pm 1$  mg  $NT_s$ /L. The FL presented a similar  $NT_s$  value, while it decreased to  $2$  mg  $\pm 1$  TNs/L in the ML whose function, among others, is denitrification. Other intensive treatments have not been observed to be as effective in removing  $NT_s$ , apart from FFW, containing  $1 \pm 1$  mg/L in its effluent.

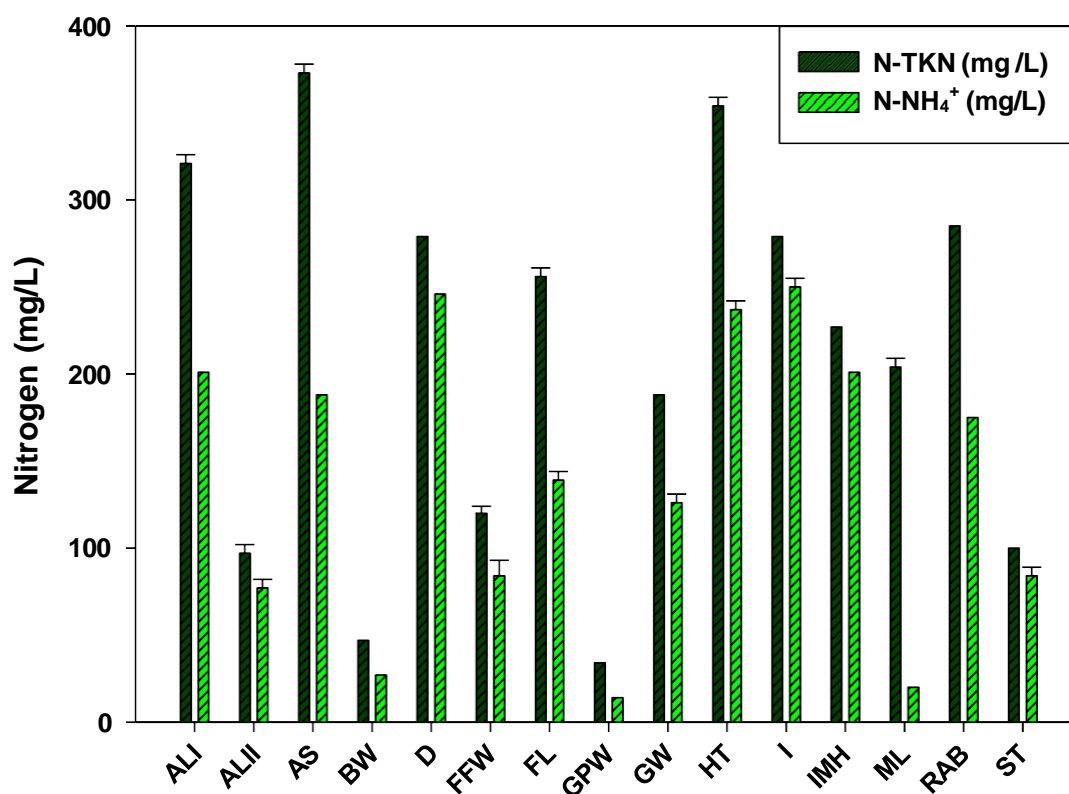


Figure 2. C)  $N$ -TKN and  $N-NH_4^+$  concentration in each point evaluated.

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

It should be noted that COD<sub>T</sub> and COD<sub>S</sub> indicate the concentration of organic matter present in the wastewater, which can cause anoxia problems in the receiving environment. On the other hand, N-TKN and TN<sub>S</sub> refer to nitrogen content, which, along with total phosphorus (P<sub>T</sub>), is responsible for eutrophication of the water if the discharge is not properly controlled (Mažeikienė, 2019). It is worth noting that the extensive technologies of CENTA operate correctly for the purification of organic matter, complying with the discharge thresholds imposed by the Royal Decree 509/1996 of 15 March (1996) (125 mg COD<sub>T</sub>/L). Regarding TSS, ML and FFW technologies comply with the limit of 35-60 mg TSS/L. On the contrary, RAB, GW, BW and ALII exceeded the concentration of suspended solids and require a decantation process prior discharge. As for TN<sub>S</sub>, the GW and ALII technologies did not comply with the concentration levels under the study conditions individually, while the NT<sub>S</sub> concentration was found to be lower than 50 mg/L in FFW, ML and RAB.

### *3.2. Efficacy of CENTA-WWTP*

A study of the efficacy in the removal of carbon, nitrogen and phosphorus was carried out in the different unit operations under study. Table 2 shows the removal percentage of COD<sub>T</sub>, COD<sub>S</sub>, N-TKN, TN<sub>S</sub>, and P<sub>T</sub>. Regarding the percentage of COD<sub>T</sub> removal, this was found to be higher in RAB, GPW, BW, FL, and GW, with values as high as 71, 68, 57, 50, and 44%, respectively. The elimination values reported in the first four points (RAB, GPW, BW and FL) might be a consequence of filtering wastewater through beds that retain large amounts of solids, as well as favour proper aeration and adequate availability of oxygen in the medium (Whitton et al., 2015; Zhang et al., 2018; Zheng et al., 2018). D allowed a COD<sub>T</sub> removal of 22%, together with the IMH (16%), where organic matter removal is mainly due to solid sedimentation and flotation. Finally, the lowest values of COD<sub>T</sub> removal were observed in the anaerobic lagoons (ALI and ALII),

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

AS and RAB due to the high concentration of suspended solids contained in the mixing liquor of the bioreactors.

**Table 2.** Sampled points and removal efficacies of COD<sub>T</sub>, COD<sub>s</sub>, N-TKN, TN<sub>s</sub> and P<sub>T</sub>.

<b>Point</b>	<b>COD<sub>T</sub> removed</b>	<b>COD<sub>s</sub> removed</b>	<b>N-TKN<sub>removed</sub></b>	<b>TN<sub>s</sub> removed</b>	<b>P<sub>T</sub> removed</b>
	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>
<b>I</b>	0	0	0	0	0
<b>D</b>	22	25	0	6	0
<b>HT</b>	0	0	0	5	15
<b>IMH</b>	16	37	48	29	27
<b>RAB</b>	71	71	5	70	0
<b>AS</b>	5	36	3	73	0
<b>GW</b>	44	80	82	24	0
<b>GPW</b>	68	85	82	80	13
<b>FFW</b>	3	23	66	94	0
<b>ALI</b>	14	14	9	82	0
<b>FL</b>	50	75	36	91	9
<b>ML</b>	18	50	20	98	0
<b>ALII</b>	5	72	73	25	18
<b>BW</b>	57	65	52	59	22
<b>ST</b>	31	74	64	35	39

COD<sub>s</sub> measures the amount of organic matter that can consume oxygen in water, being a fraction of COD<sub>T</sub>. It is used to assess water pollution by organic substances and their impact on water quality and aquatic ecosystems (Ling et al., 2016). Regarding the percentage of COD<sub>s</sub> removal, GPW, GW, FL, ST, ALII, RAB and BW achieved elimination efficacies of 85, 80, 75, 74, 72, 71 and 65%, respectively. The low value observed in ALI (14%) compared to the 72% achieved by ALII is noteworthy, which might be because of the higher depth of ALII and concentration of particulate organic matter (consistent with higher active microbiota). On the other hand, as can be seen D

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

allowed removing 25% of soluble organic matter thanks to the removal of floatable solids such as oils, grease, and emulsions, while non-significant removal was achieved in I and HT.

On the other hand, N-TKN is essential for assessing water quality, determining protein in foods, and monitoring environmental nitrogen pollution, which can have negative impacts on ecosystems and public health (La Bella et al., 2023). The elimination of nitrogen in the N-TKN form requires separation between stages that facilitate nitrification (aerobic treatments) and denitrification (anoxic and anaerobic treatments). From highest to lowest, the treatments that eliminated the most N-TKN were found to be GW, GPW, ALII, FFW, ST and BW (82, 82, 73, 66, 64 and 52 %, respectively), while IMH, FL, ML, ALI, RAB and AS achieved removal efficiencies of 48, 36, 20, 9, 5 and 3%. In general, GPW was found to be more effective for N-TKN removal than ALII. Different authors studied the removal efficiency of N-TKN in lagooning systems, ranging from 20 to 60 % depending on factors such as temperature, organic load, C/N ratio, hydraulic residence time, and pond depth, design and optimal operation (Harbour et al., 2022; Hurse and Connor, 1999; Luo et al., 2018). Simultaneously, estimates of N-TKN removal efficiency in constructed wetlands typically range from 30% to 70% depending on various factors such as nitrogen load, temperature, presence of suitable microorganisms, and aquatic vegetation (Qibin et al., 2023; Reinhardt et al., 2006; Voogt et al., 2023). In parallel, the removal of TNs was particularly marked in ML (98%), FFW (94%), and FL (91%), which might be a consequence of the predominance of photosynthetic organisms that consume nitrogen in their metabolism (Bobade et al., 2022; Hurse and Connor, 1999; Malovanyy et al., 2018). As can be seen, lower removal values were achieved in ALI (82%), AS (73%), and RAB (70%).

## ***Resultados y discusión/Results and discussion***

In terms of total soluble phosphorus removal, in no case does it exceed 40%. ST, IMH, BW, and ALII were found to be the points where the highest removal efficacy was achieved (39%, 27%, 22%, and 18%, respectively). These values are consistent with not adding chemicals to effect coprecipitation.

In general, the extensive treatment systems implemented in the CENTA WWTP are highly suitable for eliminating macronutrients from wastewater in an individual manner. Nevertheless, the combination of series-parallel technologies implemented in the facility reduces even further the concentration of dissolved organic matter and nitrogen, although the concentration of phosphorus might be higher than that allowed to be spilled in an area sensitive to eutrophication. The discharge area of the facility is not considered a sensitive area, so the final unified discharge reaches values consistent with the above-mentioned thresholds after passing through a final decantation system.

### **3.3. Olfactometric study**

#### ***3.3.1. Evaluation of olfactometry variables***

Table 3 provides information on odour concentration (OC,  $ou_E/m^3$ ), specific odour emission rate (SOER,  $ou_E/s \cdot m^2$ ), and odour emission rate (OER,  $ou_E/s$ ) at different study points (arranged in decreasing order of OC values). As can be seen ALI, ST, I, IMH, ALII and D were found to be the most malodorous technologies (60,097; 27,554; 15,024; 4871; 4096 and 3776  $ou_E/m^3$ , respectively). These high concentrations might be mainly due to the anoxic conditions in water, with a predominance of anaerobic microorganisms that produce sulphurous gases with a low detection limit (Tian et al., 2021). On the other hand, extensive technologies that promote aeration of wastewater led to low OC values, including FL, ML, and RAB (118, 64, and 35  $ou_E/m^3$ , respectively). BW, GW, FFW and GPW technologies showed intermediate and decreasing OC, with values of 861, 430, 664 and 152  $ou_E/m^3$ , respectively. For a better comparative study, AS technology was also

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

evaluated. Such an intensive system, with proper aerobic conditions, reduces the olfactory impact in comparison to the extensive technologies described above (Márquez et al., 2022). Specifically, OC derived from AS was found to be 181 ou<sub>E</sub>/m<sup>3</sup>.

**Table 3.** OC (ou<sub>E</sub>/m<sup>3</sup>), SOER (ou<sub>E</sub>/s·m<sup>2</sup>) and OER (ou<sub>E</sub>/s) values derived from each sampled point.

<b>Point</b>	<b>OC (ou<sub>E</sub>/m<sup>3</sup>)</b>	<b>SOER (ou<sub>E</sub>/s·m<sup>2</sup>)</b>	<b>OER (ou<sub>E</sub>/s)</b>
<b>I</b>	15,024	31.2	31
<b>D</b>	3756	7.8	43
<b>HT</b>	304	0.6	14
<b>IMH</b>	4871	10.1	162
<b>RAB</b>	35	0.1	29
<b>AS</b>	181	0.4	2
<b>GW</b>	664	1.4	195
<b>GPW</b>	152	0.3	51
<b>FFW</b>	430	0.9	215
<b>ALI</b>	60,097	125.0	6250
<b>FL</b>	118	0.2	663
<b>ML</b>	64	0.1	80
<b>ALII</b>	4096	8.5	213
<b>BW</b>	861	1.8	11
<b>ST</b>	27,554	57.3	230

It is worth noting that the variability in the emission surface of each technology evaluated is known. Determining the emission per unit surface [SOER (ou<sub>E</sub>/s·m<sup>2</sup>)] and extrapolating it to the emission of the complete technology [(OER (ou<sub>E</sub>/s))] provides a comparative view of odour pollution. In terms of SOER, the relative order of the technologies did not vary with respect to OC. On the contrary, FL, FFW and GW advanced positions, with values of 663, 215 and 195 ou<sub>E</sub>/s, respectively. Ju et al. (2014) reported that Ws are good option to prevent the formation of bad odours and to remove nutrients efficiently, with COD<sub>T</sub>

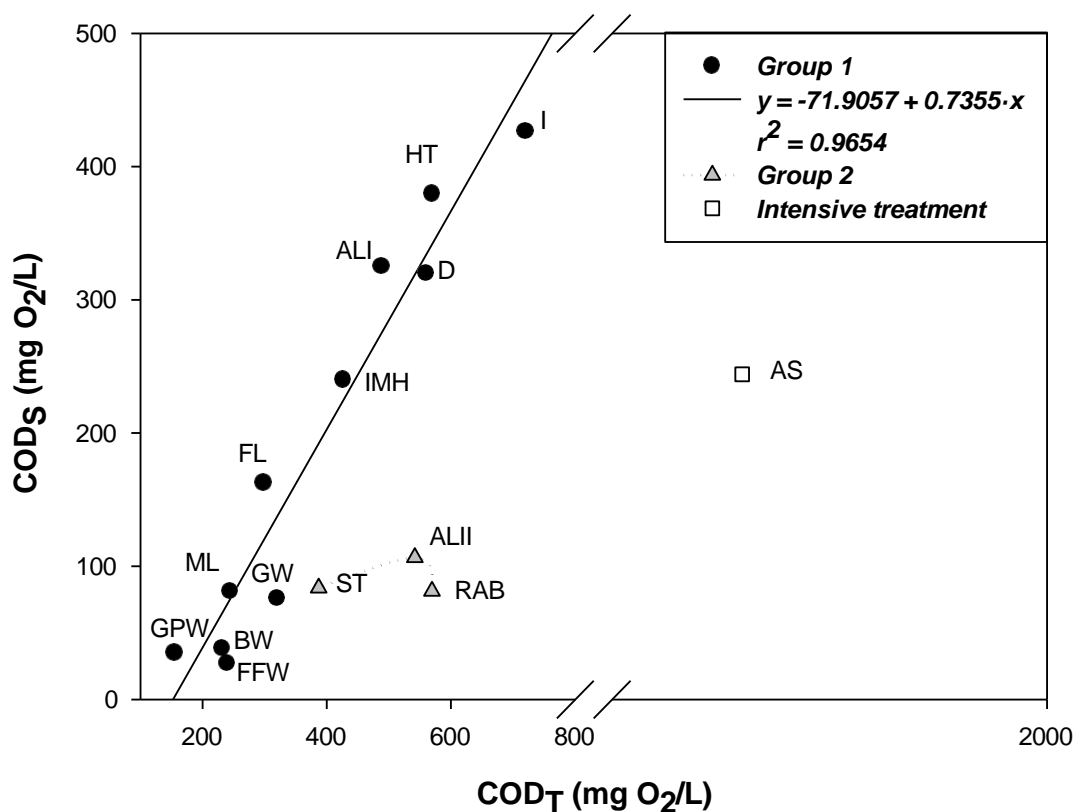
## *Resultados y discusión/Results and discussion*

and N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> removal efficiencies of 85% and 80%, respectively. The bioelectrogenic activity of Ws helps prevent the formation of sulphurous compounds, characterised by their distinct odour of rotten eggs. These technologies have a particular odour resembling wet soil and their OER values are in the order of magnitude of the ST or ALII (229 and 213 ou<sub>E</sub>/s, respectively), although they are much lower than those of ALI (6250 ou<sub>E</sub>/s).

In parallel, Figure 3 shows the soluble chemical oxygen demand (COD<sub>S</sub>) versus the total chemical oxygen demand (COD<sub>T</sub>). The latter variable includes COD<sub>S</sub> as the chemical oxygen demand contributed by solids (biomass and other pollutants). Defined trends are observed. The first one is a linear regression with a coefficient of determination ( $R^2$ ) of 0.9654, including the following points: I, HT, ALI, D, IMH, FL, ML, GW, GPW, BW, and FFW. Such points are characterised by higher amount of dissolved organic matter, and the emission of odour is more pronounced. A second group consist of ST, ALII and RAB, where a higher efficacy in the removal of dissolved organic matter in wastewater is achieved. Finally, the intensive technology of AS is not include in the mentioned groups, as the concentration of total organic matter is the highest compared to the rest of the analysed points. As can be observed, the highest COD<sub>S</sub> concentrations were observed in the pre-treatment stage (I, D, and HT) where there is a significant input of organic matter, although the COD<sub>S</sub>/COD<sub>T</sub> ratio is maintained with others extensive technologies. ALI also presents abnormally high values due to the contribution of soluble organic matter and low degradation values. The acidogenic hydrolysis stage generates intermediate acidic degradation compounds with volatile character, such as short chain acids (Siles et al., 2007). In these cases, the intense odour emitted might be a consequence of the generation of compounds with a low olfactory detection limit and intense hedonic character. This explains the higher odour emissions at these points in the process. However, the different Ws and ML still maintaining the same COD<sub>S</sub>/COD<sub>T</sub> ratio,

## Resultados y discusión/Results and discussion

eliminate organic matter through filtration processes and endogenous metabolism of those microorganisms present in the environment, effectively carrying out their function (Wetzel, 1992). Due to the different mechanisms taking place, odour emissions may be unnoticed or lead to pleasant earthy smell, not causing discomfort to surrounding populations. Nevertheless, anaerobic lagoons are extensive treatments suitable for higher organic loads than Ws systems. Moreover, WWTPs can implement both treatments consecutively as it is in CENTA Foundation.



**Figure 3.** COD<sub>S</sub> (mg O<sub>2</sub>/L) against COD<sub>T</sub> (mg O<sub>2</sub>/L) in sampled pints in CENTA-WWTP.

### 3.3.2. OGI: Individual technologies

Odor indicators (OI) are already documented in the literature. Authors such as McGinley and McGinley (2012) define OI in a general manner as the product of the log<sub>10</sub> of the odour concentration multiplied by 10. On the other hand, in a more in-depth study, related



## *Resultados y discusión/Results and discussion*

the OC of compounds to an OI. For instance, D-limonene has an OI between 1.4 and 3.3 ( $OC = 25\sim 1995 \text{ ou}_E / \text{m}^3$ ), while dimethyl disulphide has an OI of 0.5 and  $OC = 3 \text{ ou}_E / \text{m}^3$ .

The motivation of a study that links odour emissions and the removal of pollutants in wastewater lies in understanding how wastewater treatment processes affect air quality and the surrounding environment. This is important for several reasons, such as public health impact, regulatory compliance, treatment efficiency, and environmental sustainability, among others (Li et al., 2019).

Considering that the purification efficacy in each unit operation was different, an innovative OGI was defined, which relates OER ( $\text{ou}_E / \text{s}$ ) to the efficiency of organic matter removal in terms of  $\text{COD}_T$  removed ( $\text{g O}_2 / \text{s}$ ), and to the combined efficiency of organic matter and total nitrogen removal ( $\text{g/s}$ ) in accordance equations [3] and [4]. Table 4 shows the punctual OGI obtained in both cases. Surprisingly, the technology with the highest  $\text{OGI}_C$  value was found to be FFW, although if the elimination of total nitrogen is taken into account ( $\text{OGI}_{CN}$ ), FFW is moved to second position (with the determined values of removed carbonaceous and nitrogenous matter being the lowest among the wastewater treatment technologies under study).

As shown in Table 4, ST reached values of  $18,550 \text{ ou}_E / \text{g O}_2$  and  $9810 \text{ ou}_E / \text{g}$  for  $\text{OGI}_C$  and  $\text{OGI}_{CN}$ , respectively, while ALI showed  $147,500 \text{ ou}_E / \text{g O}_2$  and  $105,450 \text{ ou}_E / \text{g}$ . These values are in accordance with the accumulation of decomposing particulate organic matter. Extensive technologies do not generate large volumes of sludge after secondary processes, as the sludge usually undergoes autolysis and endogenous metabolism. Inevitably such degradation processes generate odorous gas emissions. Under these circumstances, the emission of malodorous sulphurous compounds is common (Zhang et al., 2013, Lewkowska et al., 2016).

**Table 4.** OGI values for different individual technologies for wastewater treatment in CENTA-WWTP.

<b>Technology</b>	<b>OGI<sub>C</sub></b> <b>(ou<sub>E</sub>/g O<sub>2</sub>)</b>	<b>OGI<sub>CN</sub></b> <b>(ou<sub>E</sub>/g)</b>
<b>FFW</b>	232,010	74,000
<b>ALI</b>	147,500	105,450
<b>ST</b>	18,550	9810
<b>ALII</b>	15,900	1540
<b>GW</b>	15,780	11,560
<b>FL</b>	6706	5000
<b>IMH</b>	3270	1730
<b>ML</b>	2830	1450
<b>GPW</b>	1620	950
<b>BW</b>	980	850
<b>RAB</b>	525	330
<b>AS (Intensive)</b>	205	130
<b>D</b>	70	65

On the other hand, in CENTA-WWTP, FL and GW treat effluents from systems with anoxia (IMH in the case of GW and ALI in the case of FL). Considering ALI generates higher OER than IMH, those compounds that were not previously transformed do so in GW, even though no large pollutant load is removed. The OGI<sub>C</sub> and OGI<sub>CN</sub> values in GW were found to be higher than those reported in FL, which remarkable amounts of contaminating matter previously hydrolysed in ALI. The inclusion of plants in the gravel system (GPW) improved the values of the emission indicators significantly (from 15,740 ou<sub>E</sub>/g O<sub>2</sub> to 1620 ou<sub>E</sub>/g O<sub>2</sub> in the case of OGI<sub>C</sub>, and from 11,560 ou<sub>E</sub>/g to 950 ou<sub>E</sub>/g for OGI<sub>CN</sub>).

## ***Resultados y discusión/Results and discussion***

In the case of RAB, high values of OGI were observed due to low COD<sub>T</sub> removal achieved. Furthermore, wetland-based technologies reached OGI values close to unity, indicating minimal odour impact and high efficiency in removing organic matter (She et al., 2023; Zhang et al., 2018). It is worth noting the high efficiency of organic matter removal in IMH, which is designed to achieve proper sedimentation and sludge mineralization (Darvishmotevalli et al., 2019). The odorous emission is not among the highest if the large amount of organic matter removed in the entire unit is considered.

Consequently, from the point of view of the OGIs defined, RAB and AS are the technologies that generate the lowest odoriferous impact derived from urban wastewater treatment, thanks to proper aeration that promotes the formation of earthy odours. However, it must be highlighted that correct management of the sludge or sludge and algae generated in such technologies is subsequently required.

### ***3.3.2. OGI: Combined technologies***

Complying with discharge limits established by legal regulations usually requires the implementation of several consecutive technologies. Therefore, the emission generated by each combination of technologies implemented in the CENTA has been determined, considering that they treated the entire wastewater flow entering facility. In this way, the values are comparable and contrastable with the values of the quantified discharge water concentrations. Table 5 shows the OGI<sub>C</sub> and OGI<sub>CN</sub> values for different combinations of extensive technologies (Lines). By combining different unit operations and grouping them into lines, values as high as 28,000 ou<sub>E</sub>/g O<sub>2</sub> and 24,122 ou<sub>E</sub>/g were obtained for the combination of pretreatment units and serially arranged lagoon systems (Line 1). The advantages of lower odour emissions from lagoons are reduced with the use of ALI due to compounds resulting from anaerobiosis (Dehghani and Taghizadeh, 2013) and the remarkable emission surface. The replacement by ST or IMH and GW reduces the

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

emission approximately five times compared to the lagooning system (Lines 2 and 3). The same effect was observed when the technologies such as IMH, GPW and FFW are jointly considered in series (Line 4). The effectiveness in removing organic matter in wetland systems with low odorous impact has been previously described (Chunjian et al., 2021; She et al., 2023). However, most authors focus on low odour perception in the form of concentration ( $\text{ouE}/\text{m}^3$ ) rather than overall emission ( $\text{ouE}/\text{s}$ ) when they describe the odoriferous impact derived from extensive technologies. Replacing the secondary process with RBA system combines the advantages of intensive AS with the removal of nutrients through algae growth. Such combination allowed considerable odour reduction (approximately ten times lower) with a much lower surface requirement, including the surface of the IMH (Line 5). The BW as a new system reached the lowest values of OGI<sub>s</sub> (Line 6). Only intensive biological treatment using AS provided low values (Line 7). However, it is worth highlighting that AS generates sludge, the handling of which leads to high odour concentrations (in the ST range) (Márquez et al., 2022).

**Table 5.** OGI values derived from combined technologies for wastewater treatment in CENTA-WWTP.

	<b>Combination of technologies</b>	<b>OGI<sub>s</sub> (ouE/g O<sub>2</sub>)</b>	<b>OGI<sub>cn</sub> (ouE/g)</b>
<b>Line 1</b>	I+D+ HT+ALI+FL+ML	28,000	24,122
<b>Line 2</b>	I+D+ST	5822	4656
<b>Line 3</b>	I+D+ HT+IMH+GW	5048	4114
<b>Line 4</b>	I+D+HT+IMH+GPW+FFW	4735	3557
<b>Line 5</b>	I+D+ HT+IMH+RAB	2255	1273
<b>Line 6</b>	I+D+HT+ALII+BW	95	1007
<b>Line 7</b>	I+D+ HT+AS (Intensive)	93	81

### **3.4. Statistical analysis**

A detailed chemometric analysis was carried out on the olfactometric, operational and physico-chemical variables monitored in the most relevant points described in Table 1. As already mentioned, supplementary Tables A and B provide a detailed record of all the analysed physicochemical variables. The experimental values obtained were used as a matrix to perform a statistical analysis using PCA. In this case, the aim was to evaluate the influence of the physico-chemical variables on the odorous impact derived from the CENTA-WWTP. Therefore, PCA allowed reducing the complexity and dimensionality of a large data matrix to a simpler one that contains the most relevant information of the original one. The monitored variables were represented on a bi-axial axis formed by the first two principal components ( $PC_1$  and  $PC_2$ ) for the wastewater taken from the different points to establish relationships, similarities and differences among them. This study was crucial for establishing relationships between the usual significant variables involved in odour emission, such as pH, dissolved organic matter in wastewater, or nitrogen content. Figures 4A and 4B show the loadings and scores plots obtained from the chemometric analysis. The axes were reduced using  $PC_1$  and  $PC_2$  to explain the maximal variance in a two-dimensional plane and facilitate the visual understanding of the relative weight of each variable in the analysed points of the WWTP. Specifically,  $PC_1$  and  $PC_2$  explained 60.29% of the total variance, and the points were easily grouped. It is worth noting that accumulating a larger number of components explained better the variance, with 74.06% achieved for three components (tridimensional analysis), while the inclusion of more components to the PCA increases its complexity (Figure 4.C).

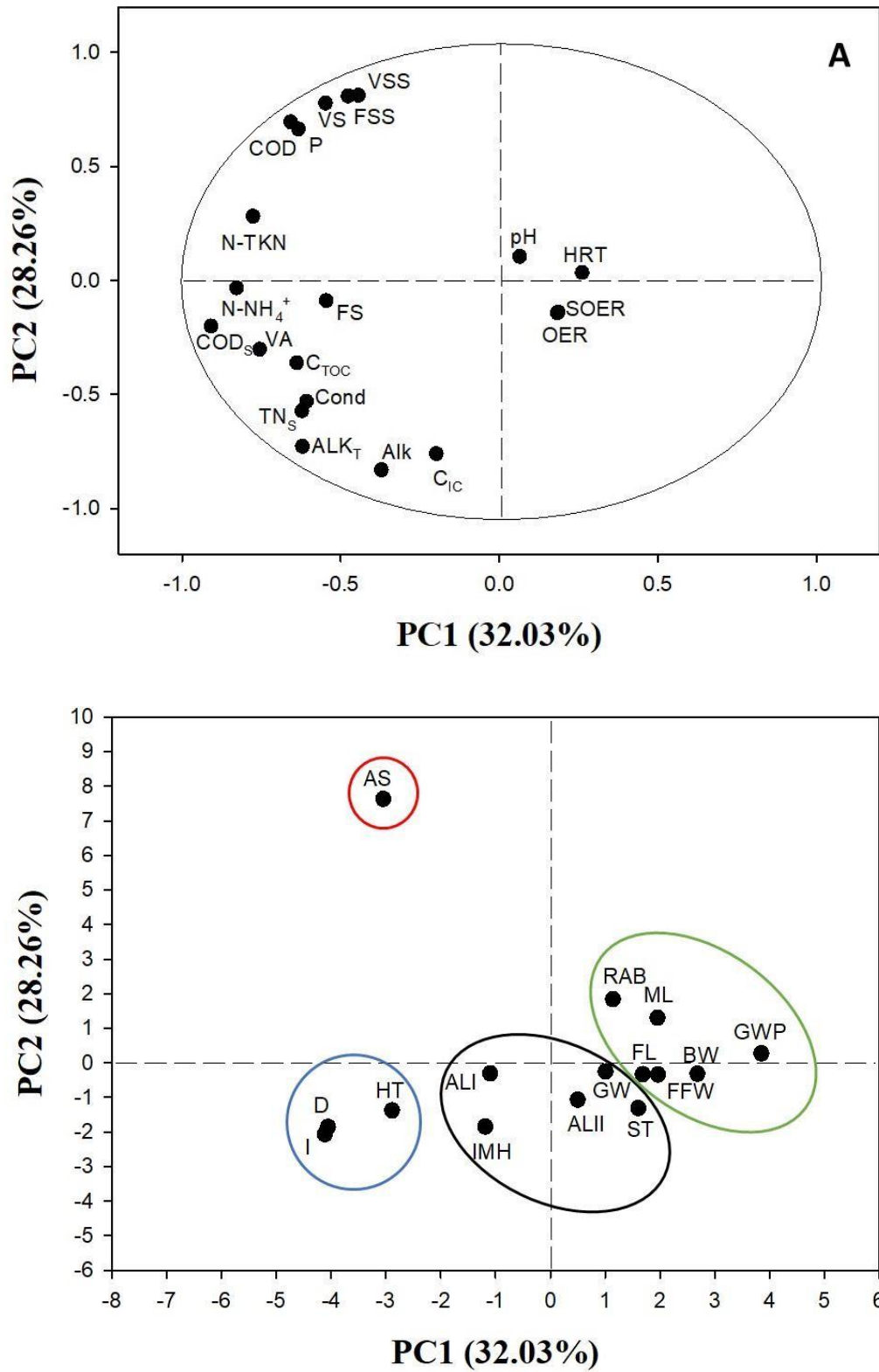
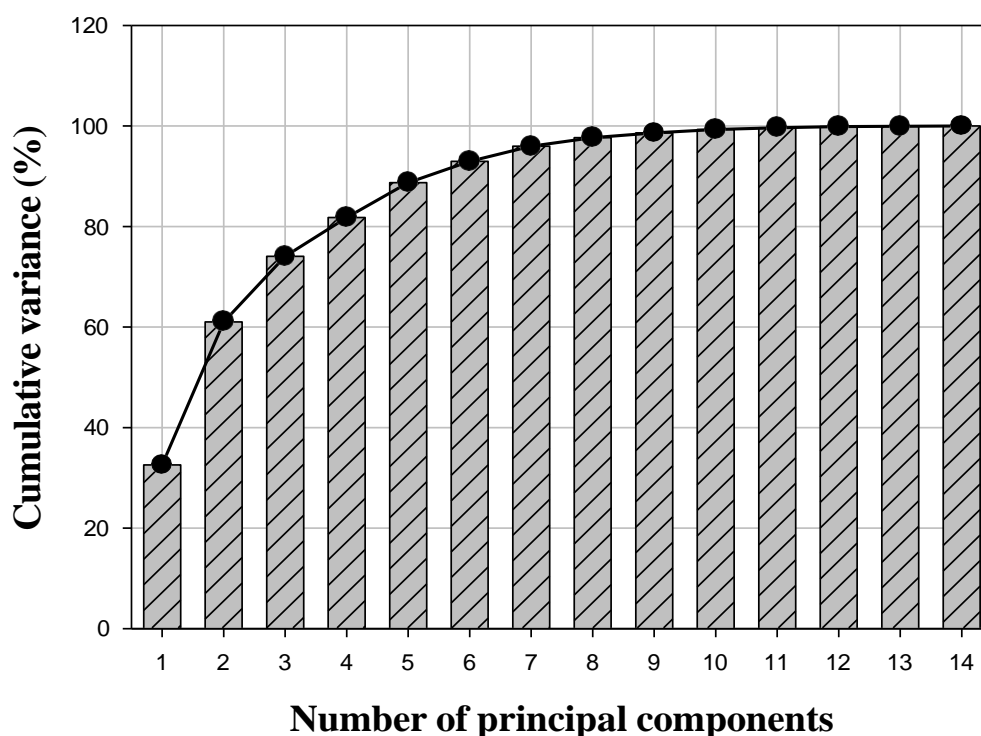


Figure 4. Loadings (A) and scores (B) plots obtained by PCA applied to different operation unities in CENTA-WWTP.



*Figure 4.C. Cumulative variance (%) depending on number of principal components studied.*

Comparatively, the loading plots (Figure 4A) show that physico-chemical variables such as VS, VSS, FSS, COD<sub>T</sub>, P<sub>T</sub>, and N-TKN are located far from the coordinate axis, within the second quadrant, and they are intimately related to AS according to their location in the scores plot (Fig. 4B). This is because the AS in prolonged aeration tanks operates as a suspension of microbial beds that contain nitrogen, phosphorus, and organic matter in the form of suspended solids. Additionally, AS was found to be a point where odour emission was minimal. Authors such as Fan et al. (2020) highlighted the ability of AS systems not only to remove organic matter and degrade pollutants in aqueous phase, but also to eliminate unpleasant odours at the same time. In parallel, Figure 4A depicts the other physico-chemical variables such as N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, COD<sub>S</sub>, VA, FS, C<sub>TOC</sub>, Cond, TN<sub>S</sub>, ALK<sub>T</sub>, Alk and C<sub>IC</sub> in the third quadrant and far from the ordinate centre, having

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

remarkable influence on the pretreatment zone formed by I, D and HT (Figure 4B). This fact might be due to the absence of previous biological treatments that eliminate organic matter and nitrogen, fundamentally. Subsequently, Figure 4B also shows a grouping of technologies that operate under predominant anaerobic conditions (ALI, GW, IMH, ALII and ST), which are closely related to the olfactometric variables OER and SOER located in the fourth quadrant and very close to the ordinate axis (Figure 4A). Authors such as Lewkowska et al. (2016) reported the degradation of organic matter under anaerobic conditions as responsible for the emission of sulphur-based odour compounds with very low detection limits. Finally, a grouping including RAB, ML, FL, FFW, GWP and BW was located in the first and fourth quadrant (Figure 4B). For these sampling points, the variables with the highest influence were found to be pH and HRT, despite the small range of pH variation. Such technologies require high HRT. Additionally, they operate under aerobic conditions, generate scarce odours which are similar to wet earth, although in ML the elevation of pH is clearly related to denitrification. Therefore, four well-differentiated groups of technologies can be distinguished under the study conditions: pretreatment (blue), extensive anaerobic treatments (black), extensive aerobic treatments (green), and AS (red) used as intensive treatment to make a comparative studio with the rest of extensive technologies.

### **4. Conclusions**

The extensive technologies implemented in CENTA-WWTP, when arranged in a series/parallel configuration, achieve high efficiency in organic matter removal. In terms of odorous impact, ALI, ST, and I led to OC values of 60,097; 27,554, and 15,024  $\text{ou}_E/\text{m}^3$ , respectively, as it was under anaerobic conditions where the emission of malodorous compounds with a low perception threshold predominate. A new indicator (OGI) was defined to compare the evaluated technologies, using the ratio between OER and removed



## *Resultados y discusión/Results and discussion*

organic matter removed and nitrogen. The combination of technologies with the highest overall odorous impact in terms of OGI values was found to include the lagooning system. Overall, AS as an intensive technology reached higher pollutant removal efficiencies and lower odour emission (OC and OGI), although such a frequent technique usually require subsequent treatment of large volumes of sludge with high marked odoriferous impact. Furthermore, the PCA confirmed the existence of clearly defined groups (pre-treatments, extensive anaerobic treatments, extensive aerobic treatments, and extended aeration activated sludge), with pH and HRT being closely related to odoriferous emissions from technologies with predominance of denitrification.

### **Acknowledgements**

The authors are very grateful to CENTA Foundation and to the technicians Inmaculada Bellido and Marisa López. We also wish to express our gratitude to the funding received through Projects CTM 2017-88723-R (MINECO, AEI and FEDER) and PID 2020-117438RB-I00 (MICINN and AEI), UCO-FEDER-1262384-R, AT21\_00189 (Regional Government of Andalusia and FEDER) and the FPI predoctoral grant (PRE 2018-084830).

**Table A. Supplementary material: Physico-chemical characterization of wastewater**

	pH	Cond ( $\mu\text{S/cm}$ )	Alk (mg $\text{CaCO}_3/\text{L}$ )	ALK <sub>T</sub> (mg $\text{CaCO}_3/\text{L}$ )	VA (mg $\text{CH}_3\text{COOH}/\text{L}$ )	N-TKN (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	TN <sub>s</sub> (mg/L)	TS (mg/L)	FS (mg/L)	VS (mg/L)
<b>ALI</b>	7.00 ± 0.02	1550 ± 6	147 ± 3	213 ± 3	20 ± 3	321 ± 5	201 ± 0	22 ± 1	819 ± 66	484 ± 3	335 ± 17
<b>ALII</b>	6.97 ± 0.01	1356 ± 0	160 ± 3	213 ± 3	16 ± 3	97 ± 5	77 ± 5	92 ± 1	830 ± 37	530 ± 25	300 ± 5
<b>AS</b>	7.10 ± 0.01	1176 ± 2	40 ± 3	93 ± 3	16 ± 3	373 ± 5	188 ± 0	33 ± 1	2212 ± 8	853 ± 38	1358 ± 17
<b>BW</b>	6.97 ± 0.02	1177 ± 1	120 ± 3	160 ± 3	12 ± 3	47 ± 0	27 ± 0	38 ± 1	618 ± 17	489 ± 13	129 ± 17
<b>D</b>	7.58 ± 0.01	1566 ± 1	200 ± 3	280 ± 3	24 ± 3	279 ± 0	246 ± 0	130 ± 1	3112 ± 11	2615 ± 16	497 ± 17
<b>FFW</b>	7.06 ± 0.01	1550 ± 2	133 ± 3	160 ± 3	8 ± 3	120 ± 4	84 ± 9	1 ± 1	1088 ± 28	702 ± 25	386 ± 16
<b>FL</b>	7.35 ± 0.01	1150 ± 3	80 ± 3	107 ± 3	8 ± 3	256 ± 5	139 ± 5	87 ± 1	697 ± 13	442 ± 8	255 ± 13
<b>GPW</b>	7.49 ± 0.01	1128 ± 1	107 ± 3	120 ± 3	4 ± 3	34 ± 0	14 ± 0	18 ± 1	91 ± 1	4 ± 0	87 ± 10
<b>GW</b>	7.39 ± 0.01	1192 ± 1	147 ± 3	187 ± 3	12 ± 3	188 ± 0	126 ± 5	67 ± 1	807 ± 4	395 ± 30	412 ± 11
<b>HT</b>	7.62 ± 0.01	1583 ± 1	187 ± 3	240 ± 3	16 ± 3	354 ± 5	237 ± 5	123 ± 1	805 ± 16	429 ± 10	376 ± 18
<b>I</b>	7.57 ± 0.01	1585 ± 1	173 ± 3	293 ± 3	36 ± 3	279 ± 0	250 ± 5	138 ± 1	983 ± 7	545 ± 10	438 ± 15
<b>IMH</b>	7.15 ± 0.01	1403 ± 0	200 ± 3	240 ± 3	12 ± 3	227 ± 0	201 ± 0	113 ± 1	507 ± 14	434 ± 17	73 ± 10
<b>ML</b>	9.27 ± 0.01	1098 ± 1	107 ± 3	120 ± 3	4 ± 3	204 ± 5	201 ± 0	2 ± 1	725 ± 33	410 ± 30	315 ± 17
<b>RAB</b>	7.89 ± 0.02	1224 ± 2	93 ± 3	107 ± 3	4 ± 2	285 ± 0	175 ± 0	21 ± 1	944 ± 6	513 ± 21	431 ± 17
<b>ST</b>	7.01 ± 0.01	1362 ± 2	147 ± 3	187 ± 3	13 ± 3	100 ± 0	84 ± 5	85 ± 1	745 ± 30	507 ± 27	238 ± 5

**Table B. Supplementary material: Physico-chemical characterization of wastewater**

	<b>TSS</b> <b>(mg/L)</b>	<b>FSS</b> <b>(mg/L)</b>	<b>VSS</b> <b>(mg/L)</b>	<b>P<sub>T</sub></b> <b>(mgP/L)*</b>	<b>COD<sub>T</sub></b> <b>(mg O<sub>2</sub>/L)</b>	<b>COD<sub>s</sub></b> <b>(mg O<sub>2</sub>/L)</b>	<b>C<sub>Tc</sub></b> <b>(mg/L)</b>	<b>C<sub>Ic</sub></b> <b>(mg/L)</b>	<b>C<sub>Toc</sub></b> <b>(mg/L)</b>
<b>ALI</b>	140 ± 7	20 ± 0	120 ± 7	11 ± 0.01	488 ± 4	325 ± 6	101 ± 1	63 ± 1	38 ± 1
<b>ALII</b>	217 ± 10	22 ± 1	195 ± 3	9 ± 0.01	542 ± 5	107 ± 2	143 ± 1	105 ± 1	37 ± 1
<b>AS</b>	1837 ± 35	481 ± 9	1356 ± 27	27 ± 0.01	1790 ± 15	244 ± 4	62 ± 1	27 ± 1	35 ± 1
<b>BW</b>	124 ± 6	12 ± 0	112 ± 6	7 ± 0.01	232 ± 7	38 ± 1	95 ± 1	79 ± 1	16 ± 1
<b>D</b>	290 ± 3	102 ± 3	188 ± 6	13 ± 0.01	560 ± 9	320 ± 5	214 ± 1	119 ± 1	95 ± 1
<b>FFW</b>	42 ± 0	18 ± 3	24 ± 3	7 ± 0.01	240 ± 5	27 ± 1	91 ± 1	83 ± 1	8 ± 1
<b>FL</b>	110 ± 0	17 ± 4	93 ± 4	0 ± 0.01	298 ± 47	163 ± 9	190 ± 1	100 ± 1	91 ± 1
<b>GPW</b>	42 ± 3	12 ± 0	30 ± 3	7 ± 0.01	155 ± 6	35 ± 1	74 ± 1	61 ± 1	13 ± 1
<b>GW</b>	162 ± 3	36 ± 6	126 ± 8	9 ± 0.01	320 ± 7	76 ± 2	119 ± 1	90 ± 1	29 ± 1
<b>HT</b>	129 ± 0	19 ± 3	110 ± 3	11 ± 0.01	569 ± 7	380 ± 40	209 ± 1	60 ± 1	149 ± 1
<b>I</b>	238 ± 3	44 ± 0	194 ± 3	13 ± 0.01	720 ± 5	427 ± 46	229 ± 1	124 ± 1	105 ± 1
<b>IMH</b>	292 ± 11	50 ± 8	242 ± 3	10 ± 0.01	427 ± 46	240 ± 10	195 ± 1	109 ± 1	85 ± 1
<b>ML</b>	60 ± 4	16 ± 2	44 ± 2	10 ± 0.01	244 ± 5	81 ± 1	105 ± 1	29 ± 1	76 ± 1
<b>RAB</b>	337 ± 9	53 ± 4	284 ± 13	12 ± 0.01	569 ± 10	81 ± 5	99 ± 1	65 ± 1	34 ± 1
<b>ST</b>	268 ± 15	32 ± 1	236 ± 5	8 ± 0.01	387 ± 8	84 ± 3	125 ± 1	95 ± 1	29 ± 1

\*P<sub>T</sub> standard deviation < 1%.

**References**

- AEMET, 2023. Agencia Estatal de Meteorología. URL <https://www.aemet.es/> (accessed 10.08.23).
- Al-Hashimi, M.A.I., Hussain, H.T., 2013. Stabilization pond for wastewater treatment. *Eur. Sci. J.* May 9, 1857–7881.
- Alygizakis, N.A., Urík, J., Beretsou, V.G., Kampouris, I., Galani, A., Oswaldova, M., Berendonk, T., Oswald, P., Thomaidis, N.S., Slobodnik, J., Vrana, B., Fatta-Kassinos, D., 2020. Evaluation of chemical and biological contaminants of emerging concern in treated wastewater intended for agricultural reuse. *Environ. Int.* 138, 105597. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105597>
- Amjad, H., Hamid, S., Niaz, Y., Ashraf, M., Yasir, U., Chaudhary, A., Arsalan, A., Daud, M.W., 2019. Efficiency Assessment of Wastewater Treatment Plant: a Case Study of Pattoki, District Kasur, Pakistan. *Earth Sci. Pakistan* 3, 01–04. <https://doi.org/10.26480/esp.02.2019.01.04>
- APHA, 2023. Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters, 24th edition. Washington, DC, USA.
- Arlos, M.J., Arnold, V.I., Bumagat, J.S., Zhou, J., Cereno, K.M., Deas, A., Dai, K., Ruecker, N.J., Munkittrick, K.R., 2023. Combining chemical, bioanalytical and predictive tools to assess persistence, seasonality, and sporadic releases of organic micropollutants within the urban water cycle. *Water Res.* 244, 120454. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120454>
- Bobade, V., Das, T., Usher, S.P., McMurrich, D., Stickland, A.D., Eshtiaghi, N., 2022. Formation mechanisms and mechanical properties of anaerobic lagoon scum. *Sci. Total Environ.* 843, 156907. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156907>

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

Chunjian, Y., Liu, R., Li, X., Song, Y., Gao, H., 2021. Degradation of dissolved organic matter in effluent of municipal wastewater plant by a combined tidal and subsurface flow constructed wetland. *J. Environ. Sci. (China)* 106, 171–181. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.12.018>

Darvishmotevalli, M., Moradnia, M., Asgari, A., Noorisepehr, M., Mohammadi, H., 2019. Reduction of pathogenic microorganisms in an imhoff tank-constructed wetland system. *Desalin. Water Treat.* 154, 283–288. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24044>

De Miguel, E. Ferrer, Y., Salas, J.J., Aragón, C., Real, A. 2010. Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

Dehghani, M., Taghizadeh, M.M., 2013. Designing biological filters to eliminate odors in septic tank based on the amount of hydrogen sulfide. *Jundishapur J Heal. Sci* 5, 79–87.

Demets, R., Roosen, M., Vandermeersch, L., Ragaert, K., Walgraeve, C., De Meester, S., 2020. Development and application of an analytical method to quantify odour removal in plastic waste recycling processes. *Resour. Conserv. Recycl.* 161, 104907. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104907>

Dincer, F., Muezzinoglu, A., 2008. Odor-causing volatile organic compounds in wastewater treatment plant units and sludge management areas. *J. Environ. Sci. Heal. - Part A Toxic/Hazardous Subst. Environ. Eng.* 43, 1569–1574. <https://doi.org/10.1080/10934520802293776>

EN-13725, 2003. Air Quality - Determination of Odour Concentration by Dynamic Olfactometry. European Committee for Standardization, Brussels.

European Directive 91/271/CEE, 1991. Manual of interpretation and preparation of

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

reports for the treatment of urban wastewater.

Fan, F., Xu, R., Wang, D., Meng, F., 2020. Application of activated sludge for odor control in wastewater treatment plants: Approaches, advances and outlooks. *Water Res.* 181, 115915. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115915>

Godini, K., Azarian, G., Kimiaei, A., Dragoi, E.N., Curteanu, S., 2021. Modeling of a real industrial wastewater treatment plant based on aerated lagoon using a neuro-evolutive technique. *Process Saf. Environ. Prot.* 148, 114–124. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.09.057>

Harbour, C., Council, C., Levy, E., Benkendorff, K., Klaas, C., Kirby, M., 2022. Water quality in Woolgoolga estuary and valuation of nutrient removal services by the remnant leaf oyster reef . Executive summary.

Hassard, F., Biddle, J., Cartmell, E., Jefferson, B., Tyrrel, S., Stephenson, T., 2015. Rotating biological contactors for wastewater treatment - A review. *Process Saf. Environ. Prot.* 94, 285–306. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2014.07.003>

Huang, T.H., Tung, F.T., Chen, G.F., Chen, W.H., 2022. Variations of N concentrations and microbial community in the start-up of anammox using anaerobic heterotrophic sludge: Influence of a long reaction-phase time and comparison of the efficiencies of attached-versus suspended-growth cultures. *Chemosphere* 287, 132151. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132151>

Huh, S.Y., Shin, J., Ryu, J., 2020. Expand, relocate, or underground? Social acceptance of upgrading wastewater treatment plants. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 45618–45628. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10442-7>

Hurse, T.J., Connor, M.A., 1999. Nitrogen removal from wastewater treatment lagoons.

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

Water Sci. Technol. 39, 191–198. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00139-0](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00139-0)

Ilyas, H., Masih, I., 2017. The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: A review. *J. Environ. Manage.* 198, 372–383. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.098>

INE, 2023. Instituto Nacional de Estadística [WWW Document]. Número municipios por provincias, comunidades autónomas e islas. URL [https://www.ine.es/daco/daco42/codmun/cod\\_num\\_muni\\_provincia\\_ccaa.htm](https://www.ine.es/daco/daco42/codmun/cod_num_muni_provincia_ccaa.htm) (accessed 08.02.23).

Jafarinejad, S., 2017. Cost estimation and economical evaluation of three configurations of activated sludge process for a wastewater treatment plant (WWTP) using simulation. *Appl. Water Sci.* 7, 2513–2521. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0446-8>

Jeon, E.C., Son, H.K., Sa, J.H., 2009. Emission characteristics and factors of selected odorous compounds at a wastewater treatment plant. *Sensors* 9, 311–329. <https://doi.org/10.3390/s90100311>

Jiang, G., Melder, D., Keller, J., Yuan, Z., 2017. Odor emissions from domestic wastewater: A review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 47, 1581–1611. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1386952>

Ju, X., Wu, S., Huang, X., Zhang, Y., Dong, R., 2014. How the novel integration of electrolysis in tidal flow constructed wetlands intensifies nutrient removal and odor control. *Bioresour. Technol.* 169, 605–613. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.051>

Karamouz, M., Movahhed, M., Elyasi, A.H., 2023. Financial allocation and network recovery for interdependent wastewater treatment infrastructure: development of

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

resilience metrics. *Sustain. Resilient Infrastruct.* 8, 262–288.

<https://doi.org/10.1080/23789689.2022.2148447>

La Bella, E., Occhipinti, P.S., Puglisi, I., Fragalà, F., Saccone, R., Russo, N., Randazzo, C.L., Caggia, C., Baglieri, A., 2023. Comparative Phycoremediation Performance of Three Microalgae Species in Two Different Magnitude of Pollutants in Wastewater from Farmhouse. *Sustain.* 15, 1–17. <https://doi.org/10.3390/su151511644>

Labatut, R.A., Pronto, J.L., 2018. Sustainable waste-to-energy technologies: Anaerobic digestion, in: *Sustainable Food Waste-to-Energy Systems*. Elsevier, pp. 47–67. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811157-4.00004-8>

Lebrero, R., Bouchy, L., Stuetz, R., Muñoz, R., 2011. Odor assessment and management in wastewater treatment plants: A review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1080/10643380903300000>

Lemos, A.R., 2013. Emerging-Tech-Wastewater Treatment-Management. *J. Chem. Inf. Model.* 53, 1689–1699.

Leverenz, H.L., Haunschild, K., Hopes, G., Tchobanoglous, G., Darby, J.L., 2010. Anoxic treatment wetlands for denitrification. *Ecol. Eng.* 36, 1544–1551. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.03.014>

Lewkowska, P., Cieślik, B., Dymerski, T., Konieczka, P., Namieśnik, J., 2016. Characteristics of odors emitted from municipal wastewater treatment plant and methods for their identification and deodorization techniques. *Environ. Res.* 151, 573–586. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.08.030>

Li, J., Zou, K., Li, W., Wang, G., Yang, W., 2019. Olfactory characterization of typical odorous pollutants part I: Relationship between the hedonic tone and odor concentration.



## *Resultados y discusión/Results and discussion*

Atmosphere (Basel). 10. <https://doi.org/10.3390/atmos10090524>

Ling, J., de Toledo, R.A., Shim, H., 2016. Biodiesel Production From Wastewater Using Oleaginous Yeast and Microalgae, *Environmental Materials and Waste: Resource Recovery and Pollution Prevention*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803837-6.00008-1>

Long, Y., Zhou, Z., Yin, L., Wen, X., Xiao, R., Du, L., Zhu, L., Liu, R., Xu, Q., Li, H., Nan, R., Yan, S., 2022. Microplastics removal and characteristics of constructed wetlands WWTPs in rural area of Changsha, China: A different situation from urban WWTPs. *Sci. Total Environ.* 811. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152352>

Luo, P., Liu, F., Zhang, S., Li, H., Yao, R., Jiang, Q., Xiao, R., Wu, J., 2018. Nitrogen removal and recovery from lagoon-pretreated swine wastewater by constructed wetlands under sustainable plant harvesting management. *Bioresour. Technol.* 258, 247–254. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.017>

Ma, K., 2017. A Preliminary Comparative Analysis of MBR and CAS Wastewater Treatment Systems. *Int. J. Water Wastewater Treat.* 3. <https://doi.org/10.16966/2381-5299.138>

Maktabifard, M., Al-hazmi, H.E., Szulc, P., Mousavizadegan, M., Xu, X., Zaborowska, E., Li, X., Jacek, M., 2023. Net-zero carbon condition in wastewater treatment plants : A systematic review of mitigation strategies and challenges Activated Sludge Model for Nitrogen. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 185. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113638>

Malovanyy, M., Zhuk, V., Sliusar, V., Sereda, A., 2018. Two stage treatment of solid waste leachates in aerated lagoons and at municipal wastewater treatment plants. *Eastern-European J. Enterp. Technol.* 1, 23–30. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2018.122425>

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

Maquet, C., 2020. Wastewater reuse: A solution with a future. *F. Actions Sci. Rep.* 2020, 64–69.

Márquez, P., Gutiérrez, M.C., Toledo, M., Alhama, J., Michán, C., Martín, M.A., 2022. Activated sludge process versus rotating biological contactors in WWTPs: Evaluating the influence of operation and sludge bacterial content on their odor impact. *Process Saf. Environ. Prot.* 160, 775–785. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.02.071>

Martin, C., Vanrolleghem, P.A., 2014. Analysing, completing, and generating influent data for WWTP modelling: A critical review. *Environ. Model. Softw.* 60, 188–201. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.05.008>

McGinley, C.M., McGinley, M.A., 2012. An Odor Index Scale for Policy and Decision Making Using Ambient & Source Odor Concentrations. *Proc. Water Environ. Fed.* 2006, 244–250. <https://doi.org/10.2175/193864706783791696>

Molinos-Senante, M., 2012. Benchmarking Tools for Improving the Energy Efficiency in Wastewater Treatment Plants. *Ier-Institute.Org* 13, 42–47.

Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., Sala-Garrido, R., Cirelli, G., 2013. Economic feasibility study for intensive and extensive wastewater treatment considering greenhouse gases emissions. *J. Environ. Manage.* 123, 98–104. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.02.044>

Moussavi, S., Thompson, M., Li, S., Dvorak, B., 2021. Assessment of small mechanical wastewater treatment plants: Relative life cycle environmental impacts of construction and operations. *J. Environ. Manage.* 292, 112802. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112802>

Murla, D., Gutierrez, O., Martinez, M., Suñer, D., Malgrat, P., Poch, M., 2016.

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

Coordinated management of combined sewer overflows by means of environmental decision support systems. *Sci. Total Environ.* 550, 256–264.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.076>

Neczaj, E., Grosser, A., 2018. Circular Economy in Wastewater Treatment Plant—Challenges and Barriers 614. <https://doi.org/10.3390/proceedings2110614>

Padrón-Páez, J.I., Almaraz, S.D.L., Román-Martínez, A., 2020. Sustainable wastewater treatment plants design through multiobjective optimization. *Comput. Chem. Eng.* 140.

<https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2020.106850>

Piccardo, M.T., Geretto, M., Pulliero, A., Izzotti, A., 2022. Odor emissions: A public health concern for health risk perception. *Environ. Res.* 204, 112121.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112121>

Preisner, M., Neverova-Dziopak, E., Kowalewski, Z., 2020. Analysis of eutrophication potential of municipal wastewater. *Water Sci. Technol.* 81, 1994–2003.

<https://doi.org/10.2166/wst.2020.254>

Puyol, D., Batstone, D.J., Hülsen, T., Astals, S., Peces, M., Krömer, J.O., 2017. Resource recovery from wastewater by biological technologies: Opportunities, challenges, and prospects. *Front. Microbiol.* 7, 1–23. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.02106>

Qibin, C., Chaoxu, W., Zuo Chen, L.I., Weiqiang, L.I., Zhipeng, S., Jianguo, C.U.I., 2023. Design analysis of constructed wetlands for treatment of terminal effluent of wastewater treatment plants from technical standard perspective. *J. Environ. Eng. Technol.* 13.

<https://doi.org/10.12153/j.issn.1674-991X.20220937>

Reinhardt, M., Müller, B., Gächter, R., Wehrli, B., 2006. Nitrogen removal in a small constructed wetland: An isotope mass balance approach. *Environ. Sci. Technol.* 40,

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

3313–3319. <https://doi.org/10.1021/es052393d>

Risch, E., Boutin, C., Roux, P., Gillot, S., Héduit, A., 2011. LCA in wastewater treatment- Applicability and limitations for constructed wetland systems: using vertical Reed Bed Filters. LCM 2011 Int. Conf. Life Cycle Manag.

Royal Decree 11/1995, n.d. Establishing the standards applicable to the treatment of urban wastewater.

Royal Decree 509/1996 of 15 March, 1996. Establishing the standards applicable to the treatment of urban wastewater 12038–12041.

Rybarczyk, P., Szulczyński, B., Gębicki, J., Hupka, J., 2019. Treatment of malodorous air in biotrickling filters: A review. *Biochem. Eng. J.* 141, 146–162. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2018.10.014>

Sarai, D., 2005. Basic chemistry for water and wastewater operators.

She, Y., Zhao, Y., Ding, H., Feng, Q., Xue, Z., Luo, J., Lu, M., Hu, Q., Cao, J., Dai, Y., Li, M., 2023. Enhanced removal of typical odor compounds in constructed wetlands integrated with iron carbon and tidal flow. *J. Water Process Eng.* 51, 103406. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103406>

Siles, J.Á., Martín, M.D.L.Á., Martín, A., Raposo, F., Borja, R., 2007. Anaerobic digestion of wastewater derived from the pressing of orange peel generated in orange juice production. *J. Agric. Food Chem.* 55, 1905–1914. <https://doi.org/10.1021/jf0630623>

Tian, L., Han, C., Zhang, J., Ouyang, Y., Xi, J., 2021. Development of an H<sub>2</sub>S emission model for wastewater treatment plants. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 71, 1303–1311. <https://doi.org/10.1080/10962247.2021.1939195>

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

Toledo, M., Gutiérrez, M.C., Siles, J.A., García-Olmo, J., Martín, M.A., 2017. Chemometric analysis and NIR spectroscopy to evaluate odorous impact during the composting of different raw materials. *J. Clean. Prod.* 167, 154–162. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.163>

Toledo, M., Gutiérrez, M.C., Siles, J.A., Martín, M.A., 2019. Odor mapping of an urban waste management plant: Chemometric approach and correlation between physico-chemical, respirometric and olfactometric variables. *J. Clean. Prod.* 210, 1098–1108. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.109>

Valdés, M.E., Rodríguez, C.M.C., Santos, L.H.M.L.M., Barceló, D., Giorgi, A.D.N., Rodríguez-Mozaz, S., Amé, M.V., 2023. Contaminants of emerging concern fate and fluvial biofilm status as pollution markers in an urban river. *Chemosphere* 340. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139837>

VDI-Guideline 3880, 2011. Olfactometry – Static Sampling. Beuth Verlag GmbH, Berlin, p.10772.

Voogt, J., Hua, N., Geerdink, P., Beelen, B., Mulder, W., Safi, C., 2023. Nitrogen Loss through Anaerobic Ammonium Oxidation Coupled with Ferric Iron Reduction in the Yellow River Wetland, Sanmenxia, China. *Food Bioprod. Process.* 105151. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2023.126106>

Wetzel, R.G., 1992. Wetlands as Metabolic Gates. *J. Great Lakes Res.* 18, 529–532. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(92\)71320-3](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(92)71320-3)

Whitton, R., Ometto, F., Pidou, M., Jarvis, P., Villa, R., Jefferson, B., 2015. Microalgae for municipal wastewater nutrient remediation: mechanisms, reactors and outlook for tertiary treatment. *Environ. Technol. Rev.* 4, 133–148. <https://doi.org/10.1080/21622515.2015.1105308>

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

World Health Organization, 2020. Guidelines for safe use of urban runoff in agriculture and landscapes.

World Health Organization, 2019. Guidelines for Sanitation and Health, World Health Organization.

Xu, Y., Zeng, X., Bernard, S., He, Z., 2022. Data-driven prediction of neutralizer pH and valve position towards precise control of chemical dosage in a wastewater treatment plant. *J. Clean. Prod.* 348, 131360. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131360>

Yildirim, M., Topkaya, B., 2012. Assessing environmental impacts of wastewater treatment alternatives for small-scale communities. *Clean - Soil, Air, Water* 40, 171–178. <https://doi.org/10.1002/clen.201000423>

Zaher, K., Hammam, G., 2014. Correlation between Biochemical Oxygen Demand and Chemical Oxygen Demand for Various Wastewater Treatment Plants in Egypt to Obtain the Biodegradability Indices. *Int. J. Sci. Basic Appl. Res.* 13, 42–48.

Zhang, J., Shao, Y., Wang, H., Liu, G., Qi, L., Xu, X., Liu, S., 2021. Current operation state of wastewater treatment plants in urban China. *Environ. Res.* 195. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110843>

Zhang, P., Peng, Y., Lu, J., Li, J., Chen, H., Xiao, L., 2018. Microbial communities and functional genes of nitrogen cycling in an electrolysis augmented constructed wetland treating wastewater treatment plant effluent. *Chemosphere* 211, 25–33. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.067>

Zhang, X.L., Yan, S., Tyagi, R.D., Surampalli, R.Y., 2013. Odor control in lagoons. *J. Environ. Manage.* 124, 62–71. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.03.022>

Zhang, Y., Zhang, C., Qiu, Y., Li, B., Pang, H., Xue, Y., Liu, Y., Yuan, Z., Huang, X.,

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

2020. Wastewater treatment technology selection under various influent conditions and effluent standards based on life cycle assessment. *Resour. Conserv. Recycl.* 154, 104562. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104562>

Zheng, X., Zhang, S., Zhang, J., Huang, D., Zheng, Z., 2018. Advanced nitrogen removal from municipal wastewater treatment plant secondary effluent using a deep bed denitrification filter. *Water Sci. Technol.* 77, 2723–2732. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.231>

**BLOQUE III: EVALUACIÓN GLOBAL DE LOS RESULTADOS DE IMPACTO  
OLFATOMÉTRICO MÁS RELEVANTES EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS  
RESIDUALES MEDIANTE TECNOLOGÍAS INTENSIVAS FRENTE A  
EXTENSIVAS.**





**Bloque 3: Evaluación global de los resultados de impacto olfatométrico más relevantes en el tratamiento de aguas residuales mediante tecnologías intensivas frente a extensivas.**

En este bloque se presentan de forma comparativa los resultados obtenidos en los dos artículos científicos, con distinto ámbito de aplicación, llevados a cabo durante el desarrollo de la presente Tesis Doctoral. Por regla general, la gran mayoría de estudios científicos encontrados en bibliografía se centran en el estudio de EDARs de gran tamaño. Aquéllos que lo hacen en instalaciones de tratamiento de menor tamaño focalizan los esfuerzos en el tratamiento del agua o del fango, no siendo frecuente la evaluación del impacto odorífero. La novedad de esta Tesis Doctoral ha sido la inclusión, no sólo de EDARs de mediano y pequeño tamaño, sino también el estudio comparativo de su impacto ambiental en términos de emisiones odoríferas producidas, las cuales se han cuantificado a través de olfatometría dinámica. La comparativa teniendo en cuenta tecnologías y procesos biológicos en la depuración del agua residual (intensivos y extensivos) ha sido un punto de interés en este último apartado de la Tesis, abordando este capítulo final un estudio diferenciador respecto a lo publicado anteriormente.

Las EDARs extensivas e intensivas son dos enfoques diferentes de tratamiento de aguas residuales. Cada uno tiene sus propias ventajas e inconvenientes. Las ventajas que ofrece una EDAR basada en tecnologías extensivas son: bajo coste de operación, baja huella ecológica y correcta integración paisajística. Sin embargo, el alto requerimiento de superficie para su construcción, una menor capacidad de tratamiento y menor eficiencia de eliminación de contaminantes son sus principales inconvenientes. Por otra parte, las EDAR intensivas ofrecen una alta capacidad de tratamiento, con construcciones diseñadas en espacios más limitados en cuanto a la relación superficie/habitante equivalente y con mayor eficiencia de eliminación de contaminantes en comparación a las tecnologías extensivas, sobre todo en cuanto a cinética. Finalmente, sus

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

inconvenientes residen en costes de operación más elevados, una huella ecológica más alta y su difícil integración paisajística.

En el primer artículo “Odor emission assessment of different WWTPs with Extended Aeration Activated Sludge and Rotating Biological Contactor technologies in the province of Cordoba (Spain)”, se analizaron cinco EDARs de mediano tamaño en la provincia de Córdoba (España), identificando que las tecnologías basadas en fangos activos con aireación prolongada (AP) son más eficientes en la eliminación de materia orgánica y generan menos olor en comparación con las tecnologías de contactor biológico rotatorio (CBR), en términos de tasa de emisión de olor por número de habitante equivalente. También se resalta que la gestión de fangos es la principal fuente de emisión de olor, en ambas tecnologías, siendo la sala de gestión de fangos, espesado y/o centrifugado, el punto con mayor emisión de compuestos malolientes.

El segundo artículo “Olfactometric evaluation of extensive technologies in complex CENTA, Seville (Spain)”, se evaluó la EDAR de Carrión de los Céspedes (Sevilla), que atiende a una población pequeña, en este caso, menos de 2000 habitantes equivalentes. Por encima de todo, destaca el uso de tecnologías biológicas extensivas, que, cuando se configuran en serie/paralelo, logran una alta eficacia en la eliminación de materia orgánica. Se cuantificó la concentración de olor utilizando la olfatometría dinámica y se identificaron los puntos con las concentraciones de olor más elevadas, siendo estos los que alcanzaban condiciones de anoxia y anaerobiosis. Se introdujo un nuevo Índice de Generación de Olor (OGI, en inglés) que permite la comparativa en los puntos de muestreo, sea cual sea la tecnología evaluada. Los indicadores clásicos descritos en bibliografía no suelen permitir la comparación entre EDARs de distinta tecnología, tamaño y características del agua. Estos indicadores únicamente son válidos como valores absolutos de concentración, tasa y velocidad de emisión de olor, pero no pueden estimar

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

cambios en la emisión en función de la variación en la eficacia de eliminación de materia orgánica. Autores como Carrera-Chapela et al. (2014) presentan modelos para describir la dispersión de olor en EDARs. Sin embargo, este tipo de modelo es muy simplista, puesto que ha de considerar un régimen estacionario sin considerar los cambios puntuales en el influente, el funcionamiento de planta o las condiciones medioambientales. En paralelo, Zhang et al. (2016) utilizan indicadores de olor muy limitados; sólo consideran el impacto odorífero de una EDAR debido únicamente a la concentración de  $\text{NH}_3$  y  $\text{H}_2\text{S}$ . He aquí la importancia del OGI para comparar cualquier depuradora y tipo de tecnología integrada en ella. Además, un análisis estadístico multivariante de componentes principales (ACP) confirmó la existencia de grupos definidos según las tecnologías empleadas para la depuración del agua residual, las variables fisicoquímicas de esta agua residual y las variables de operación, entre otros.

La inclusión de este nuevo indicador de olor permitió extender la comparación de las tecnologías extensivas e intensivas basadas en AP y CBR del primer estudio recogido en esta memoria. Resaltar que, sin considerar la sala de gestión de fangos de las EDARs intensivas como un punto crítico de emisión de olor y fuente de compuestos volátiles a la atmósfera, los valores numéricos de  $\text{OGI}_C$  (véase Tabla 1) obtenidos en Nueva Carteya, Cabra, Zuheros, Pedroche y Villanueva de Córdoba fueron de 659, 297, 240, 229 y 60  $\text{ou}_E/\text{g O}_2$  eliminado, respectivamente. Por otra parte, los valores de OGI (véase Tabla 2) determinados en la EDAR de Carrión de los Céspedes para las líneas formadas por una fosa séptica, sistemas de lagunaje, sistemas de humedales, raceway mixotrófico de algas-bacterias y humedal de grava, presentaron un amplio rango de valores de OGI desde 232.000 hasta 70  $\text{ou}_E/\text{g O}_2$  eliminado. No obstante, dado que los tratamientos extensivos suelen implantarse en serie para alcanzar los límites de vertido, los valores determinados para la emisión de efluentes acuosos acorde a la normativa vigente muestran que los

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

sistemas de grava presentan valores en el mismo orden de magnitud que los sistemas basados en humedales, con valores de 5048 y 4735  $\text{ou}_E/\text{g O}_2$  eliminado, respectivamente. Los principales focos de emisión en estas instalaciones los constituyen los sistemas de almacenamiento de aguas residuales con reducción o transformación de sólidos en cabecera de planta: fosas sépticas o tanque Imhoff. Los valores para estos últimos han sido de 18.550 y 3270  $\text{ou}_E/\text{g O}_2$  eliminado, demostrando que en las fosas sépticas se produce una elevada emisión de olor por transformación de la materia orgánica contaminante, mientras que en el tanque Imhoff la emisión es compensada con una elevada degradación de materia orgánica.

Tabla 1. Valores de  $\text{OGI}_C$  obtenidos en diferentes EDARs intensivas (EMPROACSA).

<i>EDAR</i>	<i>OER/DQO</i> <i>T, elim.</i> ( <i>ou<sub>E</sub>/g O<sub>2</sub></i> )
Nueva Carteya	659
Cabra	297
Zuheros	240
Pedroche	229
Villanueva de Córdoba	60

Tabla 2. Valores de  $\text{OGI}_C$  obtenidos en diferentes líneas de tratamiento de la EDAR CENTA.

<i>Tecnología</i>	<i>OER/DQO</i> <i>T, elim.</i> ( <i>ou<sub>E</sub>/g</i> )	<i>Tecnología</i>	<i>OER/DQO</i> <i>T, elim.</i> ( <i>ou<sub>E</sub>/g</i> )
FFW	232.010	ML	2830
ALI	147.500	GPW	1620
ST	18.550	BW	980
ALII	15.900	RAB	525
GW	15.780	AS (Intens.)	205
FL	6706	D	70
IMH	3270		

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

Por tanto, se puede concluir que los sistemas intensivos son más eficientes en la eliminación de materia orgánica en el tratamiento secundario y minimizan el impacto odorífero generado si no se tiene en cuenta la emisión de olor en la gestión del fango por su posibilidad de control al encontrarse generalmente en recintos cerrados (sala de centrífugas). Si la implantación de los sistemas de control de olor no se lleva a cabo o no se explotan, la emisión en los sistemas intensivos se incrementa considerablemente. Concretamente, la gestión del fango supone más del 99 % de promedio en la emisión total de los sistemas intensivos. Ha de tenerse presente que tanto las EDARs intensivas como el CENTA en su conjunto, cumplen con el Real Decreto 509/1996 del 15 de marzo, por el que se establecen los valores máximos para vertido a cauce público de aguas residuales, si bien no existe una normativa estricta en cuanto a la contaminación odorífera.

A pesar de ello, la imperante necesidad de instaurar sistemas de mitigación odorífera en EDARs de alta intensidad, reviste un carácter esencial con miras a atenuar los impactos adversos derivados de los efluentes odoríferos emitidos por dichas infraestructuras en poblaciones adyacentes, existiendo diversas alternativas para tratar las contaminaciones por este tipo de gases: lavadores químicos, procesos de adsorción en carbones activos o la implantación de sistemas de biofiltración (Alinezhad et al., 2019; Lebrero et al., 2011c; Márquez et al., 2021).

### **REFERENCIAS**

- Alinezhad, E., Haghghi, M., Rahmani, F., Keshizadeh, H., Abdi, M., Naddafi, K., 2019. Technical and economic investigation of chemical scrubber and bio-filtration in removal of H<sub>2</sub>S and NH<sub>3</sub> from wastewater treatment plant. *J. Environ. Manage.* 241, 32–43. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.003>
- Carrera-Chapela, F., Donoso-Bravo, A., Souto, J.A., Ruiz-Filippi, G., 2014. Modeling the odor generation in WWTP: An integrated approach review. *Water. Air. Soil Pollut.* 225. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-1932-y>
- Lebrero, R., Rodríguez, E., García-Encina, P.A., Muñoz, R., 2011. A comparative assessment of biofiltration and activated sludge diffusion for odour abatement. *J.*

## *Resultados y discusión/Results and discussion*

Hazard. Mater. 190, 622–630. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.03.090>

Márquez, P., Benítez, A., Caballero, Siles, J.A., Martín, M.A., 2021. Integral evaluation of granular activated carbon at four stages of a full-scale WWTP deodorization system. *Sci. Total Environ.* 754, 142237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142237>

Real Decreto 509/1996 de 15 de marzo, n.d. de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Zhang, C., Wang, L., Wang, X., Lu, J., Zhang, X., An, W., Xiao, Y., Li, L., Shen, H., Jing, W., Jiang, S., 2016. Odor emission impact assessment of Zhengwangfen wastewater treatment plant in Beijing. *Desalin. Water Treat.* 57, 17901–17910. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1086891>

## ***CONCLUSIONES/CONCLUSIONS***





## **CONCLUSIONES**

Los resultados obtenidos durante el desarrollo de la presente Tesis Doctoral revelan la urgente necesidad de llevar a cabo la evaluación integral de la emisión odorífera derivada del tratamiento de aguas residuales, teniendo en cuenta simultáneamente las condiciones del agua residual, del fango, las variables de operación de la EDAR y condiciones ambientales. Para dichos fines, es preciso el empleo de herramientas que permitan identificar las causas y puntos de generación de olores desagradables.

Con carácter general, la olfatometría dinámica ha permitido realizar un correcto estudio odorífero en los puntos considerados críticos de emisiones en focos localizados de cada EDAR. Por otra parte, el análisis estadístico mediante la aplicación de ACP y RM han sido claves para extraer las interesantes conclusiones globales, obtenidas de los estudios efectuados en distintas EDARs que operan a escala industrial. Es de resaltar que los resultados y conclusiones se han obtenido bajo las adecuadas condiciones de operación que conducen a que, en todas las depuradoras evaluadas, intensivas y extensivas, las eficacias de eliminación de contaminantes permitan vertidos adecuados a los cauces receptores.

En el primer bloque de la Tesis Doctoral, enfocado en las EDARs de pequeño y mediano tamaño con tecnologías intensivas de la provincia de Córdoba, las conclusiones obtenidas son las siguientes:

- Tanto en EDARs basadas en AP como CBR, de los tres puntos críticos evaluados (entrada, desarenador y sala de gestión de fango) por su impacto odorífero potencial, la sala de gestión de fangos ha sido el punto donde la tasa de emisión de olor (OER) cuantificada ha alcanzado el 99% del total de la emisión de la

## *Conclusiones/Conclusions*

planta, con un valor promedio para las EDARs de Villanueva de Córdoba, Pedroche, Zuheros, Cabra y Nueva Carteya de 33.400, 44.600, 24.900, 43.700 y 181.100 ou<sub>E</sub>/s, respectivamente. Es destacable la existencia de una gran influencia del tipo de influente que recibe la EDAR, ya sea de tipo urbano para las EDARs de Villanueva de Córdoba, Cabra y Nueva Carteya, o de tipo industrial y urbano, como es el caso de Pedroche y Zuheros.

- El estudio estadístico multivariante ha permitido determinar las variables que más influencia han mostrado sobre la OER, siendo por orden de importancia: humedad (57%), pH (28%), actividad microbiológica relacionada con las variables respirométricas VECO y CAO<sub>20</sub> y temperatura. Dichas variables suponen conjuntamente un porcentaje de influencia de 93,2%. Se ratifica así que las condiciones relacionadas con la actividad respirométrica son las más importantes tanto en el tratamiento del agua como en la generación de olor emanado de las mismas.
- El análisis quimiométrico del estudio multitécnica (físico-químico, respirométrico y olfatométrico) mediante PCA, ha sido una herramienta potente y eficaz para establecer agrupamientos en los puntos de estudio de emisión de olor. En la evaluación estadística del agua residual y fango, la varianza total explicada en la línea de aguas (arqueta de entrada y desarenador) fue de 72,27%, mientras que en la sala de gestión del fango alcanzó un valor de 69,81%, siendo en el caso del fango de 64,51%. En los clusters formados, las variables físico-químicas que más afectan a la emisión de olor han sido concentración de materia orgánica, contenido en nitrógeno y sólidos totales, estrechamente relacionadas con el tipo de influente.

## *Conclusiones/Conclusions*

En el estudio realizado a las tecnologías extensivas o combinación de las mismas en la instalación de Carrión de los Céspedes (Sevilla) gestionada por la fundación CENTA, las conclusiones más importantes extraídas son:

- Las tecnologías extensivas del complejo CENTA al disponerse en una configuración en serie/paralelo han sido capaces de alcanzar una alta eficacia de eliminación de materia orgánica, nitrógeno y fósforo cumpliendo con los límites de vertido establecidos por la legislación vigente. Las líneas más eficaces en este sentido han sido las compuestas por los sistemas de humedales de filtración en serie, seguidos de los sistemas de lagunaje en sus distintas modalidades.
- De las tecnologías evaluadas, la laguna anaerobia I (ALI), laguna facultativa (FL) y fosa séptica (ST) presentaron una OER de 6.250, 663 y 230  $ou_E/s$ , respectivamente. De este modo, las condiciones anaerobias han sido las principales responsables de la emisión de compuestos malolientes.
- La definición de un indicador de emisión odorífera (OGI, Odor Generation Index) que contempla tanto la emisión de olor como la materia orgánica eliminada individual y conjuntamente con el nitrógeno, de la que proviene, ha permitido comparar las diferentes tecnologías evaluadas, extrayendo las siguientes conclusiones:
  - Individualmente, las tecnologías con valores más elevados en  $OGI_C$  han sido humedal de flujo libre (FFW), ALI y ST (232.010, 147.500 y 18.500  $ou_E/g$  de  $DQO_{total}$  eliminado, respectivamente). Por otra parte, los valores más altos en  $OGI_{CN}$  se alcanzaron en ALI, FFW y en el humedal de grava (GW), siendo estos de 105.450, 74.000 y 11.560  $ou_E/g$ , respectivamente.

## *Conclusiones/Conclusions*

- Colectivamente, la línea de pretratamientos (arqueta y desarenador) formada por los sistemas de lagunaje presenta valores de  $OGI_C$  y  $OGI_{CN}$  de 28.000  $ou_E/g O_2$  y 24.122  $ou_E/g$ , respectivamente, seguidos del sistema formado por ST con valores de 5822  $ou_E/g O_2$  y 4626  $ou_E/g$  para  $OGI_C$  y  $OGI_{CN}$ , respectivamente.

Tras un estudio odorífero previo, el análisis quimiométrico mediante ACP bidimensional ha explicado un porcentaje de varianza de 60,29%, permitiendo establecer los siguientes agrupamientos: pretratamientos, tratamientos extensivos aerobios, tratamientos extensivos anaerobios y fangos activos por aireación prolongada. Todos ellos en función de las características del agua y de la emisión odorífera.

Finalmente, empleando el indicador  $OGI_C$  se ha podido comparar de forma cuantitativa y novedosa la emisión de olor generada en EDARs de tipo intensivo con el tratamiento de aguas residuales en plantas incluyendo líneas de tratamiento que constan de una o varias tecnologías extensivas. Este indicador ha permitido la emisión comparada en el tratamiento de la línea de aguas sin contemplar la emisión del acondicionamiento del fango. Las plantas intensivas gestionadas por EMPROACSA, Nueva Carteya, Cabra, Zuheros, Pedroche y Villanueva de Córdoba, obtuvieron valores de 659, 297, 240, 229 y 60  $ou_E/g DQO_{total}$  eliminada, respectivamente. Por el contrario, la misma ratio en las líneas con tratamientos de tipo extensivo presentan valores altos por el tratamiento de decantación y mineralización de sólidos en cabecera de la planta. Por ello, la combinación de sistemas de lagunaje y fosa séptica en serie genera 28.000 y 5.822  $ou_E/g DQO_{total}$  eliminada, respectivamente, mientras que el resto de las tecnologías extensivas, dispuestas en línea, mostraban valores comprendidos entre 5048 y 93  $ou_E/g DQO_{total}$  eliminada.

En definitiva, dada la falta de estudios a escala industrial relativos a la contaminación atmosférica y odorífera en EDARs de pequeño y mediano tamaño, esta Tesis Doctoral aporta nuevos avances científico-tecnológicos en el conocimiento de su impacto odorífero, además de las principales causas que lo generan. De esta forma, se sientan las bases para en posteriores etapas aplicar posibles medidas correctoras para el control de olor, en muchos casos molestos para la sociedad y problemáticos para el medio ambiente. Todo ello, en consonancia con la ley de la Calidad del Aire de aplicación variable en cada comunidad autónoma y que deja en manos de las comunidades las medidas a tomar en cuenta a emisiones odoríferas se refiere.



## **CONCLUSIONS**

The results obtained during the development of this Doctoral Thesis underscore the urgent need for a comprehensive assessment of odor emissions in wastewater treatment, taking into consideration the conditions of wastewater, sludge, the operational variables of the WWTP, and environmental conditions. To achieve these objectives, it is imperative to use tools that enable the identification of the causes and points of unpleasant odor generation.

In general, dynamic olfactometry has facilitated a proper olfactory study at critical emission points in localized areas of each WWTP. Additionally, multivariate statistical analysis, through the application of PCA and MR, has been instrumental in extracting the following overall conclusions from studies conducted in different industrial-scale WWTPs. It is noteworthy that the results and conclusions have been obtained under appropriate operational conditions, ensuring that in all evaluated treatment plants, both intensive and extensive, the effectiveness of organic matter removal has led to discharges that comply with appropriate standards for receiving water bodies.

In the first section of the Doctoral Thesis, which focused on small and medium-sized WWTPs with intensive technologies in the province of Córdoba, the following conclusions were reached:

- In both EAAS and RBC WWTPs, among the three points assessed (inlet, desander and sludge management facility), the sludge management room has been the location with the highest potential odor impact. The quantified OER in this area reached 99% of the total plant emissions, with an average concentration for the WWTPs in Villanueva de Córdoba, Pedroche, Zuheros, Cabra, and Nueva Carteya of 33,400; 44,600; 24,900; 43,700, and 181,100 ou<sub>E</sub>/s, respectively. There is



## *Conclusiones/Conclusions*

marked influence of the type of influent that the WWTP receives, whether urban type for the Villanueva de Córdoba, Cabra and Nueva Carteya WWTPs, or industrial and urban type, as is the case of Pedroche and Zuheros.

- The multivariate statistical analysis has allowed for the determination of the variables that have shown the most influence on OER, ranked in order of importance: humidity (57%), pH (28%), microbiological activity related to respirometric variables SOUR and OD20, and temperature. The aforementioned variables collectively account for a 93.2% influence. This reaffirms that conditions related to respirometric activity are the most critical factors both in water treatment and in the generation of emitted odors.
- The chemometric analysis in the multi-technique study (physicochemical, respirometric, and olfactometric) using PCA has been proven to be a powerful and effective tool for establishing groupings at odor emission study points. In the statistical evaluation of wastewater and sludge, the total explained variance in the wastewater line (inlet and desander) was 72.27%, while in the sludge management room, it was 69.81%, and finally, for the sludge, it was 64.51%. In the clusters formed, the physicochemical variables that most significantly affect odor emissions were organic matter concentration, nitrogen content, and total solids, closely related to the influent type.

In the study conducted on extensive technologies or combinations at the Carrión de los Céspedes facility in Sevilla, managed by the CENTA Foundation, the most important conclusions drawn from the research are shown as follows:

- The extensive technologies employed at CENTA, when configured in a series/parallel arrangement, have demonstrated the ability to achieve high removal

## *Conclusiones/Conclusions*

efficiency of organic matter, nitrogen, and phosphorus, complying with the discharge limits set by current legislation. The most effective lines in this regard have been those composed of filtration wetland systems in series, followed by various forms of lagooning.

- Among the evaluated technologies, the anaerobic lagoon I (ALI), facultative lagoon (FL) and septic tank (ST) presented an OER of 6250, 663 and 230  $\text{ou}_E/\text{s}$ , respectively. In this way, anaerobic conditions have been mainly responsible for the emission of malodorous compounds.
- The development of an odor emission indicator, OGI (Odor Generation Index), which takes into account both odor emissions and the removed organic matter eliminated individually and jointly with nitrogen from which they originate, has enabled the comparison of various evaluated technologies, leading to the following conclusions:
  - Individually, the technologies with the highest values of  $\text{OGI}_C$  have been free-flowing wetland (FFW), ALI and ST (232,010; 147,500 and 18,500  $\text{ou}_E/\text{g}$  of  $\text{COD}_{\text{total}}$  removed, respectively). On the other hand, the highest values in  $\text{OGI}_{\text{CN}}$  were reached in ALI, FFW and in the gravel wetland (GW), these being 105,450; 74,000 and 11,560  $\text{ou}_E/\text{g}$ , respectively.
  - Collectively, the pre-treatment line (inlet and desander) formed by the lagoon systems presents  $\text{OGI}_C$  and  $\text{OGI}_{\text{CN}}$  values of 28,000  $\text{ou}_E/\text{g O}_2$  and 24,122  $\text{ou}_E/\text{g}$ , respectively, followed by the system formed by the septic tank with values of 5822  $\text{ou}_E/\text{g O}_2$  and 4626  $\text{ou}_E/\text{g}$  for  $\text{OGI}_C$  and  $\text{OGI}_{\text{CN}}$ , respectively.

## *Conclusiones/Conclusions*

Following a prior odor study, the chemometric analysis through two-dimensional PCA explained a variance percentage of 60.29%, enabling the establishment of different groupings: pre-treatments, extensive aerobic treatments, extensive anaerobic treatments, and extended aeration activated sludge. All of these groupings are based on water characteristics and odor emissions.

Finally, by using OGI, it has been possible to quantitatively and innovatively compare odor emissions generated in intensive WWTPs with wastewater treatment plants that include treatment lines incorporating one or more extensive technologies. This indicator allowed for a comparative assessment of emissions in the water treatment line without considering sludge conditioning emissions.

The intensive plants managed by EMPROACSA, namely Nueva Carteya, Cabra, Zuheros, Pedroche, and Villanueva de Córdoba, obtained values of 659, 297, 240, 229, and 60  $\text{ou}_E/\text{g}$  of  $\text{COD}_{\text{total}}$  removed, respectively. In contrast, the same ratio in treatment lines of extensive types exhibits higher values due to the settling and solid mineralization treatment at the head of the plant. Therefore, the combination of lagoon systems and septic tank in series generates 28,000 and 5822  $\text{ou}_E/\text{g}$   $\text{COD}_{\text{total}}$  removed, respectively, while the rest of the extensive technologies, arranged in line, showed values between 5048 and 93  $\text{ou}_E/\text{g}$   $\text{COD}_{\text{total}}$  removed.

In conclusion, given the lack of industrial-scale studies related to air pollution and odorous emissions in small and medium-sized WWTPs, this Doctoral Thesis contributes new scientific and technological advancements to our understanding of their odor impact and the primary causes behind it. This lays the groundwork for potential corrective measures to control odor, which can often be a nuisance to society and environmentally problematic. This research aligns with the Air Quality Law, which varies in its application

## *Conclusiones/Conclusions*

in each autonomous community and delegates to the communities the authority to take measures regarding odorous emissions.



# ***NOMENCLATURA/NOMENCLATURE***

<b>ACRÓNIMO/SÍMBOLO</b>	<b>DEFINICIÓN</b>
<b>A</b>	Area
<b>ACP</b>	Análisis de componentes principales
<b>Alc</b>	Alcalinidad
<b>ALI</b>	Anaerobic lagoon I
<b>ALII</b>	Anaerobic lagoon II
<b>Alk</b>	Total alkalinity
<b>AP</b>	Fangos activos de aireación prolongada
<b>AS</b>	Activated sludge
<b>AV</b>	Acidez volátil
<b>BOD</b>	Biological oxygen demand
<b>BOD<sub>5</sub></b>	Oxygen biological demand at 5 days
<b>BW</b>	Bio-electrogenic wetland
<b>CAO<sub>20</sub></b>	Consumo acumulado de oxígeno a las 20 horas
<b>CBR</b>	Contactador biológico rotatorio
<b>CENTA</b>	Centro Experimental de Nuevas Tecnologías del Agua
<b>CI</b>	Carbono inorgánico soluble
<b>C<sub>ic</sub></b>	Soluble inorganic carbon
<b>COD</b>	Chemical oxygen demand
<b>Cond.</b>	Conductividad
<b>COT</b>	Carbono orgánico total soluble
<b>COV</b>	Compuesto orgánico volátil
<b>CT</b>	Carbono total soluble
<b>C<sub>T</sub></b>	Soluble total carbon
<b>C<sub>Toc</sub></b>	Soluble organic total carbon

## *Nomenclatura/Nomenclature*

<b>C-WWTP</b>	Cabra WWTP
<b>D</b>	Desander
<b>DBO<sub>5</sub></b>	Demanda biológica de oxígeno a los 5 días
<b>DMS</b>	Dimethyl sulfide
<b>DO</b>	Dissolved oxygen
<b>DQO</b>	Demanda química de oxígeno
<b>DQO<sub>s</sub></b>	Demanda química de oxígeno soluble
<b>e.i.</b>	Equivalent inhabitant
<b>EAAS</b>	Extended aeration activated sludge
<b>EDAR</b>	Estación depuradora de aguas residuales
<b>EMPROACSA</b>	Empresa Provincial de Aguas de Córdoba, S.A.
<b>FFW</b>	Free flow wetland
<b>FL</b>	Facultative lagoon
<b>FS</b>	Fixed solids
<b>FSS</b>	Fixed suspended solids
<b>GC</b>	Gas chromatography
<b>GPW</b>	Gravel + plant wetland
<b>GW</b>	Gravel wetland
<b>HRT</b>	Hydraulic retention time
<b>HT</b>	Homogenization tank
<b>I</b>	Inlet
<b>IMH</b>	Imhoff tank
<b>M</b>	Moisture
<b>ML</b>	Maduration lagoon
<b>MR</b>	Multivariate regression
<b>MS</b>	Mass spectrometry



## *Nomenclatura/Nomenclature*

<b>NC-WWTP</b>	Nueva Carteya WWTP
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	Nitrógeno amoniacal
<b>N-NTK</b>	Nitrógeno total Kjeldahl
<b>N-TKN</b>	Nitrógeno total Kjeldah
<b>NT<sub>s</sub></b>	Nitrógeno total soluble
<b>OC</b>	Odor concentration
<b>OD</b>	Olfatometría dinámica
<b>OD<sub>20</sub></b>	Oxygen demand at 20 hours
<b>ODS</b>	Objetivos de Desarrollo Sostenible
<b>OER</b>	Odor emission rate
<b>ou<sub>E</sub></b>	European odor units
<b>PCA</b>	Principal component analysis
<b>PP</b>	Post primary treatment
<b>P-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	Phosphorous content expressed as P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
<b>P<sub>s</sub></b>	Soluble phosphorus
<b>P-WWTP</b>	Pedroche WWTP
<b>Q</b>	Gas airflow
<b>Q<sub>inlet</sub></b>	Influent waterflow
<b>Q<sub>outlet</sub></b>	Effluent waterflow
<b>R</b>	Liquid fraction of centrifuged sewage sludge
<b>RAB</b>	Raceway (algae + bacteria)
<b>RBC</b>	Rotatory biological contactor
<b>RM</b>	Regresión multivariante
<b>S</b>	Solid fraction of centrifuged sewage sludge
<b>SM</b>	Sólidos minerales

## *Nomenclatura/Nomenclature*

<b>SMF</b>	Sludge Management Facilities
<b>SOER</b>	Specific odor emission rate
<b>SOUR</b>	Specific oxygen uptake rate
<b>SRB</b>	Sulfate reducing bacteria
<b>SS</b>	Sólidos en suspension
<b>ST</b>	Sólidos totals / Septic tank
<b>SV</b>	Sólidos volátiles
<b>T</b>	Temperature
<b>TRH</b>	Tiempo de residencia hidráulico
<b>TS</b>	Total suspended solids
<b>TSS</b>	Total suspended solids
<b>VACs</b>	Volatile aromatic compounds
<b>VECO</b>	Velocidad específica de consumo de oxígeno
<b>VOC</b>	Volatile organic compounds
<b>VS</b>	Volatile solids
<b>VSC</b>	Volatile sulphur compounds
<b>VSS</b>	Volatile suspended solids
<b>V-WWTP</b>	Villanueva de Córdoba WWTP
<b>WWTP</b>	Wastewater treatment plant
<b>Z-WWTP</b>	Zuheros WWTP

# *PRODUCCIÓN CIENTÍFICA*



**ARTÍCULOS:**

- **“Odor emission assessment of different WWTPs with Extended Aeration Activated Sludge and Rotating Biological Contactor technologies in the province of Cordoba (Spain)”** A. Ruiz-Muñoz, J.A. Siles, P. Márquez, M. Toledo, M.C. Gutiérrez, M.A. Martín. 2023. Journal of Environmental Management (Índice de impacto 2022: **8,700**; 31/274, Environmental Sciences). (doi: 10.1016/j.jenvman.2022.116741).
- Pendiente de publicación está el artículo con título: **Olfactometric evaluation of extensive technologies in complex CENTA, Seville (Spain)** A. Ruiz-Muñoz, J.J Salas, P. Márquez, M. Toledo, J.A. Siles, M.A. Martín.
- “Estudio de las emisiones odoríferas en pequeñas y medianas EDARs” Alberto Ruiz, Pedro Márquez, José Ángel Siles, Miguel Ranchal, Manuel Dios, Arturo Fco. Chica, M<sup>a</sup> Ángeles Martín, publicado en la Revista: “Prevenidos. Aguas de Córdoba”. Vol. 5, páginas 18-21, año 2020, ([https://issuu.com/aguasdecordoba/docs/prevenidos\\_5](https://issuu.com/aguasdecordoba/docs/prevenidos_5)).

**CONGRESOS:**

- Asistencia al IX Congreso Científico de Investigadores en Formación, con el título *“NUEVOS DESAFÍOS, NUEVAS OPORTUNIDADES”*, organizado por las Escuelas de Doctorado Educo y eidA3 (sede Córdoba) de la Universidad de Córdoba, celebrado en Córdoba los días 3 a 6 de mayo de 2021 y presentación de la comunicación en formato póster titulada “Evaluación odorífera de EDARS con tecnologías de aireación prolongada y contactor biológico rotatorio en la provincia de Córdoba (España)” A. Ruiz-Muñoz, P. Márquez, M. Toledo, J.A. Siles, M.A. Martín.

- Asistencia Congreso del META 22 (Mesa Española Tratamiento de Aguas), celebrado en la Universidad de Sevilla, en Sevilla, el 1 y 3 de junio de 2022 y presentaciones de los pósteres titulados:
  - “Evaluación odorífera de 5 EDARs con diferentes tecnologías intensivas en la provincia de Córdoba (España)”. Autores: A. Ruiz-Muñoz, M.C. Gutiérrez, J.A., P. Márquez, J.A. Siles, M.A. Martín.
  - “Tecnología ATAD para el tratamiento de lodos de depuradora generados en ciudades de pequeño y mediano tamaño” Autores: M.C. Gutiérrez, A. Ruiz-Muñoz, J.A. Siles, A. Chica, M.A. Martín.
- Asistencia al XI Congreso Científico de Investigadores en Formación, con el título “*El arte de investigar*”, organizado por las Escuelas de Doctorado Educo y eidA3 (sede Córdoba) de la Universidad de Córdoba, celebrado en la Facultad de Medicina y Enfermería, en Córdoba el día 4 de mayo de 2023 y presentación de la comunicación oral titulada “Evaluación odorífera de diferentes EDARS en la provincia de Córdoba (España)” A. Ruiz-Muñoz, P. Márquez, M. Toledo, J.A. Siles, M.A. Martín.
- Asistencia al I Congreso de Química Aplicada a la Energía y al Medio Ambiente (QUIEMA 23), de la Universidad de Córdoba, en Córdoba a 12-13 de junio de 2023 y presentación de la comunicación oral titulada “Evaluación odorífera de tecnologías extensivas e intensivas en EDARs de pequeño y mediano tamaño” A. Ruiz-Muñoz, P. Márquez, M.C. Gutiérrez, J.A. Siles, M.A. Martín.
- Asistencia Asamblea del META 23 (Mesa Española Tratamiento de Aguas), celebrado en la Universidad de Oviedo, en Oviedo, el 20 y 21 de julio de 2023 y presentación de la comunicación oral titulada “Evaluación odorífera de

tecnologías extensivas en EDARs de pequeño tamaño”. Autores: A. Ruiz-Muñoz, J.A. Siles, P. Márquez, M. Toledo, J.J. Salas, M.C. Gutiérrez, M.A. Martín.

#### **SEMINARIOS:**

- “Introducción a la espectroscopía Raman. Principios y Aplicaciones. Celebrado en las instalaciones del SCAI de la Universidad de Córdoba el día 12 de noviembre de 2019, por un total de 3 horas.
- Jornada Formativa Doctoral sobre “El doctorado en la universidad de Córdoba, marco normativo, procesos y procedimientos”, organizada por la Escuela de Doctorado de la Universidad de Córdoba, celebrada en Córdoba día 13 de diciembre de 2019.
- Participación en el 6º Plan Anual de Captación de Estudiantes (PACE) curso 2019/20, dentro del Programa II, visita de los Institutos de Educación secundaria/Centros Docentes Privados a la Universidad de Córdoba, colaborando con 17 horas, en las “XIII Jornadas de Introducción al Laboratorio Experimental de Química”, de la Facultad de Ciencias.
- Participación en las VIII Jornadas de Divulgación Científica “#UCODivulga. Más allá de los papers” celebradas en Córdoba el 11 de marzo de 2020 con una duración de 6 horas.
- "Formación inicial en prevención de riesgos laborales para el personal de la Universidad de Córdoba" (2022/6/PRL) dentro del plan de formación en prevención de riesgos laborales, desarrollado entre los días 9 de marzo de 2022 al 23 de marzo de 2022, con una carga lectiva de 5 horas.
- Curso de Tratamiento de datos obtenidos de técnicas analíticas de la acción Training Network Courses 2022 del ceiA3, impartido en la Universidad de

Córdoba entre las fechas 18/05/2022 y 20/05/2022, con una duración total de 20 horas.

- "Seguridad y salud en los laboratorios" (2022/9/PRL) dentro del plan de formación en Prevención de Riesgos Laborales, desarrollado el día 23 de junio de 2022, con una carga lectiva de 4 horas.
- I Jornadas de doctorandos en Biociencias y Ciencias Agroalimentarias en la Universidad de Córdoba, 5 horas de duración, celebradas en el Aula Magna de la Universidad de Córdoba (España), día 21 diciembre de 2022.
- Conferencia impartida por el Prof. Domenico Otranto de la Facultad de Veterinaria de la Universidad de Bari, Italia, celebrada en la Universidad de Córdoba dentro del Programa de formación específica del Programa de Doctorado en Biociencias y Ciencias Agroalimentarias, el día 10 de mayo de 2023. Duración de 2 horas, título: "Writing a scientific article: building our future in bioscience research".

#### **PARTICIPACIÓN EN PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN:**

- Cuantificación rápida de compuestos orgánicos volátiles, fundamentalmente olorosos, emitidos por residuos orgánicos. Referencia: CTM2017-88723-R, fechas de:01-01-2018 a 30-09-2021. Ministerio de Economía y Competitividad.
- Integración del *IoT* en la optimización de la recogida urbana de residuos basada en el impacto oloroso (PID2020-117438RBI00), fechas: De 01-09-2021 a 31-08-2024. Ministerio de Ciencia e Innovación.
- Control de emisiones odoríferas en plantas de gestión de residuos sólidos urbanos basado en *IoT* (TED2021- 130668BI00), fechas: De 01-12-2022 a 30-11-2024. Ministerio de Ciencia e Innovación.



**PARTICIPACIÓN EN PROYECTOS DE INNOVACIÓN DOCENTE:**

- Reforzamiento de la docencia teórico-práctica de los grados de CyTA y CCAA: desde la comprensión lectora en el aula, a la integración de conocimientos en la realidad industrial (Curso 20/21).
- La metodología flipped learning como herramienta de aprendizaje activo en las sesiones prácticas experimentales de grados científicos/tecnológicos (Curso 21/22).
- Innovación en la docencia encaminada hacia prácticas de laboratorio interdisciplinares y su adaptación al contexto industrial en los Grados de CyTA, Veterinaria y CCAA (Curso 22/23).

**DOCENCIA:** Colaborador Honorario, curso 2019/2020, con 15 horas de docencia.

**Año académico: 2020**

**Puesto ocupado: Becarios Formación Personal Investigador**

Asignatura	Titulación	Curso	Teoría/Práctica	Horas totales
Tratamiento De Aguas Residuales	Grado de ciencias ambientales	3	Práctica	12
Contaminación Atmosférica	Grado de ciencias ambientales	3	Práctica	8
Gestión Medioambiental En La Industria Alimentaria	Grado de ciencia y tecnología de los alimentos	3	Práctica	12
<b>Total horas impartidas por curso académico / cuatrimestre</b>				<b>32</b>

**Año académico: 2021**

**Puesto ocupado: Becarios Formación Personal Investigador**

Asignatura	Titulación	Curso	Teoría/Práctica	Horas totales
Tratamiento De Aguas Residuales	Grado de ciencias ambientales	3	Práctica	27
Gestión Energética Y Ecoeficiencia	Grado de ciencias ambientales	3	Práctica	24
Gestión Medioambiental En La Industria Alimentaria	Grado de ciencia y tecnología de los alimentos	3	Práctica	6
<b>Total horas impartidas por curso académico / cuatrimestre</b>				<b>57</b>

**Año académico: 2022**

**Puesto ocupado: Becarios Formación Personal Investigador**

Asignatura	Titulación	Curso	Teoría/Práctica	Horas totales
Tratamiento De Aguas Residuales	Grado de ciencias ambientales	3	Práctica	36
Gestión Energética Y Ecoeficiencia	Grado de ciencias ambientales	3	Práctica	12
Gestión Medioambiental En La Industria Alimentaria	Grado de ciencia y tecnología de los alimentos	3	Práctica	12
Total horas impartidas por curso académico / cuatrimestre				60

### **FORMACIÓN COMPLEMENTARIA A LA TESIS DOCTORAL:**

- Máster Universitario en Profesorado de Enseñanza Secundaria Obligatoria y Bachillerato, Formación Profesional y Enseñanza de Idiomas. Especialidad de Física y Química (Curso 21/22).
- Título de Experto en Docencia Universitaria, Universidad de Córdoba (Cursos 20/22).
- Curso de 150 horas – 6 ECTS, “Inteligencia emocional: intervenciones educativas en el aula” de la UCAM. Año 2023.
- Curso de 150 horas – 6 ECTS, “TDAH, impulsividad e hiperactividad: recomendaciones en el aula” de la UCAM. Año 2023.